

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

**AVALIAÇÃO DE DUAS ESTRATÉGIAS DE PARTIDA EM BIODIGESTORES DO TIPO
CSTR UTILIZANDO LODOS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA
SUINOCULTURA**

GABRIELLE BORTOLINI DE OLIVEIRA

CASCAVEL

2018

GABRIELLE BORTOLINI DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DE DUAS ESTRATÉGIAS DE PARTIDA EM BIODIGESTORES DO TIPO
CSTR UTILIZANDO LODOS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA
SUINOCULTURA**

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

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz

**Cascavel – Paraná – Brasil
Maio – 2018**

GABRIELLE BORTOLINI DE OLIVEIRA

AVALIAÇÃO DE DUAS ESTRATÉGIAS DE PARTIDA EM BIODIGESTORES DO TIPO CSTR UTILIZANDO LODOS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação “stricto-sensu” em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, campus Cascavel, apresentada à seguinte banca examinadora:

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz
Ciências Exatas e Tecnológicas - Unioeste

Banca 1: Dr. Marcelo Bortoli
Ciências Exatas e Tecnológicas - UTFPR

Banca 2: Profa. Dra. Silvia Renata Machado Coelho
Ciências Exatas e Tecnológicas - Unioeste

Cascavel – Paraná – Brasil

Maior – 2018

BIOGRAFIA

Nascida em 15 de julho de 1988, na cidade de Foz do Iguaçu, PR. Concluiu em 2012 o curso de Engenharia Ambiental pelo Centro Universitário Dinâmica das Cataratas – UDC, *campus* de Foz do Iguaçu, PR. Especialista em Gestão Ambiental em Municípios pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, *campus* Medianeira, PR.

Em 2015 ingressou no mestrado, com bolsa CAPES, no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, na área em concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (RHESA), linha de pesquisa: Saneamento Ambiental.

Dedico aos meus pais, Marli e Darci, que sempre acreditaram nos meus propósitos,
e ao meu bem mais precioso, que foi o motivo de eu nunca desistir, meu Lorenzo.

AGRADECIMENTOS

A DEUS pela constante presença em minha vida, guiando sempre meus passos pelos melhores caminhos;

Ao Prof. Dr. Airton Kunz pela orientação, o incentivo, o aprendizado e a oportunidade de executar o experimento na Embrapa Suínos e Aves;

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE);

À CAPES, pela concessão da bolsa de pesquisa;

Aos colegas do Laboratório de Estudos e Análises Ambientais (LEAA) da Embrapa Suínos e Aves, André, Taís, Juan, Marina, Vanessa, Gislaine, Eduardo, Deise, Angélica, Ismael, Sabrina, Shirley e Jéssica, pelos momentos de descontração e pela ajuda nas análises laboratoriais. Em especial aos meus amigos Camila e Marcos, por sempre me apoiarem, incentivarem, acreditarem no meu potencial, por todo o companheirismo e a lealdade desta amizade. Ao meu querido amigo Plínio, por me ajudar sempre quando foi necessário;

Aos analistas da Embrapa Suínos e Aves Ricardo e Fabiane pelo esclarecimento das dúvidas e pelo apoio para a realização deste trabalho;

Ao pessoal da manutenção da Embrapa Suínos e Aves, pelo suporte prestado na manutenção dos reatores;

Aos membros da banca, Dr. Marcelo Bortoli e professora Dra. Silvia Renata Machado Coelho, pela disponibilidade e a colaboração na melhoria do trabalho;

Finalmente, agradeço a todos que de alguma forma, colaboraram na concretização deste trabalho.

AVALIAÇÃO DE DUAS ESTRATÉGIAS DE PARTIDA EM BIODIGESTORES DO TIPO CSTR UTILIZANDO LODOS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA

RESUMO

A suinocultura é uma atividade de grande importância econômica no Brasil, sendo crescente a demanda da produção de suínos por estar entre as carnes mais consumidas no mundo. Com o aumento da produção, conseqüentemente gera-se maior volume de resíduos com elevadas concentrações de nutrientes que possuem alto potencial poluidor no meio ambiente. O lodo gerado pela suinocultura manejado corretamente possui alto valor econômico, podendo ser utilizado na geração de biogás e a utilização do digestato como um rico biofertilizante. Sistemas de tratamentos dos dejetos suínos por meio da biodigestão anaeróbia são eficazes na remoção de carbono encontrados nestes efluentes. Os biodigestores são considerados para o tratamento de efluentes uma das tecnologias mais difundidas pois reduzem a carga orgânica. Entretanto, a partida do biodigestor é de extrema importância para o sucesso de todo o processo da digestão anaeróbia onde exigem-se controles operacionais. O objetivo deste estudo foi avaliar duas estratégias de partida de biodigestores de agitação contínua (CSTR), em condições desfavoráveis para o início do processo da digestão anaeróbia pela ausência de inóculo aclimatado, em condições de temperatura mesofílica, utilizando lodos provenientes de etapas de tratamento de efluentes da suinocultura e avaliar quanto à eficiência da produção e à qualidade de biogás gerado pelas distintas estratégias de partida dos biodigestores anaeróbios. As estratégias de partida estudadas, denominadas Partida com Substrato (PCS) e Partida sem Substrato (PSS), foram divididas em duas etapas. Na Etapa I analisou-se a parte da partida dos reatores utilizando-se apenas dois substratos (lodo de peneira rotativa e lodo de biodigestor de lagoa coberta), na Etapa II foi marcada pela adição de um terceiro substrato, o lodo de reator biológico aeróbio (RBA), no processo. Como o reator PSS demonstrou melhores condições de operação e estabilidade no processo de digestão anaeróbia, optou-se por adicionar apenas a este reator o substrato lodo RBA, a fim de avaliar o comportamento do processo de digestão anaeróbia com a adição de nitrato. As estratégias de partida aplicadas demonstraram ser eficientes para o processo anaeróbio. Na Etapa I o reator PCS apresentou maior instabilidade operacional; em contrapartida, obteve geração de biogás mais rapidamente; no segundo dia observou-se produção de biogás com $21,0 \text{ L}_N \cdot \text{d}^{-1}$, e rendimento de biogás (RB) de $1,32 \text{ L}_N \text{ biogás g}_{\text{SV}} \text{ adic}^{-1}$. A concentração de amônia apresentou-se elevada, na faixa de $233,8 \pm 85,0 \text{ mg L}^{-1}$ e a qualidade de metano estabeleceu-se na faixa de $56,0 \pm 6\% (\text{v v}^{-1})$ neste reator. No reator PSS, a maior produtividade de biogás ocorreu com 41 dias, com valores de $0,95 \text{ L}_N \text{ biogás L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e RB com $0,78 \text{ L}_N \text{ biogás g}_{\text{SV}} \text{ adic}^{-1}$. As análises de qPCR encontraram espécies de arqueas metanogênicas das ordens *Methanobacteriales*, *Methanosarcinales* e *Methanomicrobiales* nas duas estratégias de partida estudadas. Na Etapa II do experimento, marcada pela adição do substrato RBA no reator PSS, apresentou produção média de biogás de $6,7 \text{ L}_N \text{ d}^{-1}$. Esse resultado demonstrou a influência da redução da COV e também da adição de nitrato em sistemas anaeróbios. Nesse contexto, o presente estudo buscou contribuir para a redução de lodos nos sistemas de tratamentos da suinocultura, minimizando custos nestes processos colaborando com a identificação dos parâmetros de instabilidades operacionais que possam ocorrer na digestão anaeróbia extraindo a produção de biogás deste resíduo.

Palavras-chave: águas residuárias, suínos, digestão anaeróbia.

EVALUATION OF TWO STRATEGIES OF START UP IN BIODIGESTERS OF THE CSTR TYPE USING SLUDGE OF SWINE PRODUCTION EFFLUENT TREATMENT SYSTEMS

ABSTRACT

The swine production has great economic importance in Brazil, with a growing demand in swine production, considering swine meat is one of the most consumed in the world. As the production increases, consequently a higher volume of waste is generated with elevated concentration of nutrients with high polluting hazard for the environment. When the sludge generated by swine production is properly management, it presents great economical value, since it may be used in the generation of biogas and its digestate is a potent biofertilizer. Treatment systems of swine sludge using anaerobic digestion are effective in removing the carbon found in the swine manure. For the effluents treatment, the biodigester is one of the most used technology, because it reduces the organic load. However, the biodigester start up is extremely important for a successful outcome of the whole anaerobic digestion process where required operational controls. The study objective was to evaluate two different strategies to get the continuous stirred (CSTR) biodigester start up, under unfavorable conditions for the anaerobic digestion process initiation by the absence of the acclimatized inoculum, in mesophilic temperature conditions, using sludge from treatment steps of swine production effluents and to evaluate how much the production efficiency and quality of biogas generated from distinguished ways to start up the anaerobic biodigester. The start up strategies studied, named Start up with Substrate (PCS) and Start up without Substrate (PSS), were divided in two stages. In Step I it was analyzed the reactor starting part using only two substrates (rotary sieve sludge and lagoon covered biodigester sludge), as Step II was marked to add of a third substrate the aerobic biological reactor sludge (RBA) in the process. The PSS reactor showed better conditions of operation and stability in the process of anaerobic digestion, therefore, it was decided to only add to this reactor substrate sludge RBA, in order to evaluate the behavior of the anaerobic digestion process with the addition of nitrate, remained the PCS reactor under to operating conditions of Step I. The studied strategies have shown to be efficient for the anaerobic digestion process, in Step I the PCS reactor presented greater operational instability, in contrast obtained faster biogas generation, on the second day it was observed biogas production with $21.0 \text{ L}_N \cdot \text{d}^{-1}$ and biogas yield (RB) of $1.32 \text{ L}_N \text{ biogas g}_{\text{SV}} \text{ adic}^{-1}$. The ammonia concentration presented high values at the PCS start up, in the range of $233.8 \pm 85.0 \text{ N-NH}_3 \text{ mg L}^{-1}$ and the methane quality was established in the range of $56.0 \pm 6\%$ (v v^{-1}) in this reactor. In the PSS reactor the highest biogas productivity occurred within 41 days, with values of $0.95 \text{ L}_N \text{ biogas L}_{\text{reactor}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e RB with $0.78 \text{ L}_N \text{ biogas g}_{\text{SV}} \text{ adic}^{-1}$. On the qPCR analysis has been found species, from the Methanogenic Archaea and *Methanobacteriales*, *Methanosarcinales* to *Methanomicrobiales* orders on the two start-ups studied. The Step II of the experiment marked by the addition of the RBA substrate in the PSS reactor, presented a biogas average production of $6,7 \text{ L}_N \text{ d}^{-1}$, this result demonstrated the COV reduction influence and also when added nitrate on anaerobic systems. The present study aimed to contribute to the improvement of the swine activity, with the reduction of sludge in swine treatment systems, minimizing costs in these processes, cooperating with the identification of the parameters of operational instability that may occur in anaerobic digestion, extracting biogas production from this product.

Key-words: wastewaters, swine, anaerobic digestion.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	i
LISTA DE FIGURAS	ii
LISTA DE ABREVIATURAS	iii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo geral.....	3
2.2 Objetivos específicos	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 SUINOCULTURA.....	4
3.2 EFLUENTES DA SUINOCULTURA	6
3.3 LODO	7
3.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	10
3.5 VARIÁVEIS QUE AFETAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	12
3.5.1 Temperatura	12
3.5.2 pH, alcalinidade e ácidos orgânicos voláteis	13
3.5.3 Carga orgânica volumétrica (COV)	14
3.5.4 Relação C/N	15
3.5.5 Amônia livre	15
3.5.6 Tempo de retenção hidráulica (TRH)	17
3.5.7 Tempo de retenção de sólidos (TRS).....	17
3.5.8 Agitação.....	19
3.5.9 Interferência da espuma na digestão anaeróbia.....	19
3.6 BIOGÁS.....	20
3.7 PARTIDA EM BIODIGESTORES ANAERÓBIOS	20
3.8 TIPOS DE BIODIGESTORES ANAERÓBIOS	22
3.8.1 Biodigestor modelo Indiano.....	22
3.8.2 Biodigestor modelo Chinês	23
3.8.3 Biodigestor modelo Lagoa Coberta (BLC).....	24
3.8.4 Biodigestor modelo UASB.....	24
3.8.5 CSTR (do inglês <i>Continuous Stirred Tank Reactor</i>)	25
REFERÊNCIAS	27
ARTIGO - AVALIAÇÃO DE DUAS ESTRATÉGIAS DE PARTIDA EM BIODIGESTORES DO TIPO CSTR UTILIZANDO LODOS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA	35
1 INTRODUÇÃO	37

2 MATERIAL E MÉTODOS	38
2.1 Coleta e caracterização das amostras	38
2.2 Partida e operação dos reatores CSTR	40
2.2.1 Etapa I	41
2.2.2 Etapa II	42
2.2.3 Métodos analíticos	42
2.2.4 Quantificação de bactérias por reação em cadeia da polimerase (qPCR)	43
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
3.1 Avaliação do processo de digestão anaeróbia	43
3.1.1 Partida dos reatores CSTR	43
3.1.2 Rendimento de biogás	45
3.1.3 Qualidade do biogás	46
3.1.4 Produtividade de biogás e metano	47
3.1.5 Amônia livre	49
3.1.6 Relação AI/AP	50
3.2 Comparação dos reatores	51
3.3 Análise microbiológica	57
4 CONCLUSÕES	58
5 REFERÊNCIAS	59
6 PERSPECTIVAS FUTURAS	63
ANEXO I	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Produção de suínos nos principais Estados no Sul.....	5
Tabela 2 Volume diário de dejetos produzidos em sistemas especializados de produção de suínos no Estado de Santa Catarina de acordo com as fases de produção.....	6
Tabela 3 Vantagens e desvantagens de técnicas de minimização do lodo.....	9
Tabela 4 Evolução da relação AI/AP de acordo com a experiência empírica.....	14
Tabela 5 Diferentes substratos e seus respectivos rendimentos de metano.....	20

LISTA DE TABELAS ARTIGO

Tabela 1 Locais de amostragem e composição média de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF), pH, amônia livre (AL), nitrato e nitrito das amostras utilizadas no experimento.....	40
Tabela 2 Tipos de estratégias de partida e controle operacional dos reatores CSTR na Etapa I.....	41
Tabela 3 Tipos de estratégias de partida e controle operacional dos reatores CSTR do período de 80 a 120 dias de operação.....	42
Tabela 4 Primers, sondas, sequências e tamanhos de fragmentos utilizados na análise qPCR.....	43
Tabela 5 Comparação dos resultados do estudo.....	56
Tabela 6 Concentrações de arqueas metanogênicas das estratégias de partida PSS e PCS.....	57

ANEXO I

Tabela 1. Produção de dejetos suínos da Granja comercial em Santa Catarina.....	64
--	----

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribuição da produção brasileira de carne suína (abate).....	4
Figura 2. Formas potenciais de poluição resultante da suinocultura.	7
Figura 3. Etapas da digestão anaeróbia e grupos de micro-organismos envolvidos.....	10
Figura 4. Crescimento relativo dos micro-organismos metanogênicos nas faixas de temperatura, psicrófila, mesófila e termófila.....	13
Figura 5. Biodigestor modelo indiano.	23
Figura 6. Biodigestor modelo chinês.....	23
Figura 7. Biodigestor modelo lagoa coberta (BLC).....	24
Figura 8. Biodigestor modelo UASB.....	25
Figura 9. Biodigestor modelo CSTR.....	26

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO

Figura 1. Fluxograma do ponto de coleta da amostra de lodo no biodigestor de lagoa coberta (BLC). Ponto 1: Saída do lodo do fundo do BLC.	39
Figura 2. Fluxograma dos pontos onde as amostras foram coletadas na ETDS (Estação de Tratamento de Dejetos Suínos). Ponto 1: Lodo da peneira rotativa (PR); Ponto 2: Lodo de reator biológico aeróbio (RBA).....	39
Figura 3. Reator CSTR utilizado para avaliar as duas formas de partida do reator.	40
Figura 4. Comparação da produção de biogás ($L_N \cdot d^{-1}$) nas diferentes estratégias de partida dos reatores.....	44
Figura 5. Rendimento de biogás (RB) ($L_N \text{ biogás } g_{SV \text{ adic}}^{-1}$) nas estratégias de partida: Partida com substrato (PCS) e Partida sem substrato (PSS).....	45
Figura 6. Qualidade do biogás (v.v ⁻¹ %) produzido pelas diferentes estratégias de partida nos reatores. (a) Qualidade de metano (CH ₄) e (b) Dióxido de carbono (CO ₂). Partida com substrato (PCS); Partida sem substrato (PSS).....	47
Figura 7. (a) Produtividade de Biogás (PdB em $L_N \text{ biogás } L_{\text{reator}}^{-1} d^{-1}$) das estratégias de partida. (b) Produtividade de Metano (PdM em $L_N \text{ metano } L_{\text{reator}}^{-1} d^{-1}$). Partida com substrato (PCS) e Partida sem substrato (PSS).....	48
Figura 8. Comportamento do parâmetro amônia livre (N-NH ₃ mg.L ⁻¹), comparando as diferentes estratégias do experimento.	49
Figura 9. Relação AI/AP das diferentes estratégias de partida dos reatores.	50

LISTA DE ABREVIATURAS

- ABPA** – Associação Brasileira de Proteína Animal
- AGV** – Ácidos graxos voláteis
- APHA** – Do inglês *American Public Health Association*
- AL** – Amônia livre
- BLC** – Biodigestor de lagoa coberta
- COV** – Carga orgânica volumétrica
- CSTR** – Do inglês *Continuous stirred-tank reactor*
- DA** – Digestão anaeróbia
- DQO** – Demanda química de oxigênio
- EMBRAPA** – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias
- ETDS** – Estação de tratamento de dejetos suínos
- IBGE** – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- NAT** – Nitrogênio amoniacal total
- N-NH₃** – Nitrogênio na forma de Amônia
- N-NO₂⁻** – Nitrito
- N-NO₃⁻** – Nitrato
- PCS** – Partida com substrato
- PdB** – Produtividade de biogás
- PdM** – Produtividade de metano
- PEM** – Potencial específico de metano
- pH** – Potencial hidrogeniônico
- PR** – Peneira rotativa
- PSS** – Partida sem substrato
- qPCR** – do inglês *Quantitative polymerase chain reaction*
- RB** – Rendimento de biogás
- RBA** – Reator biológico aeróbio
- RM** – Rendimento de metano
- SISTRATES** – Sistema de tratamento de efluente suíno
- SPACs** – Sistemas de produção de animais confinados
- SF** – Sólidos fixos
- ST** – Sólidos totais
- SV** – Sólidos voláteis
- TRH** – Tempo de retenção hidráulica
- TRS** – Tempo de retenção de sólidos
- UASB** – do inglês *Upflow anaerobic sludge blanket*

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura no Brasil é uma das atividades que mais cresce na agropecuária, sendo de grande importância socioeconômica, colocando o país em quarto lugar no ranking mundial no que se refere a produção de suínos. A produção brasileira é responsável por 3.731.000 toneladas de carne ao ano (ABPA, 2017).

Com o aumento da produção geram-se mais resíduos oriundos das atividades suinícolas, efluentes com elevada carga orgânica, nutrientes e metais pesados, como o cobre e o zinco, que possuem alto potencial poluidor. A concentração desses efluentes pode variar de acordo com a nutrição dos suínos e o manejo adotado de produção.

Com base no crescimento da cadeia produtiva de suínos, foram adotados sistemas de produção de animais confinados (SPACs), dotados com alta tecnologia, que se baseia, em concentrar o maior número de animais em menores áreas, fazendo uso de técnicas modernas de produção, no que se refere à seleção genética, padrão sanitário e manejo do plantel, visando com isso o aumento da produtividade e a redução de custos de produção (FERNANDES, 2008).

A grande quantidade de resíduos gerados por esta atividade desperta preocupações ambientais, na busca por medidas de manejo e gestão para correta disposição destes resíduos. O excesso de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio presentes no dejetos suíno poluem o solo e podem provocar a eutrofização nos corpos hídricos; entretanto, se manejados corretamente, estes efluentes possuem grande valor agregado.

Novas tecnologias compostas de tratamentos físicos, físico-químicos e biológicos estão sendo desenvolvidas para o tratamento de efluentes da suinocultura, com intuito de aproveitar o potencial energético do dejetos suíno e melhorar o efluente para dispor no meio ambiente. Durante os processos de tratamento supracitados, podem ser gerados lodos como resíduo final, necessitando de gerenciamento deste efluente. O lodo é constituído de minerais, colóides e matéria orgânica decomposta (LAMPERT et al., 2015). Para que seja disposto no meio ambiente, há a necessidade que este material seja estabilizado e adequado aos padrões exigidos pela legislação vigente, necessitando de seguidos pós-tratamentos, refletindo na elevação dos custos operacionais. O lodo é rico em carbono, e com isso obtém características vantajosas e promissoras para a sua utilização na produção de biocombustíveis como o metano.

Uma das tecnologias que vem sendo empregada para o tratamento de efluentes da suinocultura é a digestão anaeróbia, que permite o tratamento da biomassa residual, diminuindo a carga orgânica, a redução de patógenos e a produção de biogás (CHERNICHARO, 2007; DUDA; OLIVEIRA, 2011; SEMBLANTE et al., 2015). Esta tecnologia tem como vantagem o baixo custo de implementação, operação e manutenção, além de permitir o aproveitamento dos efluentes gerados para utilização como biofertilizantes

(AMARAL et al., 2014).

A partida de um biodigestor anaeróbio é considerada a fase crítica da digestão anaeróbia. A literatura no geral, aborda fortemente o uso de inóculo aclimatado, para que esta fase obtenha rápida produção de biogás e menor instabilidade no processo na digestão anaeróbia. Entretanto, em condições reais de implantação de biodigestores, o inóculo é a parte limitante para o início do processo de digestão anaeróbia.

O presente estudo avaliou o comportamento de duas estratégias de partida de reatores do tipo CSTR, em condições anaeróbias sem a utilização de inóculo aclimatado, utilizando como substrato três tipos de lodos gerados em sistemas de tratamentos de dejetos suínos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar duas estratégias de partida em reatores modelo CSTR em escala laboratorial, por meio da digestão anaeróbia, sem o uso de inóculo aclimatado, utilizando-se como substratos lodos provenientes de três etapas que incorporam sistemas de tratamentos de efluentes de dejetos suínos (sólido da peneira rotativa, lodo de biodigestor de lagoa coberta e lodo de reator biológico aeróbio).

2.2 Objetivos específicos

- Propor o reaproveitamento dos lodos resultantes das fases de Sistemas de Tratamento dos Dejetos Suínos;
- Avaliar parâmetros de estabilidade dos reatores como pH, alcalinidade, amônia livre, produção e qualidade do biogás, devido às diferentes estratégias de partidas dos reatores;
- Detectar espécies de arqueas metanogênicas pelas diferentes estratégias de partida nos reatores.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 SUINOCULTURA

A suinocultura é uma atividade socioeconômica de grande importância no complexo agropecuário brasileiro, ocupando a quarta colocação na produção mundial de suínos. Esta atividade foi responsável pela produção equivalente a 3,731 milhões de toneladas de carne no ano de 2016, sendo que 80,4% desta produção são destinados ao mercado interno e 19,6% à exportação (ABPA, 2017).

A China ocupa o primeiro lugar no ranking mundial de produção de carne suína, com 52.990.000 toneladas ao ano, seguido pela União Europeia, com produção de 23.400.000 toneladas de carne ao ano e os Estados Unidos, ocupando a terceira posição, com produção anual de 11.319.000 toneladas de carne (ABPA, 2017).

A atividade suinícola influencia diretamente nos aspectos sociais, econômicos e culturais das regiões que utilizam desta atividade como fonte de renda (MELLER, 2007).

Na Figura 1 podem-se analisar os estados com maior ênfase na atividade produtiva de suínos. O estado de Santa Catarina lidera o ranking de maior produtor e exportador de carne suína, com 26,11% de animais abatidos, seguido do estado do Paraná com 20,96%, e Rio Grande do Sul, com 19,97%.

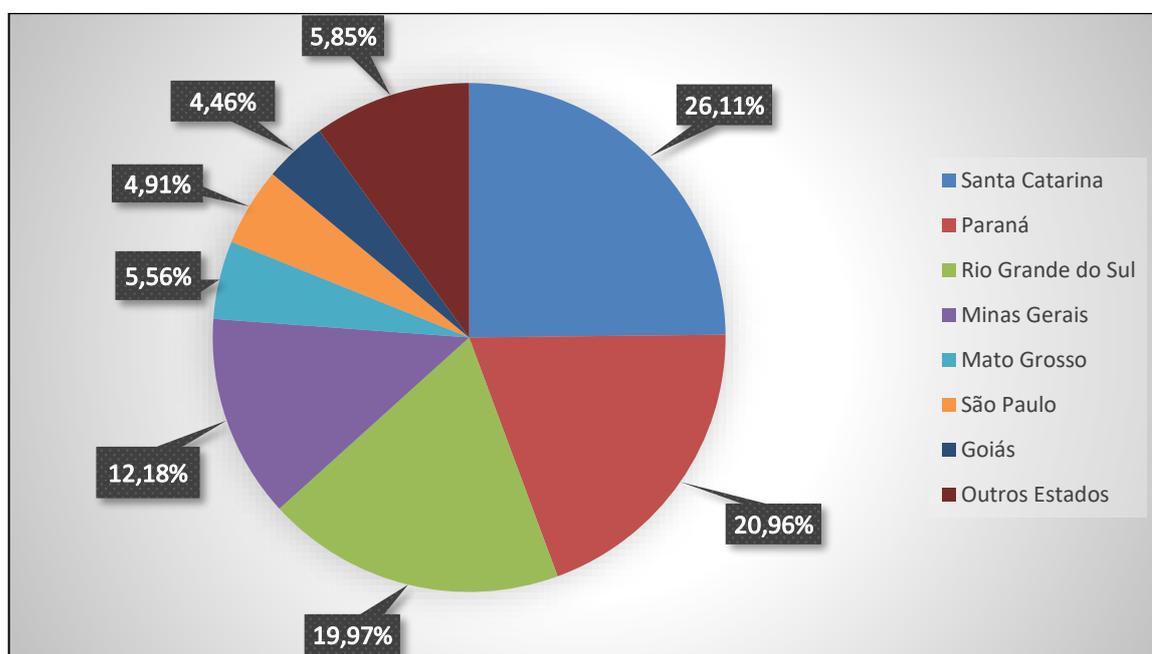


Figura 1 Distribuição da produção brasileira de carne suína (abate).

Fonte: Adaptado, dados EMBRAPA (2016).

A região Sul, além de ser responsável por 67,04% do abate de suínos, se destaca por possuir o maior rebanho do País. Segundo dados estatísticos do IBGE, no ano de 2016 o estado do Paraná liderou a produção de suínos, produzindo cerca de 7 milhões de animais,

sendo o maior rebanho atribuído ao município de Toledo, seguido pelo município de Concórdia, SC. Na Tabela 1, apresentam-se os estados com maior produção de suínos e seus respectivos municípios (IBGE, 2017).

Tabela 1 Produção de suínos nos principais Estados no Sul

Estado	Efetivo de suínos (cabeças)	Município	Efetivo de suínos (cabeças)
Paraná	7.131.132	Toledo	1,182.705
Santa Catarina	6.887.376	Concórdia	318.920
Rio Grande do Sul	5.927.862	n.i	n.i

Fonte: IBGE (2017).

O crescimento da produção de suínos no Brasil fomenta a expansão da economia do país, visto que, além da economia gerada por este setor, a atividade suinícola atua no setor da produção de grãos, pela necessidade de ração animal, que tem como sua principal composição soja e milho (FRIGO, 2017).

Devido à ampliação das exportações, pelo aumento do consumo da carne suína e de seus demais produtos industrializados, juntamente com os avanços tecnológicos na suinocultura, esta passou de uma atividade de subsistência para uma atividade empresarial. Deste modo, os sistemas produtivos de suínos intensificaram a adoção dos sistemas de confinamento para o aumento da escala de produção (KUNZ et al., 2006; FERNANDES, 2008).

No Brasil essa produção acontece em pequenas e médias propriedades seguindo o modelo de confinamento (SPACs – Sistemas de Produção de Animais Confinados), que consequentemente resulta em um maior consumo dos recursos naturais, gerando uma grande quantidade de resíduos (GOMES et al., 2014).

Com o desenvolvimento desses sistemas de alta produtividade e a instalação de uma agroindústria competitiva nos cenários nacional e internacional, a gestão dos dejetos gerados pela cadeia produtiva de suínos tornou-se prioridade tratando-se em desenvolvimento sustentável (FERNANDES, 2008).

A suinocultura produz grandes quantidades de dejetos, que podem variar de acordo com a fase de crescimento dos suínos. Possuem alta concentração de nutrientes, sendo que os impactos causados ao meio ambiente são provenientes do manejo inadequado desses dejetos (KUNZ et al., 2009).

O maior desafio da cadeia produtiva de suínos é a implantação de sistemas para o tratamento dos resíduos que possua baixo custo e que favoreça manejos eficientes e concernentes as leis ambientais, mantendo o ritmo de crescimento da atividade em conjunto com a sustentabilidade, com foco no uso racional e preservação do meio ambiente (RIZZONI, 2012).

3.2 EFLUENTES DA SUINOCULTURA

O dejetos suíno é rico em matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre entre outros componentes, sendo influenciado pela nutrição fornecida na dieta dos animais (STEINMETZ et al., 2009; VIANCELLI et al., 2013).

As características físico-químicas do dejetos suíno podem variar de acordo com o sistema de manejo empregado, quantidade de nutrientes e água presente em sua composição (BROOKS et al., 2014).

Segundo Amaral et al. (2016), um sistema de produção de suínos pode ser dividido em quatro fases: 1) reprodução e gestação, é o período de manutenção das fêmeas reprodutoras que dura cerca de 114 dias; 2) maternidade, compreende o nascimento de leitões até o desmame ao atingir 7 kg aproximadamente em 21 a 28 dias; 3) creche, cuidados com os suínos após o desmame cerca de 25 kg em 35 a 42 dias; 4) terminação, a alimentação dos suínos a partir de 25 kg para um peso de abate de 120 kg, que ocorre em 90 a 105 dias.

Na Tabela 2 pode-se observar a quantidade de dejetos suíno produzido em relação a cada fase de produção.

Tabela 2 Volume diário de dejetos produzido em sistemas especializados de produção de suínos no Estado de Santa Catarina de acordo com as fases de produção

Modelos de Sistema de Produção de Suínos	Massa suínos (kg)	Produção de dejetos (animal. L⁻¹.d⁻¹)
Ciclo completo (CC)	-	47,1
Unidade de Produção de Leitões (UPL)	-	22,8
Unidade de Produção de Desmamados (UPD)	-	16,2
Crechários (CR)	6 - 28	2,3
Unidade de Terminação (UT)	23 - 120	4,5

Fonte: IN 11, FATMA (2014).

O efluente gerado pela atividade suinícola possui alto potencial poluidor; se não manejado corretamente pode provocar contaminação de águas superficiais e subterrâneas, poluição do ar pelos gases e problemas de desequilíbrio químico no solo, causando a degradação das regiões que desenvolvem a atividade, alterando ciclos biogeoquímicos, conforme ilustrado na Figura 2 (FERNANDES, 2008; MATANGUE, 2011).

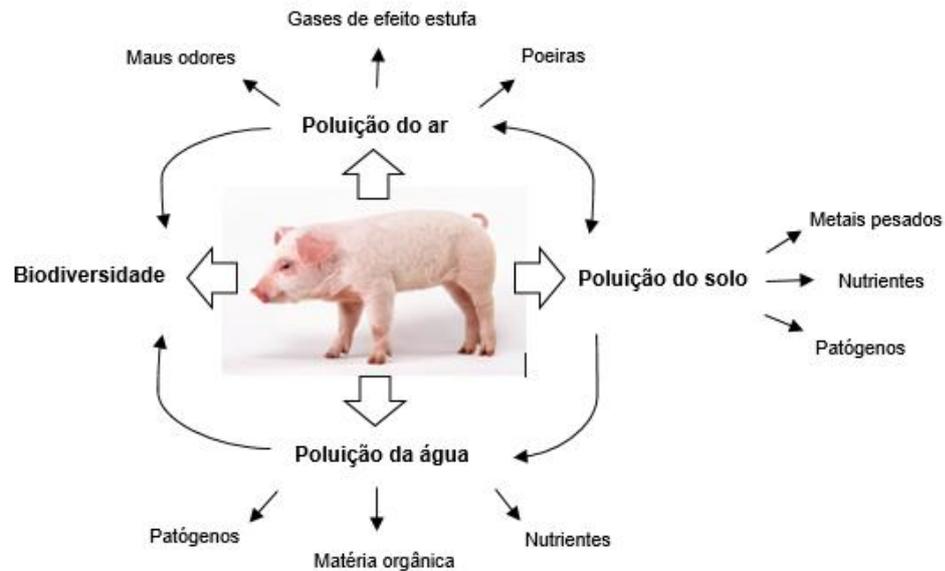


Figura 2 Formas potenciais de poluição resultante da suinocultura.
Fonte: Adaptado de Fernandes (2008).

3.3 LODO

O lodo é o principal resíduo gerado resultante de tratamentos das águas residuárias. Proveniente de sistemas de tratamentos gerado pelas etapas de pré-tratamento e tratamentos primários (separação sólida/líquida, que tem por objetivo remover sólidos grosseiros e partículas maiores por gradeamento ou peneiramento e sedimentação), tratamentos secundários (tratamento biológico que tem função de reduzir o material orgânico por reações bioquímicas realizadas por meio de micro-organismos aeróbios e anaeróbios, como exemplo a utilização lodo ativado, lagoas de estabilização, filtro biológico e biodigestores) e do tratamento terciário ou avançado, que corresponde à remoção de outros nutrientes, como nitrogênio e fósforo, por meio de desnitrificação e precipitação química (CHAGAS, 2000; CAERN, 2014).

O lodo é constituído de minerais, colóides e material orgânico decomposto. O tratamento do lodo tem basicamente a função de reduzir de volume e a estabilização de matéria orgânica (LAMPERT et al., 2015).

Diversos sistemas de tratamentos de efluentes possuem alto custo de implantação e operação, produzindo grande volume de resíduos providos destes tratamentos, ao qual conduz ao elevado consumo de energia em processos para redução da geração do lodo. O desafio é extrair o máximo do potencial energético destes resíduos e encontrar um sistema de tratamento viabilizando a minimização de custos e a simplicidade de operação (TCHOBANOGLOUS et al., 2003; KHURSHEED; KAZMI, 2011; COMA et al., 2013).

Implantar um biodigestor paralelo a linha de tratamento convencional auxilia na redução da produção de biomassa no sistema, minimiza custos no tratamento de lodos ativados e reduz o volume de lodos residuais (COMA et al., 2013).

O problema com o excesso de lodo em sistemas de tratamentos seria reduzido com a implantação de um sistema eficiente de tratamento de águas residuais, que utilize o metabolismo microbiano a partir do carbono presente nos efluentes para a redução da biomassa, de modo que o substrato seja desviado para a biossíntese, abastecendo atividades exotérmicas e não o aumento do efluente, sendo uma alternativa de tratamento ao invés de investimentos para aplicações em pós-tratamentos do lodo (KHURSHEED; KAZMI, 2011).

A biodigestão anaeróbia permite o aproveitamento do carbono presente nos lodos de sistemas de tratamentos de dejetos suínos. Este processo possibilita a produção de biogás, a redução de odores, eliminação de patógenos, redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), produção de biofertilizantes, baixa produção de lodo e a possibilidade de sistemas de tratamento descentralizados de dejetos (RIZZONI, 2012).

Na Tabela 3, Semblante et al. (2015) citam que para a minimização do lodo existem técnicas com alto custo de implementação, já o processo de biodigestão aeróbia, anaeróbia e anóxica não exige altos custos operacionais e de equipamentos, entretanto, necessita-se do conhecimento do processo.

Tabela 3 Vantagens e desvantagens de técnicas de minimização do lodo

TÉCNICAS DE MINIMIZAÇÃO DE LODO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
1) Otimização de parâmetros operacionais de longos TRH e alto OD	Fácil implementação, melhora a sedimentabilidade	Alta demanda da aeração; redução de lodo menor
2) Desintegração do lodo por: Tratamento térmico	Melhora a desidratação; inativação de patógenos, reduz a viscosidade do lodo	Formação de odor; alto consumo de energia
Tratamento termoquímico	Melhora a desidratação; inativação de patógenos	Formação de odor; alto consumo de energia
Ultrassonificação	Reduz espuma; melhora a sedimentabilidade	Requer equipamentos caros; alto consumo de energia; baixa degradabilidade
Ozonização	Alta performance redução de lodo; melhora a sedimentação	Requer equipamentos caros; alto consumo formação de produtos tóxicos
Cloração	Mais barato que a técnica de ozonização	Não favorece a sedimentabilidade e remoção de DQO, formação de produtos tóxicos
3) Desacoplador metabólico	Facilidade de implementação	Técnica cara, potencial químico perigoso; baixa sedimentabilidade e degradabilidade
4) Ciclo aeróbio/anaeróbio/anóxico	Baixo capital e custos operacionais; melhora a sedimentabilidade	Fácil redução de lodo comparado ao método de desintegração; necessita conhecimento do processo

Fonte: Adaptado de Semblante et al. (2015).

3.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo de degradação da matéria orgânica biodegradável que ocorre na ausência de oxidante externo, desencadeada por meio de processos metabólicos complexos, envolvendo diversos grupos de micro-organismos mutuamente dependentes (FAGBOHUNGBE et al., 2016).

A digestão anaeróbia vem sendo utilizada como parte de tratamento em diversos efluentes residuais. Sua utilização crescente se destaca pelas inúmeras vantagens deste processo, como o baixo custo na implementação, operação, economia de energia elétrica, tratamento viável para águas residuárias que possuem elevadas cargas orgânicas, baixa produção de lodo, não necessita de grandes áreas, preservação da biomassa em longos períodos sem alimentação, baixo consumo de nutrientes, sua aplicabilidade pode ser em escala laboratorial e real, produção de metano como um dos produtos formados com alto poder energético (CHERNICHARO, 2007; DUDA; OLIVEIRA, 2011).

As etapas da digestão anaeróbia se dividem basicamente em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e a metanogênese. Na Figura 3, pode-se observar as respectivas fases da digestão anaeróbia.

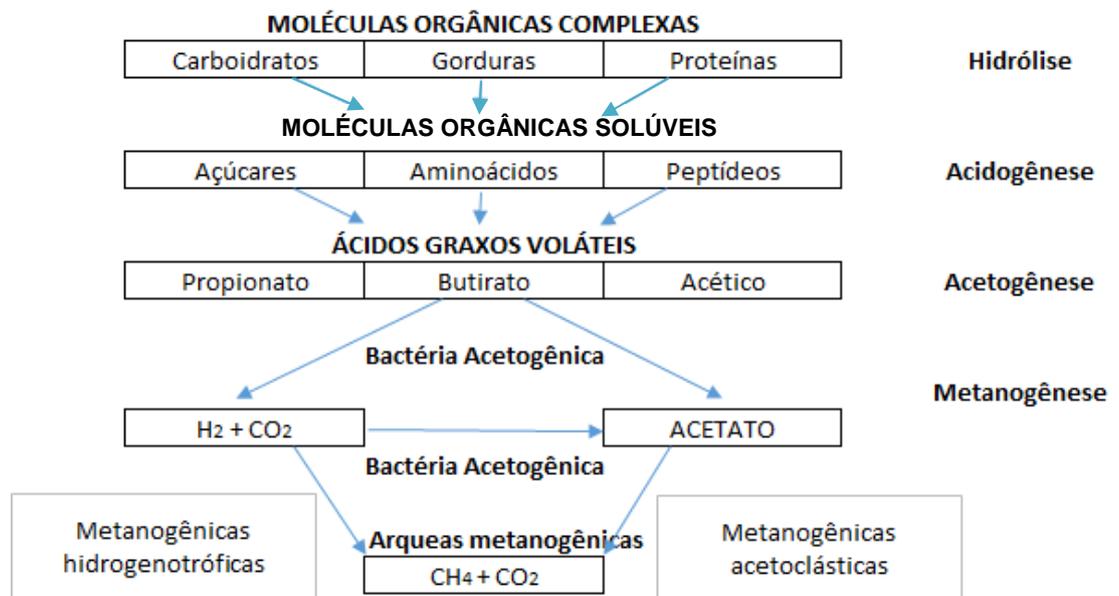


Figura 3 Etapas da digestão anaeróbia e grupos de micro-organismos envolvidos. Fonte: Adaptado, CHERNICHARO (2007).

Na etapa da hidrólise, as bactérias hidrolíticas são responsáveis por promover a conversão de moléculas orgânicas complexas como carboidratos, proteínas e lipídios, em moléculas orgânicas solúveis como açúcares, aminoácidos e peptídeos. As bactérias envolvidas na degradação destas moléculas são:

- *Clostridium*, *Staphylococcus*, *Acetivibrio*, *Eubacterium* (degradam polissacarídeos a açúcares menores);

- *Bacteroides, Butyvirbio, Clostridium, Fusobacterium, Selenomonas, Streptococcus, Proteus, Peptococcus e Bacillus* (degradam proteínas a aminoácidos);
- *Clostridium, Micrococcus e Staphylococcus* (degradam lipídeos a ácidos graxos) (MATANGUE, 2011).

Na etapa da acidogênese, as bactérias acidogênicas desencadeiam um processo fermentativo para a formação dos ácidos carboxílicos de cadeia curta, como o propionato, butirato e acético (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). As bactérias envolvidas nesta etapa são:

- *Clostridium, Bacteroides, Ruminococcus, Butyabacterium, Propionibacterium, Eubacterium, Lactobacillus, Strepcoccus, Pseudomonas, Desulfobacter, Micrococcus, Bacillus e Escherichia* (MATANGUE, 2011).

Na etapa da acetogênese, os ácidos graxos voláteis (AGV) formados anteriormente são convertidos pelas bactérias acetogênicas a ácido acético, CO₂ e H₂. Nesta fase, o processo anaeróbio necessita que ocorra o mutualismo entre os microrganismos produtores e consumidores de H₂, pois o H₂ é substrato para as arqueas hidrogenotróficas, o excesso de H₂ pode inibir o crescimento das bactérias acetogênicas (DEUBLIN; STEINHAUSER, 2011). As espécies microbiológicas encontradas nesta etapa são:

- *Syntrophomomas e Syntrophobacter* (MATANGUE, 2011).

A última etapa da digestão anaeróbia é a metanogênese, na qual ocorre a formação de metano (CH₄), podendo ocorrer por duas rotas principais, pelas arqueas acetoclásticas, que produzem metano por meio da degradação do CH₃COO⁻ e CO₂, e pelas arqueas hidrogênótóricas, que produzem metano a partir do H₂ utilizando este como doador de elétrons e o CO₂ como acceptor de elétrons (CHERNICHARO, 2007; GARFI et al., 2016; ZHANG et al., 2016). Principais gêneros de arqueas responsáveis pela formação do metano:

- Metanogênicas acetoclásticas: Ordem *Methanosarcinales*, da família *Methanosaetaceae* (gênero *Methanosaeta*) e *Methanosarcinaceae* (gênero *Methanosarcina*).
- Metanogênicas hidrogenotróficas: Ordem *Methanobacteriales* e *Methanomicrobiales*, da família *Methanobacteriaceae* e *Methanospirillaceae*, gêneros *Methanobacterium, Methanospirillum, Methanobrevibacter* (MATANGUE, 2011).

A ordem das *Methanosarcinales* é capaz de utilizar diversos substratos orgânicos para a produção de metano, podendo ocorrer por vias acetoclásticas, metilotróficas, e hidrogenotróficas (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2011).

Segundo Moset et al. (2014), o grupo das arqueas metanogênicas encontradas no seu experimento foram *methanomicrobiales* e *methanobacteriales*; portanto, nas condições do estudo do autor utilizando como substrato o dejetos suíno para o processo da digestão anaeróbia, a principal via metabólica encontrada foram das metanogênicas hidrogenotróficas.

Kim et al. (2010), utilizando análises moleculares em águas residuárias de suínos em dois reatores distintos, detectaram a presença de comunidades microbianas metanogênicas

dos grupos: *Methanomicrobiales*, *Methanobacteriales* e *Methanosarcinales*, não encontrando comunidades das espécies *Methanococcales* e *Methanosaetaceae*.

Matangue (2011), tratando lodo de suínos em biodigestores anaeróbios, constatou que a comunidade mais abundante pertence ao grupo das arqueas metanogênicas acetoclásticas da família *Methanosarcinaceae*, esta dominância pode ser atribuída indiretamente pelos altos índices de amônia livre (NH_3) que restringe a dominância das *Methanosaetaceae*. Esta amônia livre no sistema provoca a acumulação de ácidos graxos voláteis, condição favorável ao crescimento da família *Methanosarcinaceae*.

Pirolli et al. (2016), em seu estudo avaliando a produção de metano a partir de um biofiltro utilizando efluente da suinocultura, notaram que na primeira quinzena do experimento não foi observada populações de comunidades metanogênicas hidrogenotróficas, indicando que para estas espécies se faz necessário um período de aclimação inicial ao biofilme; entretanto, neste período ocorreu a produção de metano indicando a presença de populações da espécie metanogênicas acetoclásticas por possuírem taxas de crescimento relativamente mais rápidas. Ao final do experimento, observou-se a predominância do grupo das metanogênicas hidrogenotróficas devida à forte correlação de remoção de CO_2 e produção de CH_4 . Entre as principais ordens de arqueas metanogênicas encontrou-se três grupos, as *Methanosarcinales* referente às metanogênicas acetoclásticas, *Methanomicrobiales* e *Methanobacteriales* oriundas das metanogênicas hidrogenotróficas.

3.5 VARIÁVEIS QUE AFETAM A DIGESTÃO ANAERÓBIA

3.5.1 Temperatura

O processo da digestão anaeróbia é influenciado diretamente pela temperatura, no qual variações bruscas desta podem levar o processo ao desequilíbrio, podendo inibir os micro-organismos digestores; entretanto, este fator depende do tipo do micro-organismo presente no processo. A temperatura pode ser dividida em:

- Psicofílica: abaixo de 25 °C, sendo caracterizada pela lenta decomposição do substrato e baixo rendimento do biodigestor;
- Mesofílica: entre 37 a 42 °C, sendo a mais utilizada pois permite rendimentos altos em relação a produção de biogás e boa estabilidade do processo na digestão anaeróbia;
- Termofílica: sendo de 50 a 60 °C, esta temperatura permite maior taxa de decomposição, tornando o substrato menos viscoso. Em contrapartida, esta faixa de temperatura exige maior custo, distúrbios e variações na biodigestão (BMELV, 2010).

Na Figura 4, pode-se observar a taxa de crescimento dos micro-organismos metanogênicos em diferentes faixas de temperatura.

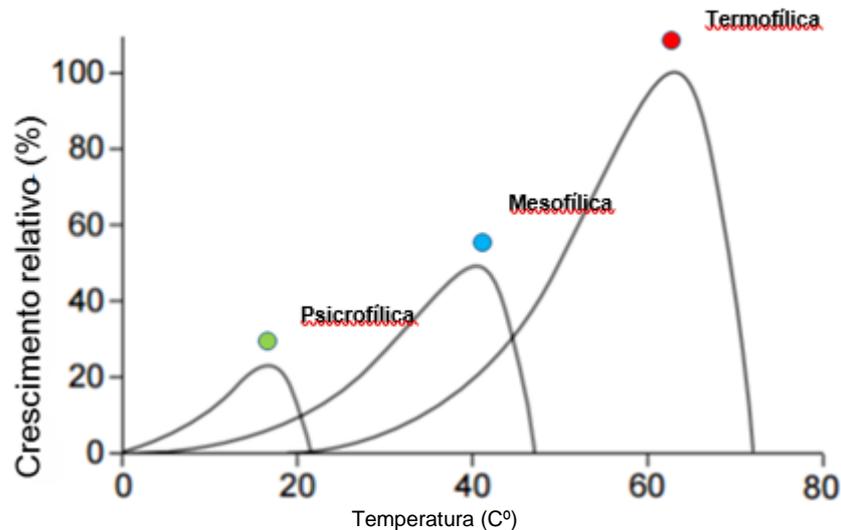


Figura 4 Crescimento relativo dos micro-organismos metanogênicos nas faixas de temperatura, psicrófila, mesófila e termófila.

Fonte: Adaptado de Angelidaki (2004).

As arqueas metanogênicas são as mais afetadas pela temperatura, por possuírem uma faixa de operação restrita, sendo que temperaturas baixas podem causar o acúmulo de ácidos graxos voláteis e queda do pH (FERNANDES, 2012).

3.5.2 pH, alcalinidade e ácidos orgânicos voláteis

O pH é um parâmetro fundamental na digestão anaeróbia; é um indicador que possibilita avaliar a eficiência do processo e controlar o equilíbrio de importantes produtos como a amônia, ácidos orgânicos e sulfeto de hidrogênio. O pH ideal na digestão anaeróbia depende, assim como a temperatura dos microrganismos envolvidos no processo. Para o desenvolvimento das bactérias hidrolíticas e acidogênicas a faixa ideal do pH se fixa entre 5,2 e 6,3; entretanto, essas bactérias são capazes de transformar o substrato em faixas de pH maiores, mas a atividade metabólica destes micro-organismos é reduzida. Já as bactérias acetogênicas e as arqueas metanogênicas dependem do pH neutro na faixa de 6,5 e 8 (BMELV, 2010).

As arqueas metanogênicas têm sua produção ótima na faixa de 6,6 a 7,5, embora a estabilização da produção de metano possa ser mantida com pH entre 6,0 e 8,0. Valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados para que as arqueas metanogênicas não sejam inibidas (VON SPERLING, 2005; MATANGUE, 2011; PEREIRA et al., 2013).

As características do pH durante o processo de digestão anaeróbia são resultantes da biodegradação da matéria orgânica por meio das bactérias. Quando ocorre o declínio do pH ocorre o acúmulo de ácidos voláteis, e a capacidade de tamponamento no processo é afetada, ou seja, da alcalinidade, desequilibrando a população de bactérias responsáveis pela

digestão anaeróbia, onde estas são extremamente sensíveis a mudanças de pH (OLIVEIRA, 2011).

A alcalinidade é a capacidade de neutralizar ácidos, a fim de evitar mudanças no pH (CHERNICHARO, 2007). Este parâmetro em estudos experimentais é de grande importância para o controle operacional, onde a alcalinidade está intimamente ligada ao pH (MARTINEZ, 2016).

O controle e o monitoramento indireto dos ácidos gerados no decorrer da digestão anaeróbia, podem ser realizados por meio da relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP). A alcalinidade intermediária (AI) fornece valores equivalentes a alcalinidade por bicarbonato, e a alcalinidade parcial (AP) na qual se refere aos ácidos voláteis (MÉZES, 2011)

Na Tabela 4, são apresentadas as relações AI/AP segundo a experiência empírica, uma base para tomada de decisão deste parâmetro, salientando a importância do acompanhamento da relação AI/AP.

Tabela 4 Evolução da relação AI/AP, de acordo com a experiência empírica

RELAÇÃO AI/AP mg Ác. Acético/mg_{CACO3}	CONDIÇÃO DO REATOR
> 0,4	Reator em sobrecarga
0,3-0,4	Maior produtividade de CH ₄
< 0,3	Reator em subcarga

Fonte: Adaptado de Mézes (2011).

3.5.3 Carga orgânica volumétrica (COV)

A carga orgânica volumétrica (COV) pode ser definida pela vazão de sólidos voláteis aplicada ao biodigestor em relação ao seu volume operante. O dimensionamento correto deste parâmetro pode evitar o descontrole do processo anaeróbio, decorrente da sobrecarga ou subcarga no reator (MAO et al., 2015).

A carga orgânica volumétrica pode ser calculada como demonstra a Equação 1 (GONÇALVES, 2012).

$$COV = \frac{Q \cdot C}{V} \quad \text{Eq. (1)}$$

Em que,

COV - carga orgânica volumétrica ($\text{g}_{\text{SV adic}} \text{L}^{-1} \text{reator} \text{d}^{-1}$);

C - concentração de sólidos voláteis (g L^{-1});

Q - vazão ($\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$);

V - Volume do reator (L).

Em reatores anaeróbios a COV pode variar entre 1,0 e 4,0 g_{SV adic.}·L⁻¹ reator d⁻¹ (FEAM, 2015; MCIDADES, 2015). De acordo com Garfi et al. (2016), este parâmetro pode oscilar conforme a concentração do material orgânico a ser degradado, a temperatura e a configuração do reator.

O rendimento da produção de biogás aumenta à medida que se aumenta a carga orgânica aplicada. Entretanto, com a COV acima do ideal pode ocorrer o desequilíbrio no processo anaeróbio, na qual a degradação dos sólidos voláteis e a produção de biogás diminuem devido à sobrecarga, inibindo temporariamente a atividade metanogênica (EHIMEN et al., 2011).

Essa inibição ocorre devido as bactérias hidrolíticas e acidogênicas produzirem em excesso ácidos graxos voláteis (AGV) em curto espaço de tempo; como consequência: reduzindo o pH do biodigestor, inibindo as arqueas metanogênicas, incapacitando-as de converter estes ácidos em metano (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

3.5.4 Relação C/N

O carbono e o nitrogênio são os alimentos dos micro-organismos anaeróbios. O carbono é utilizado como fonte de energia e o nitrogênio para construção da estrutura celular (WANG et al., 2012). Em quantidades inadequadas da relação C/N pode resultar no aumento de nitrogênio amoniacal total, ou na acumulação de ácidos graxos voláteis no biodigestor, inibindo o processo da digestão anaeróbia e produção de biogás (WANG et al., 2012).

O efluente da suinocultura é considerado um ótimo substrato, pois apresenta fácil biodegradabilidade e elevada alcalinidade (DEUBLEIN; STEIHAUSER, 2011). A relação C/N ideal para a digestão anaeróbia é 20/35, sendo 25 a mais indicada (WANG et al., 2012; ZHANG et al., 2013).

A relação C/N reflete os níveis de nutrientes contidos no substrato na digestão anaeróbia, portanto processos de digestão anaeróbia são sensíveis quanto à relação C/N. A elevada relação C/N fornece nitrogênio insuficiente para manter a biomassa celular e leva à rápida degradação de nitrogênio pelos micro-organismos, resultando em menor produção de biogás. Substratos com baixa relação C/N aumentam o risco de inibição por amônia, sendo tóxicas para as metanogênicas fazendo com que seja insuficiente a utilização de fontes de carbono (MAO et al., 2015).

3.5.5 Amônia livre

A amônia livre é produzida pela biodegradação da matéria orgânica nitrogenada, na forma de aminoácidos, proteína e ureia (MATANGUE, 2011; KUNZ; MUKHTAR, 2016). No

processo de digestão anaeróbia, é na fase acidogênica que ocorre a liberação da amônia pela degradação dos aminoácidos. É um nutriente essencial para o crescimento dos micro-organismos em processos anaeróbios (MOESTEDT et al., 2016).

O íon amônio (NH_4^+) e a amônia livre (NH_3) são as duas formas principais de nitrogênio orgânico (nitrogênio amoniacal total- NAT). A presença ou ausência destas formas ocorre em função do potencial de oxidação-redução do efluente e do pH. Sob condições anaeróbicas com baixo potencial oxi-redutor, a forma reduzida de N é prevalente como NH_4^+ e/ou NH_3 (dependendo do pH), podendo causar desequilíbrio no processo de digestão anaeróbia quando presentes em elevadas concentrações (CHERNICHARO, 2007; KUNZ; MUKHTAR, 2016; WIJESINGHE et al., 2018).

A amônia livre (AL) se encontra em equilíbrio com a concentração de amônio, onde a AL reage com água formando o íon amônio. Se ocorre o aumento da temperatura, aumenta os íons OH^- e a elevação do pH, o equilíbrio é deslocado para direita aumentando no processo a concentração de amônia livre, podendo provocar a inibição na digestão anaeróbia pela formação de amônia gasosa. Se o pH for igual ou inferior a 6,5 o equilíbrio é deslocado para esquerda de forma a aumentar a concentração do íon amônio (BMELV, 2010). A prevalência de espécies iônicas ou não-iônicas é completamente dependente do pH e da temperatura impactando diretamente os processos de biodisponibilidade e remoção de N (KUNZ; MUKHTAR, 2016).



O nível de amônia livre para resultar em inibição varia, mas em culturas puras e diferentes reatores as arqueas metanogênicas acetoclásticas mostraram ser mais sensíveis a níveis elevados de AL, do que em metanogênicas hidrogenotróficas. Apesar da inibição de metanogênicos acetoclásticas, uma operação relativamente estável é possível, mas comumente com rendimento de metano reduzido (SCHNÜRER; NORDBERG, 2008; WESTERHOLM et al., 2012; MOESTEDT et al., 2016).

O limiar de inibição de um sistema de digestão anaeróbia não adaptado a elevadas concentrações de nitrogênio se encontra na faixa de 80 a 250 N- NH_3 mg.L^{-1} (BMELV, 2010). Segundo Rodríguez et al. (2011) em seu estudo utilizando dejetos suíno, reportaram níveis de 375 N- NH_3 mg.L^{-1} , não afetando a eficiência do processo de digestão anaeróbia devido ao aumento gradativo da COV no reator, não ocasionando estresse aos micro-organismos metanogênicos, aclimatando-os às elevadas concentrações de amônia livre.

A amônia livre pode ser calculada por meio da Equação 3, na qual o nível estimado da concentração de AL é influenciado diretamente pela temperatura e pelo pH (ANTHONISEN et al., 1976; DE PRÁ et al., 2012).

$$AL = (N-NH_3 \text{ mg L}^{-1}) = \frac{17}{14} \times \frac{[\text{total de amônia N}] \times 10^{\text{pH}}}{e^{[6344/(273+T(^{\circ}\text{C}))]} + 10^{\text{pH}}}$$
 Eq. (3)

Segundo Zhang et al. (2016), em seu estudo a partir da codigestão anaeróbia utilizando dejetos suíno e palha de milho, observaram a redução da produção de biogás elevando a concentração de AL no meio, conforme ocorreu o aumento do pH (8,5) e da temperatura na faixa de temperatura termofílica (55 °C).

3.5.6 Tempo de retenção hidráulica (TRH)

O tempo de retenção hidráulica (TRH) é o período que o material permanece dentro do biodigestor anaeróbio, sendo calculado pelo volume e a vazão (KWIETNIEWSKA; TYS, 2014). A eficiência do processo de digestão anaeróbia está relacionada com o tempo de retenção e a taxa de decomposição dos sólidos voláteis, portanto, o menor tempo de TRH e a maior decomposição são considerados ideais (FERNANDES, 2012). O TRH pode ser definido pela Equação 4.

$$TRH = \frac{V}{Q}$$
 Eq. (4)

Onde,

TRH - tempo de retenção hidráulica (d);

V - volume do biodigestor (L);

Q - vazão do afluente (L d⁻¹)

A escolha do biodigestor influencia diretamente este parâmetro, ao qual deve-se levar em consideração o volume do reator e a vazão. Em reatores contínuos a vazão é um fator limitante, pois a produção máxima de biogás é obtida pela alimentação uniforme diária e o TRH é baseado neste fator. Este período envolve a temperatura e o tipo de substrato utilizado no processo, pois a taxa de duplicação das arqueas metanogênicas é lento, cerca de 2 a 4 dias. O TRH adotado para tratamento de resíduos em condições de temperatura mesofílica situa-se entre 15 e 30 dias (KWIETNIEWSKA; TYS, 2014; MAO et al., 2015).

Considerando o lento crescimento das arqueas metanogênicas, é necessário TRH que assegure o desenvolvimento destes micro-organismos para que não ocorra a lavagem da biomassa, em que a quantidade de micro-organismos removidos não se sobressaia aos micro-organismos reproduzidos (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

3.5.7 Tempo de retenção de sólidos (TRS)

Denomina-se TRS (tempo de retenção de sólidos) o tempo em que sólidos permanecem no reator, para que haja total metabolização do substrato, garantindo a eficiência

do processo (VON SPERLING, 2005). Segundo Chernicharo (2007), o TRS é definido pela relação entre a quantidade de sólidos existente no reator e a quantidade removida do sistema diariamente.

Para calcular o TRS deve-se levar em consideração a configuração do reator. Assim, para reatores de mistura completa, do tipo CSTR, atribui-se que o TRS é igual ao TRH por não possuírem mecanismos de retenção de sólidos (CHERNICHARO, 2007; AMARAL, 2017).

O TRS para reatores CSTR e UASB podem ser calculados por meio das Equações 5 e 6, respectivamente (DE MES et al., 2003; ADEBAYO et al., 2015).

$$TRS = \frac{S_0}{COV} \quad \text{Eq. (5)}$$

Onde,

TRS - Tempo de retenção de sólidos (d);

S_0 - Concentração de sólidos voláteis no substrato (g L^{-1});

COV - Carga orgânica volumétrica ($\text{g}_{\text{sv}} \text{L}^{-1} \text{ reator d}^{-1}$).

$$TRS = \frac{TRH}{\left(\frac{DQO_{ssa}}{X}\right) \times R \times (1-H)} \quad \text{Eq. (6)}$$

Onde,

TRS - Tempo de retenção de sólidos (d);

TRH - Tempo de retenção hidráulica (d);

DQO_{ssa} - Demanda química de oxigênio de sólidos suspensos afluente;

X - Concentração de lodo no reator ($\text{g}_{\text{SSV}} \text{L}^{-1}$);

R - Fração de DQO_{ssa} removida;

H - Fração de DQO removida do lodo.

Nges e Liu (2010) estudaram a influência do TRS em reatores CSTR, avaliaram instabilidades no processo de digestão anaeróbia, utilizando como substrato lodo de esgoto sanitário em condições mesofílicas (37 °C) e termofílicas (55 °C). Os autores observaram instabilidade no processo em TRS de 9 dias, com a queda do pH, acúmulo de AGVs (ácidos graxos voláteis) e formação de espuma causado pela lavagem da biomassa.

A aplicação de baixos TRHs no processo de digestão anaeróbia favorece a lavagem da biomassa dos micro-organismos metanogênicos, por possuírem taxa de crescimento mais lento. Para biodigestores que operam sem recirculação, ou sem a retenção de biomassa, o TRS mínimo é de 10 dias, evitando a ocorrência de *wash out*, termo inglês utilizado para denominação de lavagem da biomassa (METCALF; EDDY, 2014).

3.5.8 Agitação

A agitação no biodigestor é importante para homogeneizar o substrato, evitar zonas mortas e facilitar o contato dos nutrientes com as bactérias, melhorando a digestão; em contrapartida, a agitação intensa provoca desequilíbrio na digestão anaeróbia (JAIN et al., 2015).

Os agitadores são geralmente constituídos por motor, eixo e hélice. No caso de agitadores tangenciais, apenas o eixo e hélice ficam inseridos no interior do reator, enquanto que em sistemas submersíveis ficam completamente introduzidos no substrato (FEAM, 2015).

O efeito de uma mistura ineficaz do substrato no biodigestor pode resultar em separação de fases sólido/líquido, ocorrendo acúmulo de compostos ativos na superfície (escuma), em contrapartida, a mistura excessiva pode aumentar a quantidade de bolhas nos biodigestores; uma forma de interferir no processo de formação de escuma é dimensionar a haste de mistura dos substratos, para que todo substrato seja homogeneizado no processo e a agitação lenta (GANIDI et al., 2009; MOELLER et al., 2015).

3.5.9 Interferência da escuma na digestão anaeróbia

A escuma formada em biodigestores possui característica esponjosa e espessa, que pode provocar diversos problemas operacionais nos biodigestores, tais como entupimento dos condutos de biogás e perdas na produção de biogás (MOELLER et al., 2015).

A formação de escuma no reator pode ser ocasionada pela sobrecarga orgânica, podendo ser contornada por meio do redimensionamento da carga orgânica (KOUGIAS et al., 2014). Outros fatores que contribuem para a formação da escuma são: acumulação de ácido acético, flutuações de temperatura, choque de cargas, presença de biosurfactantes, mistura inadequada, acúmulo de bolhas de gases, intensa agitação e substâncias hidrofóbicas (GANIDI; TYRREL; CARTMELL, 2009).

Componentes como a palha, aparas de madeira, matéria inorgânica como areia, vidro, metais ou componentes poliméricos como plásticos são materiais indesejados muitas vezes, causando falhas no processo de digestão anaeróbia. As partículas encontradas em dejetos bovinos podem provocar uma considerável formação de camada de escuma, que é de difícil controle durante a digestão anaeróbia (JAIN et al., 2015).

O uso de agentes antiespumantes pode ser utilizado como alternativa para redução da escuma; entretanto, é importante avaliar o uso para não interferir no processo da digestão anaeróbia (ROUTLEDGE; BILL, 2012; KOUGIAS et al., 2014).

3.6 BIOGÁS

O produto final da digestão anaeróbia é o biogás, sendo promissora sua produção por atender as necessidades globais rumo à sustentabilidade e ao uso de fontes renováveis. Na China, cerca de 26,5 milhões de unidade de produção de biogás foram construídas até 2007 com uma produção de 10,5 bilhões/m³, sendo aumentada para 248 bilhões/m³ em 2010. Do ponto de vista socioeconômico, o biogás não somente significa redução de custo com tratamento de resíduos, como possui baixo custo de matéria-prima, sendo mais barato que o diesel e a gasolina (MAO et al., 2015).

A concentração de biogás de qualidade possui metano (CH₄) na faixa entre 60 a 70% e dióxido de carbono (CO₂) de 30 a 40% (JAIN et al., 2015). Segundo Nishimura (2009), o biogás é composto por 50 a 80% de metano e 20 a 40% de dióxido de carbono, contendo outros gases como oxigênio, sulfeto de hidrogênio, monóxido de carbono, nitrogênio e amônia.

Na Tabela 5, pode-se observar o rendimento de metano de diversos substratos, ressaltando para o dejetos suíno com rendimento de 0,34 L_{N metano} g_{SV adic}⁻¹ (KWIETNIEWSKA; TYS, 2014).

Tabela 5 Diferentes substratos e seus respectivos rendimentos de metano

Substrato utilizado para produção de biogás	Rendimento de Metano (L_{N metano} g_{SV adic}⁻¹)
Resíduos sólidos municipais	0,20-0,53
Resíduos de vegetais e frutas	0,42
Dejeto suíno	0,34
Silagem de milho e palha	0,31
Resíduo orgânico rico em lignina	0,20

Fonte: Adaptado de Kwietniewska e Tys (2014).

O biogás pode ser usado para diversos fins, sendo o uso para combustão direta e a operação de motores de combustão interna os mais comuns; entretanto, a presença de sulfeto de hidrogênio (H₂S) em sua composição se torna corrosivo e tóxico, necessitando de purificação antes de ser utilizado, aumentando os custos operacionais (NISHIMURA, 2009).

3.7 PARTIDA EM BIODIGESTORES ANAERÓBIOS

A fase de partida do reator é considerada a fase mais crítica para o funcionamento de um biodigestor anaeróbio, na qual várias alterações nos parâmetros de monitoramento são observadas. A digestão anaeróbia de matéria orgânica complexa, como é o caso do dejetos suíno, é fortemente afetada pela carga orgânica, composição do substrato e temperatura (MOSET et al., 2014).

Outro fator que implica na partida do reator é o tempo de retenção hidráulica e o inóculo, uma vez que influencia as comunidades microbianas envolvidas na degradação dos

resíduos orgânicos. A utilização de inóculo tem como objetivo acelerar o processo de partida do biodigestor, promovendo melhores condições de operação do reator (GOBERNA et al., 2015).

Já a partida do reator sem uso de inóculo aclimatado, é a forma mais desfavorável de iniciar a biodigestão anaeróbia, pela necessidade de longos períodos de adaptação e aclimatação dos micro-organismos (PIEROTTI, 2007). No entanto, em muitas regiões, sobretudo no meio rural, a obtenção e uso de um inóculo de boa qualidade pode ser uma tarefa difícil, principalmente pelos desafios logísticos. Portanto, em escala real é importante avaliar a partida em reatores anaeróbios sem o emprego de inóculo, visto que existe a dificuldade em se encontrar a volume de biomassa necessária (TONETTI et al., 2011).

Segundo alguns autores, o inóculo não oferece necessariamente grande diversidade microbiológica que garanta a capacidade de resistência e a recuperação das súbitas alterações esperadas durante o período de partida do biodigestor (TANG et al., 2004; GOBERNA et al., 2009; GOBERNA et al., 2015).

Estratégias como padronização da alimentação melhoram o desempenho do biodigestor para evitar a inibição por ácidos graxos voláteis (PALATSI et al., 2009). A variação do substrato pode ocasionar impacto sobre a comunidade microbiana e sobre a estabilidade metabólica em biodigestores anaeróbios. Em substratos com material lentamente biodegradável, como fibras, a hidrólise é considerada o passo limitante da digestão; já em substratos com fácil biodegradabilidade, a metanogênese será considerada o passo limitante, devido à taxa de crescimento se apresentar inferior aos dos outros grupos microbianos envolvidos no processo de digestão anaeróbia (MOSET et al., 2014).

Na partida do biodigestor anaeróbio parâmetros físico-químicos são essenciais para controlar o desempenho do processo, tais como o rendimento de metano, ácidos graxos voláteis, pH, alcalinidade, sólidos voláteis, entretanto, não fornece informações sobre a microbiologia da biomassa; assim, analisar a diversidade da população microbiana no biodigestor pode fornecer informações sobre a eficiência e desempenho, evitando perdas de produção de metano durante os períodos de estresse no biodigestor (SONG; SHIN; HWANG, 2010).

Moset et al. (2014) em seu estudo, utilizaram inóculo de lodo anaeróbio de água residuária urbana para dar partida em biodigestores CSTR, em condições de temperatura termofílica, alimentando os reatores com dejetos suíno e ração de frango. Os autores concluíram em sua pesquisa, que a partida do reator foi instável devido ao controle dos parâmetros operacionais, observando a diminuição do pH, acumulação de ácidos graxos voláteis. A concentração de metano no estudo variou de 60 a 67%, o rendimento médio de metano foi de $0,12 \pm 0,2 \text{ L}_{\text{N metano}} \text{ g}_{\text{SV adic}}^{-1}$ e a concentração de amônia livre variou de 70 a 240 $\text{N-NH}_3 \text{ mg.L}^{-1}$.

Goberna et al. (2015) testou quatro formas de partida de reator de mistura completa (CSTR), sendo monitorado por 35 dias. Dois reatores foram cheios de dejetos bovinos, sem o uso de inóculo aclimatado, em condições de temperatura mesofílica. Outros dois reatores foram preenchidos com água e empregou-se inóculo aclimatado composto por dejetos animais, resíduos biológicos e resíduos de grama, na faixa de temperatura de 37 °C em todo o processo. Neste estudo, Goberna et al. (2015) obtiveram sucesso nos resultados de partida de todos os reatores; os valores de pH se mantiveram acima de 7,3; a alcalinidade abaixo de 0,3, indicando estabilidade do processo; e a qualidade do biogás ficou entre 53,6 e 63,4% de metano. Os reatores nos quais não utilizou-se inóculo aclimatado, apenas dejetos bovinos frescos como substrato, ofereceram comunidade microbiana capaz de resistir a transtornos inesperados do reator resultantes de condições de sobrecarga deliberadamente impostas. Observou-se produção média de metano de $0,12 \text{ L}_{\text{N metano}} \text{ g}_{\text{SVadic}}^{-1}$ em reatores com menor taxa de alimentação e que possuíam TRH maiores. Os autores concluíram que o reator que continha inóculo e o reator sem inóculo, com TRH maiores e com mudanças operacionais menos dramáticas foram os quais produziram maior quantidade de biogás e qualidade do mesmo.

3.8 TIPOS DE BIODIGESTORES ANAERÓBIOS

Um biodigestor anaeróbio é uma câmara fechada, sem contato com o ar atmosférico, onde o material orgânico sofre um processo de degradação na ausência de oxigênio. Tal processo extrai o potencial energético do efluente produzindo biogás e gera um efluente rico em nutrientes com propriedades biofertilizantes (CASTANHO; ARRUDA, 2008; FERREIRA et al., 2009; SZYMANSKI et al., 2010).

Os tipos de biodigestores mais difundidos são os modelos indiano, chinês e canadense, sendo este último bastante utilizado recentemente, principalmente pelo desenvolvimento de geomembranas (KUNZ; OLIVEIRA, 2006).

3.8.1 Biodigestor modelo Indiano

O biodigestor modelo indiano é caracterizado por possuir uma campânula móvel como gasômetro, fazendo dele um biodigestor de pressão constante, e uma parede central, que divide o tanque de fermentação em duas câmaras, acarretando a movimentação do resíduo por todo o biodigestor (FIGURA 5). O fato do gasômetro estar disposto sobre o substrato ou sobre o selo d'água reduz as perdas durante o processo de produção do gás (NISHIMURA, 2009).

Do ponto de vista construtivo, apresenta-se de fácil construção; contudo, o gasômetro de metal pode encarecer o custo final, e a distância da propriedade pode dificultar

e encarecer o transporte inviabilizando a implantação deste modelo de biodigestor (FRIGO et al., 2015).

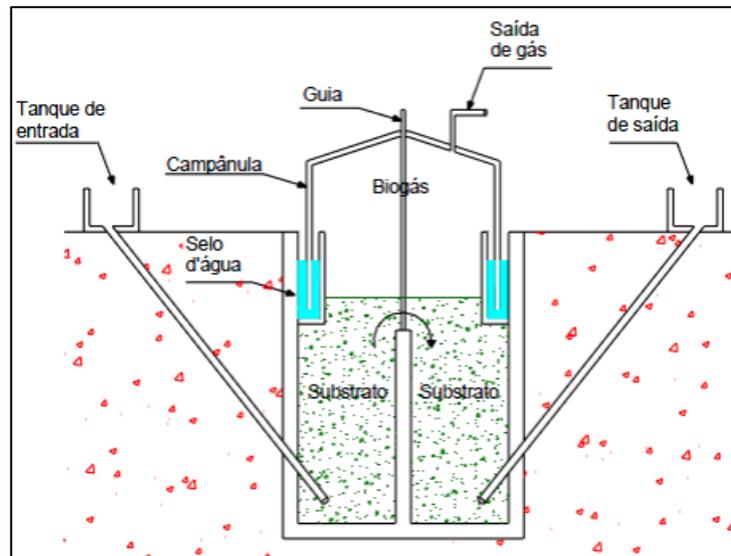


Figura 5 Biodigestor modelo indiano.
Fonte: Nishimura (2009).

3.8.2 Biodigestor modelo Chinês

O biodigestor modelo chinês foi projetado a partir do modelo indiano, adaptado às condições locais da China. Este modelo de biodigestor difere do modelo indiano por não dispor de um gasômetro, que representa um valor alto no custo de construção. Ele é formado por uma câmara cilíndrica em alvenaria para a fermentação, com cobertura impermeável para o armazenamento do biogás; a pressão interna deste reator é variável, refletindo na produção de biogás (NOGUEIRA, 1986).

O custo de construção é baixo comparado ao modelo indiano, por não necessitar de gasômetro (NISHIMURA, 2009). Na Figura 6, pode-se observar as características deste reator.

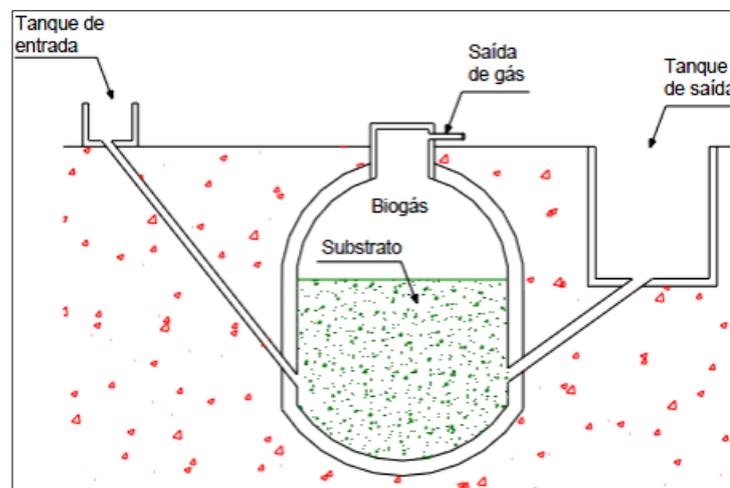


Figura 6 Biodigestor modelo chinês.
Fonte: Nishimura (2009).

3.8.3 Biodigestor modelo Lagoa Coberta (BLC)

O biodigestor lagoa coberta (também conhecido como Canadense) é o modelo mais implantado nas propriedades do Sul do Brasil, sendo a região que agrega o maior número de biodigestores em propriedades rurais, por possuir baixo custo de implantação (PEREIRA et al., 2009).

Este biodigestor se baseia basicamente em canalizar o efluente para uma caixa de entrada, que segue para uma câmara subterrânea revestida com um material geossintético polícloroeto de vinila (PVC), coberto com uma manta expansível para reter o biogás e posteriormente canalizado para um queimador (Figura 7). Ao final do processo de digestão anaeróbia o resíduo pode ser utilizado como biofertilizante (NISHIMURA, 2009; PEREIRA et al., 2009).

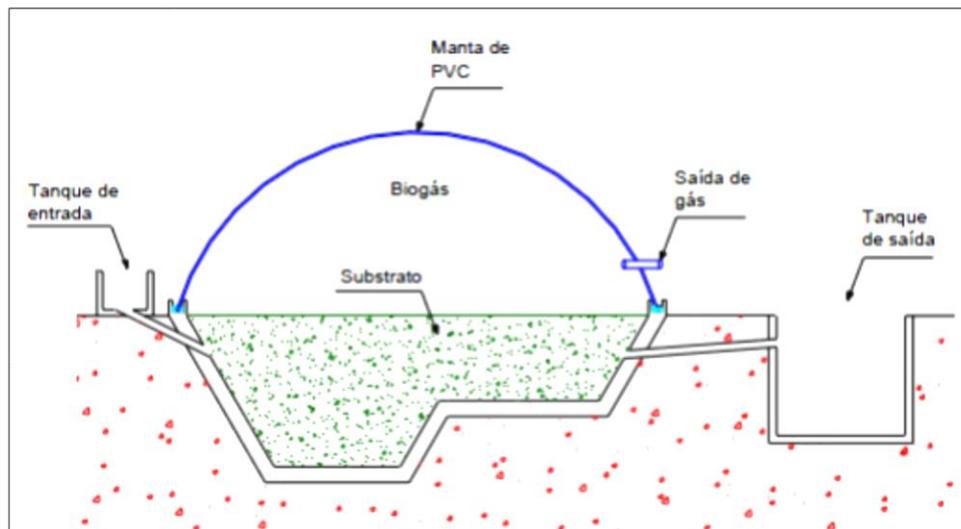


Figura 7 Biodigestor modelo lagoa coberta (BLC).
Fonte: Nishimura (2009).

Entre outros aspectos, este tipo de reator promove o isolamento dos micro-organismos por não possuir nenhum tipo de homogeneização, formando zonas mortas, diminuindo a eficácia do sistema, este modelo de biodigestor necessita de longos TRHs e a disponibilidade de grandes áreas para sua construção (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006; CANTRELL et al., 2008).

3.8.4 Biodigestor modelo UASB

O reator de manta de lodo anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) é responsável por aproximadamente 80% dos sistemas de tratamento de águas residuais anaeróbias do mundo. O funcionamento de um reator UASB gira em torno de seu leito de lodo, que é expandido à medida que as águas residuais fluem verticalmente para parte superior do reator (ABASSI, 2012).

Estes reatores apresentam algumas vantagens, como baixo custo de implantação, baixa produção de lodo, controle operacional simplificado e elevada produção de biogás. Em contrapartida, não remove nutrientes como fósforo e nitrogênio, necessitando de pós-tratamentos (SANTOS et al., 2017). Na Figura 8, pode-se analisar as características deste reator.

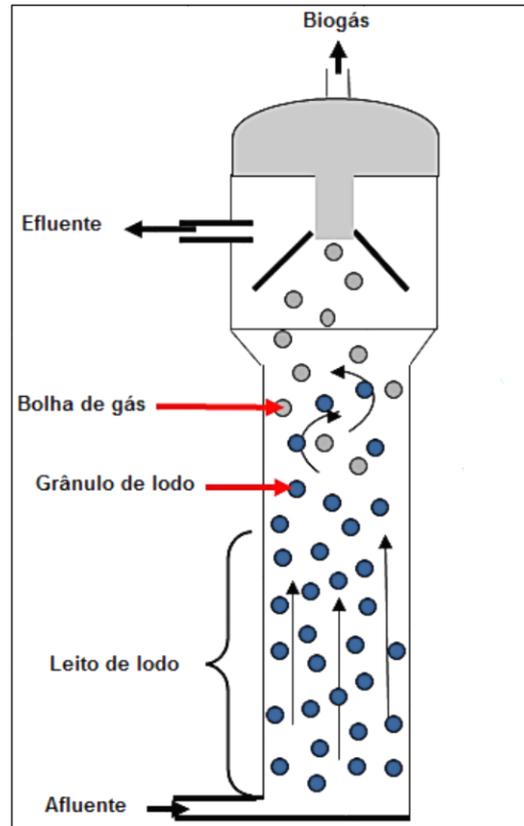


Figura 8 Biodigestor modelo UASB.
Fonte: Adaptado, Anijiofor et al. (2017).

3.8.5 CSTR (do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*)

Os biodigestores CSTR possuem fácil controle operacional, a concentração e a temperatura no seu interior são uniformes em todo reator devido a sua agitação contínua. A homogeneização do material em digestão é realizada por agitadores mecânicos que promove interação dos micro-organismos anaeróbios com a matéria orgânica, garantindo o acesso aos substratos disponíveis, facilitando a controlabilidade do processo (CUI; MANNAN; WILHITE, 2015; FEAM, 2015) (Figura 9).

Este modelo de biodigestor aplica-se usualmente aos setores da agropecuária e agroindústria, em substratos da produção animal e vegetal que possua boa degradabilidade (FEAM, 2015; MCIDADE, 2015).

Segundo Soares et al. (2010), em seu estudo utilizando um biodigestor CSTR no tratamento de dejetos suínos, obtiveram eficiência na redução da carga orgânica em 38%,

redução de sólidos suspensos voláteis de 19%, sólidos totais 25% e redução de patógenos (bactéria *E.coli*) em 99,3%.

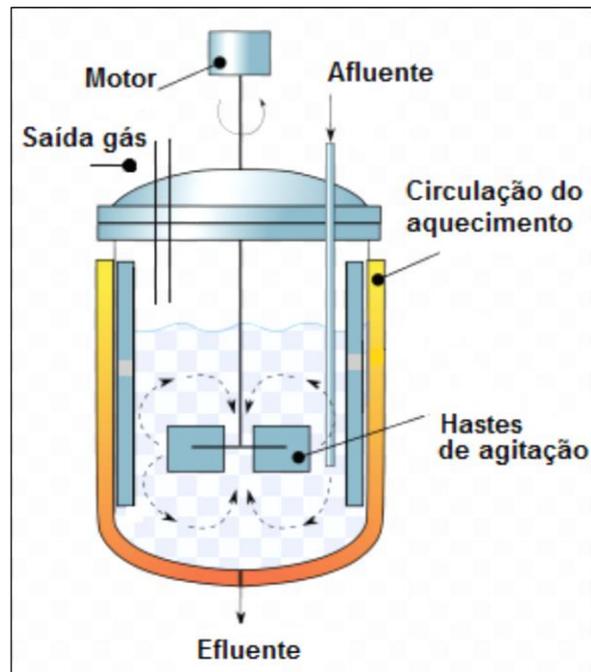


Figura 9 Biodigestor modelo CSTR.
Fonte: Adaptado de Pugliesi (2009).

A COV estimada para este modelo de biodigestor está compreendida entre $1,0-5,0 \text{ gSV adic. L}^{-1} \text{ reator d}^{-1}$ (KOUGIAS; ANGELIDADKI, 2013; KOUGIAS et al., 2014; MATA-ALVAREZ, 2014).

REFERÊNCIAS

- ABASSI, T.; ABASSI, S. A. Formation and impact of granules in fostering clean energy production and wastewater treatment in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.16, p.1696-1700, 2012.
- ABPA - Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório Anual 2015- Produção Brasileira de Carne Suína**, p. 104-161. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/files/publicacoes/c59411a243d6dab1da8e605be58348ac.pdf>>. Acesso em: 28 mar. 2016.
- ADEBAYO, A. O.; JEKAYINFA, S. O.; LINKE, B. Effects of Organic Loading Rate on Biogas Yield in a Continuously Stirred Tank Reactor Experiment at Mesophilic Temperature. **British Journal of Applied Science & Technology**, v. 11, n. 4, 2015.
- AMARAL, A. C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; CANTELLI, F.; SCUSSIATO, L. A.; JUSTI, K. C. Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. **Revista Engenharia Agrícola**, v.34, p. 567-576, 2014.
- 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.
- ANGELIDAKI, I. Environmental Biotechnology. AD – Biogas Production. **Environment & Resources DTU Tec**, 2004.
- ANIJIOFOR, S. C.; NOR AZREEN, M. J.; SARAH, J.; SAAD, S.; CHANDIMA, G. Aerobic and anaerobic sewage biodegradable processes: The gap analysis. **International Journal of Research in Environmental Science**, v. 3, p 9-19, 2017.
- ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S.; SRINATH, E. G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. **Journal (Water Pollution Control Federation)**, p. 835-852, 1976.
- APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.
- BMELV - Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. **Guia prático do biogás – Geração e Utilização**. 5ª edição. Editora Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2010. Disponível em: <http://www.resol.com.br/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf>. Acesso em: 30 mar. 2016.
- BROOKS, J. P.; ADELI, A.; MCLAUGHLIN, M. R. Microbial ecology, bacterial pathogens, and antibiotic resistant genes in swine manure wastewater as influenced by three swine management systems. **Water Research**, v.57, p. 96-103, 2014.
- CADIS, P.; HENKES, J. A. Gestão Ambiental na suinocultura: sistema de tratamento de resíduos líquidos por unidade de compostagem. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 2 p. 115-150, 2014.
- CAERN – Companhia de Águas e Esgoto RN. **Tratamento de esgoto**, 2014. Disponível em: <<http://www.caern.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=12037&ACT=null&PAGE=0&PARM=null&LBL=null>>. Acesso em: 25 abr. 2016.

- CANTRELL, K. B.; DUCEY, T.; RO, K. S.; HUNT, P. G. Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. **Bioresource technology**, v. 99, n. 17, p. 7941-7953, 2008.
- CASTANHO, D. S.; ARRUDA, H. J. Biodigestores. VI Semana de Tecnologia em Alimentos. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Anais...** 2008.
- CHAGAS, W. F. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da Ilha do Governador e da Penha no Estado do Rio de Janeiro**. Dissertação de mestrado, Fundação Osvaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, 2000.
- CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4044-4064, 2008.
- CHERNICHARO, C. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios**. Vol 5. 2ª Edição Ampliada e Atualizada. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental –DESA. Universidade Federal de Minas Gerais –UFMG, 2007.
- CHU, Y.; FANG, C.; WANG, H.; WU, X.; GU, Y.; SHU, J. Effects of anaerobic composting on tetracycline degradation in swine manure. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 25, p.1505-1511, 2017.
- COMA, M.; ROVIRA, S.; CANALS, J.; COLPRIM, J. Minimization of sludge production by a side-stream reactor under anoxic conditions in a pilot plant. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 229-235, 2013.
- CUI, X.; MANNAN, M. S.; WILHITE, B. A. Towards efficient and inherently safer continuous reactor alternatives to batch-wise processing of fine chemicals: CSTR nonlinear dynamics analysis of alkylpyridines N-oxidation. **Chemical Engineering Science**, v. 137, p. 487-503, 2015.
- DAI PRÁ, M. A.; CORRÊA, E. K.; ROLL, V. F. B.; XAVIER, E. G. Compostagem de dejetos suínos. **Revista Tecnológica, revista do Departamento de Química e Física e Engenharia**. Santa Cruz do Sul, v.12, p. 28-32, 2008.
- DE MES, T. Z. D.; STAMS, A. J. M.; REITH, J. H.; ZEEMAN, G. Methane production by anaerobic digestion of wastewater and solid wastes. **Bio-methane & Bio-hydrogen**, p. 58-102, 2003.
- DE PRÁ, M. **Estabelecimento e estudo cinético do processo de desamonificação utilizando-se um reator único para remoção de nitrogênio a temperatura ambiente**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2013.
- DE PRÁ, M. C.; KUNZ, A.; BORTOLI, M.; PERONDI, T.; CHINI, A. Simultaneous removal of TOC and TSS in swine wastewater using the partial nitrification process. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 87, p. 1641-1647, 2012.
- DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources: an introduction**. John Wiley & Sons, 2011.
- EHIMEN, E. A.; SUN, Z. F.; CARRINGTON, C. G.; BIRCJ, E. J.; EATON-RYE, J. J. Anaerobic digestion of microalgae residues resulting from the biodiesel production process. **Applied Energy**, v. 88, p. 3454-3463, 2011.

FATMA – Fundação do Meio Ambiente. **Instruções normativas IN 11, 2014**. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%201120Suinocultura.pdf>>. Acesso: 25/04/2016.

FAYYAZ, A. S.; MAHMOOD, Q.; MAROOF SHAH, M.; PERVEZ, A.; AHMAD ASAD, S. Microbial ecology of anaerobic digesters: the key players of anaerobiosis. **The Scientific World Journal**, v. 2014, 2014.

FEAM – Fundação Estadual de Meio Ambiente. **Guia técnico ambiental, de biogás na agroindústria**. Edição eletrônica, 2015. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/2015/PRODUCAO_SUSATENTAVEL/GUIAS-TECNICOS-AMBIENTAIS/Guia_Biog%C3%A1s.pdf>. Acesso: 19 abr. 2016.

FERNANDES, G. W. **Avaliação de processos para remoção química de fósforo de efluente de suinocultura**. 2008. 82 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Química, Departamento de Química, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2008.

FERNANDES, D. M. **Biomassa e biogás da suinocultura**. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2012.

FERREIRA, J. C. B.; SILVA, J. N. Biodigestor: aplicações e potencialidades. Um estudo de caso do IFMG campus Bambuí. IN: II Semana de Ciência e Tecnologia do IFMG campus Bambuí. **Anais...** Bambuí, 2009.

FRIGO, K. D. A; FEIDEN, A.; GALANT, N. B.; SANTOS, R. F.; MARI, A. G.; FRIGO, E. P. Biodigestores: seus modelos e aplicações. **Acta Iguazu**, v.4, n.1, p. 57-65, 2015.

FRIGO, K. D. A. **Influência de modulador biológico no tratamento de dejetos suínos em biodigestores**. Dissertação (mestrado) Programa Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura, UNIOESTE, 2017.

GANIDI, N.; TYRREL, S.; CARTMELL, E. Anaerobic digestion foaming causes – A review. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5546-5554, 2009.

GARFÍ, M.; MARTÍ-HERRERO, J.; GARWOOD, A.; FERRER, I. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 599-614, 2016.

GERARDI, M. H. **Wastewater Bacteria**. Hoboken. NJ: John Wiley & Sons, 2006.

GOBERNA, M.; GADERMAIER, M.; FRANKE-WHITTLE, I. H.; GARCIA, C.; WETT, B.; INSAM, H. Start-up strategies in manure-fed biogás reactors: Process parameters and methanogenic communities. **Biomass and Bioenergy**, v. 75, p. 46-56, 2015.

GOBERNA, M; INSAM, H; FRANKE-WHITTLE. Effect of biowaste sludge maturation on the diversity of thermophilic bacteria and archaea in an anaerobic reactor. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 75, p. 2566–2572, 2009.

GOMES, L. P.; PERUZATTO, M.; SANTOS, V. S.; SELLITTO, M. A. Indicadores de sustentabilidade na avaliação de granjas suínolas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, p.143-154. 2014.

GONÇALVES, G.C. **Desempenho de reator anaeróbio híbrido no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2012.

GONÇALVES, M. R.; COSTA, J. C.; MARQUES, I. P.; ALVES, M. M. Inoculum acclimation to oleate promotes the conversion of olive mill wastewater to methane. **Energy**, v.36, p. 2138-2141, 2011.

HORVÁTH, I. S.; TABATABAEI, M.; KARIMI, K.; KUMAR, R. Recent updates on biogas production, a review. **Biofuel Research Journal**, v. 10, p. 394-402, 2016.

IBGE, **Produção da Pecuária Municipal 2016**; Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/concordia/pesquisa/18/16459?localidade1=43>>. Acesso em: 09 maio 2018.

JAIN, S.; JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 142-154, 2015.

KASHYAP, D. R.; DADHICH, K. S.; SHARMA, S. K. Biomethanation under psychrophilic conditions: A review. **Bioresource Technology**, v. 87, p. 147-153, 2003.

KIM, W.; LEE, S.; SHIN, S. G.; LEE, C.; HWANG, K.; HWANG, S. Methanogenic community shift in anaerobic batch digesters treating swine wastewater. **Water Research**, v. 44, p. 4900-4907, 2010.

KHURSHEED, A.; KAZMI, A. A. Retrospective of ecological approaches to excess sludge reduction. **Water Research**, v.45, p. 4287-4310, 2011.

KONZEN, E. A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em fases de crescimento e terminação, manejados em forma líquida**. Dissertação de Mestrado em Zootecnia – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1980.

KOUGIAS, P. G.; BOE, K.; O-THONG, S.; KRISTENSEN, A.; ANGELIDAKI, I. Anaerobic digestion foaming in full-scale biogas plants: a survey on causes and solutions. **Water Science & Technology**, v. 69, n. 4, p. 889-895, 2014.

KOUGIAS, P. G.; BOE, K.; ANGELIDAKI, I. Effect of organic rate and feedstock composition on foaming in manure-based biogas reactors. **Bioresource Technology**, v.144, p. 1-7, 2013.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. Aproveitamento de Dejetos de Animais para Geração de Biogás. **Revista de Política Agrícola**, ano XV, n. 3. Brasília, 2006.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5484-5489, 2009.

KUNZ, A.; MUKHTAR, S. Hydrophobic membrane technology for ammonia extraction from wastewaters. **Engenharia agrícola**, v. 36, n. 2, p. 377-386, 2016.

KWIETNIEWSKA, E.; TYS, J. Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation. **Renewable Sustainable Energy Reviews**, v. 34, p. 491-500, 2014.

LAMPERT, V. R.; LEUSIN, L. O.; DAL MOLIN, A. D.; DAL MOLIN, A. P. B. S. Identificação de aspectos ambientais em uma empresa metalúrgica: estudo de caso. 5ª Semana Internacional

de Engenharia e Economia, Faculdade Horizontina, Rio Grande do Sul, Brasil. **Anais...** Disponível em: <<http://www.fahor.com.br/publicacoes/sief/2015/IdentificacaoDeAspectos.PDF>>. Acesso: 25 abr. 2016.

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

MARTINEZ, D. G.; SILVA, F. P.; KITAMURA, D. S.; SOUZA, S. N. M.; FEIDEN, A. Qualidade do Biogás a partir de resíduos industriais da avicultura. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v.5, p. 12-26, 2016.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GUIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36, p.412-427, 2014.

MATANGUE, M. **Comportamento hidrodinâmico e cinético dos reatores anaeróbios compartimentado (RAC) e manta de lodo (UASB) operado em série**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Lavras, Departamento de Engenharia Agrícola, 2011.

MCIDADES. **Tecnologias da digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: Substratos, Digestores e Uso de Biogás**. Probiogás, GIZ, 2015.

MELLER, C. B. **Tecer, lançar e recolher redes de saberes ambientais de atores sociais que se envolvem com a suinocultura**. Tese de Doutorado, Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Pós-Graduação em Educação. São Leopoldo: 2007.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: Treatment and reuse**. 4a. Ed. New York, USA. Editora McGraw Hill, 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5.ed. New York: McGraw-Hill, 2048 p., 2014.

MEZES. L.; BIRÓ, G.; SULLYOK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. Novel approach on the basis of FOS/TAC method. **Analele Universitații din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului**, v. 17, p. 713-718, 2011.

MOELLER, L.; LEHNIG, M.; SCHENK, J.; ZEHNSDORF, A. Foam formation in biogas plants caused by anaerobic digestion of sugar beet. **Bioresource technology**, v. 178, p. 270-277, 2015.

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

MOODY, L. B.; BURNS, R. T.; BISHOP, G.; SELL, S. T.; SPAJIC, R. Using Biochemical Methane Potential Assays to Aid in Cosubstrate Selection for Co-digestion. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 27, p. 433-439, 2011

MOSET, V.; BERTOLINI, E.; CERISUELO, A.; CAMBRA, M.; OLMOS, A.; CAMBRA-LÓPEZ, M. Start-up strategies for thermophilic anaerobic digestion of pig manure. **Energy**, v. 34, p.389-395, 2014.

NGES, I. A.; LIU, J. Effects of solid retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage sludge in mesophilic and thermophilic conditions. **Renewable Energy**, v. 35, n. 10, p. 2200-2206, 2010.

NISHIMURA, R. **Análise de balanço energético de sistema de produção de biogás em granja de suínos: implementação de aplicativo computacional.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Elétrica, 2009.

NOGUEIRA, L. A. **Biodigestão.** A alternativa energética. São Paulo: Nobel, 1986.

OLIVEIRA, P. A. V. D.; HIGARASHI, M. M. Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos. **Embrapa Suínos e Aves.** Concórdia - SC, 2006.

OLIVEIRA, A. B. M. Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. **Ceres**, Viçosa, v. 58, n. 6, p. 690-700, nov./dez. 2011.

PALATSI, J.; LAURENI, M.; ANDRÉS, M. V.; FLOTATS, X.; NIELSEN, H. B.; ANGELIDAKI, I. Strategies for recovering inhibition caused by long chain fatty acids on anaerobic thermophilic biogas reactors. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 4588-4596, 2009.

PEREIRA, E. R.; DEMARCHI, J. J. A. A.; BUDIÑO, F. E. L. **Biodigestores:** Tecnologia para o manejo de efluentes da pecuária, 2009. Disponível em: <<https://www.scribd.com/document/40121536/Bio-Digest-Ores-Tecnologia-Para-o-Manejo-de-Efluentes-Da-Pecuaria>>. Acesso em: 10 abr. 2018.

PHAM, C.H.; TRIOLO, J.M.; CU, T. T. T.; PEDERSEN, L.; SOMMER, S. G. Validation and Recommendation of Methods to Measure Biogas Production Potential of Animal Manure. **Journal of Animal Sciences**, v. 26, p. 864-873, 2013.

PIEROTTI, S. M. **Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis.** Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de São Carlos, 2007.

PIROLI, M.; SILVA, M. L. B.; MEZZARI, M.P.; MICHELON, W.; PRANDINI, J. M.; SOARES, H. M. Methane production from a field-scale biofilter designed for desulfurization of biogas stream. **Journal of Environmental Management**, v. 177, p. 161-168, 2016.

RIZZONI, L. B.; TOBIAS, A. C. T.; DEL BIANCHI, M.; GARCIA, J. A. D. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, Ano IX. n. 18, ano IX, 2012. ISSN 1679-7353. Disponível em: <http://faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/W34ebZOEZuzvEvG_2013-6-28-18-12-37.pdf>. Acesso: 30 mar. 2016.

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

ROOS, K. F.; MARTIN JR, J. B.; MOSER, M. A. A. Manual for Developing Biogas Systems at Commercial Farms in the United States-Flagstar Handbook. **EPA**, 2004

ROUTLEDGE, S. J.; BILL, R. M. The effect of antifoam addition on protein production yields. **Recombinant Protein Production in Yeast**, v. 866, p. 87-97, 2012.

SANTOS, E. M. A.; NASCIMENTO, A. T. T.; PAULINO, T. R. S.; BARROSO, B. C. S.; AGUIAR, C. R. Reator anaeróbio tipo UASB conjugado com processo Fenton para remoção de cor e demanda química de oxigênio de água residuária sintética de indústria têxtil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, 2017. ISSN 1809-4457.

SCHAMPHELAIRE, L.; VERSTRAETE, W. Revival of the biological sunlight-to-biogas energy conversion system. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 103, p. 296-304, 2009.

SCHMIDELL, W.; SPILLER, A. R. Remoção de nitrogênio. In: **V Curso de Tratamento Biológico de Resíduos**. Florianópolis, p. 40, 2005.

SCHNÜRER, A.; NORDBERG, A. Ammonia, a selective agent for methane production by syntrophic acetate oxidation at mesophilic temperature. **Water Science Technology**, v. 57, p. 735-740, 2008.

SEMBLANTE, G. U.; HAI, F. I.; HUANG, X.; BALL, A. S.; PRICE, W. E.; NGHIEM, L. D. Trace organic contaminants in biosolids: Impact of conventional wastewater and sludge processing technologies and emerging alternatives. **Journal of Hazardous Materials**, v. 300, p. 1-17, 2015.

SHIN, J.; LEE, S.; JUNG, J.; CHUNG, Y.; NOH, S. Enhanced COD and nitrogen removals for the treatment of swine wastewater by combining submerged membrane bioreactor (MBR) and anaerobic upflow bed filter (AUBF) reactor. **Process biochemistry**, v. 40, p. 3769-3776, 2005.

SOARES, M. T. S.; GALVANI, F.; FERNANDES, A. H. B. M.; FERNANDES, F. A.; OLIVIERI, F. L.; LIMA, I. B. T.; CRISPIM, S. M. A.; FRANCO, E.; RIEGER, K. L. Caracterização físico-química de efluentes líquidos de granjas suínas tratados em biodigestor. In: 5º Simpósio Recursos Naturais e Socioeconômicos do Pantanal, Corumbá- MS. p. 1-4, 9 a 12 nov, 2010. **Anais...** Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/868199/1/sp17245.pdf>>. Acesso: 03 abr. 2016.

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. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 523-528, 2010.

STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; DRESSLER, F. E. M. M.; MARTINS, A. F. Study of metal distribution in raw end screened swine manure. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 37, n.3, p. 239-244, 2009.

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. **Anais...** Havana, Cuba, 2014.

SZYMANSKI, M. S. E.; BALBINOT, R.; SCHIRMER, W. N. Biodigestão anaeróbia da vinhaça: aproveitamento energético do biogás e obtenção de créditos de carbono – estudo de caso. **Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, n. 4, p. 901-912, 2010.

TANG, Y.; IKBAL, S.; KIDA, K. The effects of micro-aeration on the phylogenetic diversity of microorganisms in a thermophilic anaerobic municipal solid-waste digester. **Water Research**, v.38, p. 2537-2550, 2004.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4a. Ed. Metcalf and Eddy Inc. McGraw-Hill Higher Education, New York, USA, 2003.

THYGESEN, O.; SOMMER, S. G.; SHIN, S. G.; TRIOLO, J. M. Residual biochemical methane potential (BMP) of concentrated digestate from full-scale biogas plants. **Fuel**, v. 132, p. 44-46, 2014.

VIANCELLI, A.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R; KICH, J. D; SOUZA, C. K; CANAL, C. W.; COLDEBELL, A.; ESTEVES, P. A.; BARARDI, C. R. M. Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. **Chemosphere**, v. 90, n. 4, p. 1539-1544, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3a.ed. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WANG, X.; YANG, G.; FENG, Y.; REN, G.; HAN, X. Optimizing feeding composition and carbon-nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. **Bioresource Technology**, v. 120, p. 78-83, 2012.

WESTERHOLM, M.; LEVÉN, L.; SCHNURER, A. Bioargumentation of syntrophic acetate-oxidizing cultures in biogas reactors exposed to increasing levels of ammonia. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, p. 7619-7625, 2012.

WIJESINGHE, D. T.; DASSANAYAKE, K. B.; SCALES, P. J.; SOMMER, S.G.; CHEN, D. Effect of Australian zeolite on methane production and ammonium removal during anaerobic digestion of swine manure. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, p. 1233-1241, 2018.

YANG, W.; CICEK, N. Treatment of swine wastewater by submerged membrane bioreactors with consideration of estrogenic activity removal. **Desalination**, v. 23, p. 200-208, 2008.

YANG, S. S.; GUO, W. Q.; ZHOU, X. J.; MENG, Z. H.; LIU, B.; REN, N. Q. Optimization of operating parameters for sludge process reduction under alternating aerobic/ oxygen-limited conditions by response surface methodology. **Bioresource Technology**, v.102, p. 9843-9851, 2011.

ZHANG, Q.; HU, J.; LEE, D. J. Biogas from anaerobic digestion processes: Research updates. **Renewable Energy**, v. 98, p. 108-119, 2016.

ARTIGO - AVALIAÇÃO DE DUAS ESTRATÉGIAS DE PARTIDA EM BIODIGESTORES DO TIPO CSTR UTILIZANDO LODOS DOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA SUINOCULTURA

RESUMO

O lodo é um resíduo final de diversas etapas de tratamentos aplicados aos efluentes da suinocultura. Esse resíduo convencionalmente é tratado até atingir padrão estabelecido pela legislação vigente. Sem o devido tratamento, este resíduo possui alto potencial poluidor ao meio ambiente; em contrapartida, se manejado corretamente permite a extração do potencial energético para a geração de biogás por meio de biodigestores anaeróbios, sendo considerados para o tratamento de efluentes uma das tecnologias mais difundidas, pois reduzem a carga orgânica transformando-a em biogás. Entretanto, a partida do biodigestor é de extrema importância para o sucesso de todo o processo da digestão anaeróbia, onde exigem-se controles operacionais adequados. O objetivo deste estudo foi avaliar duas estratégias de partida de biodigestores de agitação contínua (CSTR), sem uso de inóculo aclimatado, em condições de temperatura mesofílica, utilizando lodos provenientes de etapas de tratamento de efluentes da suinocultura (separação sólida-líquida pela peneira rotativa, tratamento biológico por meio de biodigestor de lagoa coberta e reator biológico aeróbio). As estratégias de partida estudadas denominadas *Partida com Substrato* (PCS) e *Partida sem Substrato* (PSS) foram divididas em duas etapas. Na Etapa I analisou-se a parte da partida dos reatores utilizando-se apenas dois substratos (lodo de peneira rotativa e lodo de biodigestor de lagoa coberta). A Etapa II foi marcada pela adição de um terceiro substrato o lodo de reator biológico aeróbio (RBA), no processo. Como o reator PSS demonstrou melhores condições de operação e estabilidade no processo de digestão anaeróbia, optou-se por adicionar apenas a este reator o substrato lodo RBA, afim de avaliar o comportamento do processo de digestão anaeróbia com a adição de nitrato. As estratégias de partida aplicadas demonstraram ser eficientes para o processo anaeróbio. Na Etapa I o reator PCS apresentou maior instabilidade operacional, em contrapartida obteve geração de biogás mais rapidamente, no segundo dia observou produção de biogás com $21,0 \text{ L}_N \cdot \text{d}^{-1}$, e rendimento de biogás (RB) de $1,32 \text{ L}_N \text{ biogás} \cdot \text{g}_{\text{SV}} \text{ adic}^{-1}$. A concentração de amônia apresentou-se elevada na faixa de $233,8 \pm 85,0 \text{ mg L}^{-1}$ e a qualidade de metano estabeleceu-se na faixa de $56,0 \pm 6\%$ (v v^{-1}) neste reator. No reator PSS a maior produtividade de biogás ocorreu com 41 dias, com valores de $0,95 \text{ L}_N \text{ biogás} \cdot \text{L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e RB com $0,78 \text{ L}_N \text{ biogás} \cdot \text{g}_{\text{SV}} \text{ adic}^{-1}$. As análises de qPCR encontraram espécies de arqueas metanogênicas das ordens *Methanobacteriales*, *Methanosarcinales* e *Methanomicrobiales* nas duas estratégias de partida estudadas. Na Etapa II do experimento marcada pela adição do substrato RBA no reator PSS, apresentou produção média de biogás de $6,7 \text{ L}_N \text{ d}^{-1}$; esse resultado demonstrou a influência da redução da COV e também da adição de nitrato em sistemas anaeróbios. Nesse contexto, o presente estudo buscou contribuir para a redução de lodos nos sistemas de tratamentos da suinocultura, minimizando custos nestes processos colaborando com a identificação dos parâmetros de instabilidades operacionais que possam ocorrer na digestão anaeróbia, extraindo a produção de biogás deste resíduo.

Palavras-chave: águas residuárias, suínos, digestão anaeróbia.

EVALUATION OF TWO STRATEGIES OF START UP IN BIODIGESTERS OF THE CSTR TYPE USING SLUDGE OF SWINE PRODUCTION FROM EFFLUENT TREATMENT SYSTEMS

ABSTRACT

Sludge is the ultimate residue of several treatments stages applied to swine production effluents. This residue is conventionally treated until it reaches a standard established by the current legislation. Without proper treatment, this residue has a high polluting potential to the environment, otherwise, if properly managed it allows the extraction of the energy potential generation of biogas by means of anaerobic biodigesters, being considered for the treatment of effluents, one of the most widespread technologies, because they reduce organic load and transformation of biogas. Therefore, the biodigester start up is extremely important for the success of the entire anaerobic digestion process where an appropriate operational control is required. The objective of this study was to evaluate two biodigesters start up strategies of Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR), not using acclimated inoculum, under mesophilic temperature conditions, using sludge from treatment stages of swine effluent (solid-liquid separation by rotating sieve, biological treatment through covered waste lagoon biodigester and aerobic biological reactor). The start up strategies studied, named Start up with Substrate (PCS) and Start up without Substrate (PSS), were divided in two stages. In Step I it was analyzed the reactor starting part using only two substrates (rotary sieve sludge and lagoon covered biodigester sludge). Step II was marked to add of a third substrate the aerobic biological reactor sludge (RBA) in the process. The PSS reactor showed better conditions of operation and stability in the process of anaerobic digestion, therefore, it was decided to only add to this reactor substrate sludge RBA, in order to evaluate the behavior of the anaerobic digestion process with the addition of nitrate, remained the PCS reactor under to operating conditions of Step I. The studied strategies have shown to be efficient for the anaerobic digestion process, in Step I the PCS reactor presented greater operational instability, in contrast obtained faster biogas generation, on the second day it was observed biogas production with $21.0 \text{ L}_N \cdot \text{d}^{-1}$ and biogas yield (RB) of $1.32 \text{ L}_N \text{ biogas g}_{\text{SV}} \text{ adic}^{-1}$. The ammonia concentration presented high values at the PCS start up, in the range of $233.8 \pm 85.0 \text{ N-NH}_3 \text{ mg L}^{-1}$ and the methane quality was established in the range of $56.0 \pm 6\% (\text{v v}^{-1})$ in this reactor. In the PSS reactor the highest biogas productivity occurred within 41 days, with values of $0.95 \text{ L}_N \text{ biogas L}_{\text{reactor}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e RB with $0.78 \text{ L}_N \text{ biogas g}_{\text{sv}} \text{ adic}^{-1}$. On the qPCR analysis has been found species, from the Methanogenic Archaea and *Methanobacteriales*, *Methanosarcinales* to *Methanomicrobiales* orders on the two start-ups studied. The Step II of the experiment marked by the addition of the RBA substrate in the PSS reactor, presented a biogas average production of $6,7 \text{ L}_N \text{ d}^{-1}$, this result demonstrated the COV reduction influence and also when added nitrate on anaerobic systems. The present study aimed to contribute to the improvement of the swine activity, with the reduction of sludge in swine treatment systems, minimizing costs in these processes, cooperating with the identification of the parameters of operational instability that may occur in anaerobic digestion, extracting biogas production from this product.

Key-words: wastewaters, swine, anaerobic digestion.

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura industrial é designada pela produção intensiva de suínos, que por muitos anos foi caracterizada como geradora de grandes quantidades de resíduos com alto índice poluidor (WIJESINGHE et al., 2018). Estes efluentes são constituídos por fezes, urina, restos de ração, água e resíduos de drogas antibióticas (KUNZ et al., 2009, VIANCELLI et al., 2012; CHU et al., 2017; ZHANG et al., 2018).

A demanda crescente pelo consumo da carne suína implica no aumento dos efluentes, problema amplificado pelo sistema de produção de animais confinados, que concentra grande quantidade de animais em pequenas áreas (KUNZ et al., 2009). Este quadro apresenta a necessidade tratamento adequado para gestão destes efluentes. Com a finalidade de reduzir impactos no meio ambiente, há diversos processos que compõem sistemas de tratamentos como a separação sólida/líquida, tratamento biológico e remoção de outros nutrientes (CHAGAS, 2000; CAERN, 2014; LAMPERT et al., 2015). Entretanto, alguns sistemas de tratamentos geram grande quantidade de lodo como resíduo final, no qual é constituído de várias substâncias que contêm minerais, coloides e material orgânico decomposto, necessitando de pós-tratamentos, aumentando os custos para a destinação final destes efluentes (PRAPASPOGSA et al., 2010; ZHANG et al., 2011).

O problema com o excesso de lodo em sistemas de tratamentos seria reduzido com a implantação de um sistema eficiente de tratamento de águas residuais, que utilize o metabolismo microbiano a partir do carbono presente nos efluentes para a redução da biomassa, sendo uma alternativa de tratamento ao invés de investimentos para aplicações em pós-tratamentos do lodo (KHURSHEED; KAZMI, 2011).

Portanto, a utilização da digestão anaeróbia para redução da carga poluidora dos efluentes gerados pela suinocultura tem se apresentado como uma tecnologia viável e promissora. Este processo possibilita a produção de biogás, a redução de odores, redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), produção de biofertilizantes, baixa produção de lodo e a possibilidade de sistemas de tratamento descentralizados de dejetos (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011; RIZZONI, 2012).

A partida de um biodigestor é a etapa de fundamental importância para o sucesso da digestão anaeróbia (MOSET et al., 2014). O início da operação do biodigestor está ligado a sequências de transformações metabólicas, por meio da fermentação dos micro-organismos envolvidos na digestão anaeróbia, uma vez que implica determinado intervalo de tempo, até que atinja a estabilidade de funcionamento. Outros fatores que implicam no processo de partida do reator é o tempo de retenção hidráulica (TRH) e a utilização de inóculo, uma vez que exerce influência nas comunidades microbianas na digestão anaeróbia (LUCAS JUNIOR, 1994; GOBERNA et al., 2015).

O uso de inóculo aclimatado é comumente utilizado para a partida de biodigestores, fornecendo uma maior diversidade de micro-organismos ao processo de digestão anaeróbia,

que objetiva acelerar o processo de produção de biogás (GONÇALVES et al., 2011; GOBERNA et al., 2015). Em escala real existe a dificuldade de aclimatar grandes quantidades de inóculo. Este processo exige tempo e em situações reais a implantação dos biodigestores visa a produção de biogás de forma rápida, para obter o retorno do investimento e o aproveitamento energético (PIEROTTI, 2007; TONETTI et al., 2011). Neste contexto, estudar formas de partida ao implantar um biodigestor evita custos adicionais e efetiva a produção de biogás.

A escolha do modelo de biodigestor a ser utilizado deve levar em consideração o tipo de substrato a ser tratado, sendo o ponto central de um sistema de tratamento anaeróbio (AMARAL et al., 2016). Os biodigestores do tipo CSTR (do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*) combinam inúmeras vantagens, tendo em vista que suporta elevadas cargas orgânicas volumétricas (COV), ao qual pode-se empregar a sua utilização para diversos efluentes (LUKEHURST; BYWATER, 2015; AMARAL et al., 2016).

Diante de tal contexto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar duas estratégias de partida de biodigestores do tipo CSTR sem o uso de inóculo aclimatado, denominadas Partida sem substrato (PSS) e Partida com substrato (PCS), a fim de analisar a produção de biogás, utilizando como substrato lodos resultantes de etapas que incorporam sistemas de tratamento de dejetos suínos, bem como identificar as variáveis que influenciam no processo de digestão anaeróbia.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Coleta e caracterização das amostras

Neste trabalho foram utilizados três tipos de lodos, oriundos de etapas de sistemas de tratamentos de efluentes da suinocultura, sendo eles: Lodo da peneira rotativa (PR), lodo de biodigestor de lagoa coberta (BLC) e lodo de reator biológico aeróbio (RBA).

A amostra do lodo BLC, foi coletada em uma Unidade Comercial Produtora de suínos localizada em Concórdia, SC, Brasil; essa amostra foi coletada pelo cano de acesso lateral no fundo do biodigestor (Figura 1).

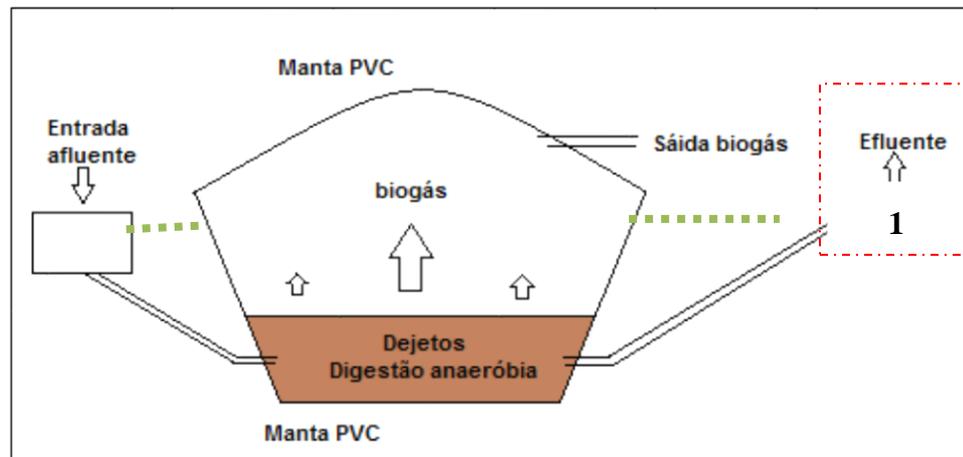


Figura 1 Fluxograma do ponto de coleta da amostra de lodo no biodigestor de lagoa coberta (BLC). Ponto 1: Saída do lodo do fundo do BLC.
Fonte: próprio autor.

Outras amostras do lodo de dejetos suíno (lodo PR e lodo RBA) utilizadas no experimento foram coletadas em dois diferentes pontos da Estação de Tratamento de Dejetos Suínos (ETDS) nas granjas experimentais da Embrapa Suínos e Aves, localizada em Concórdia, SC, Brasil (Figura 2).

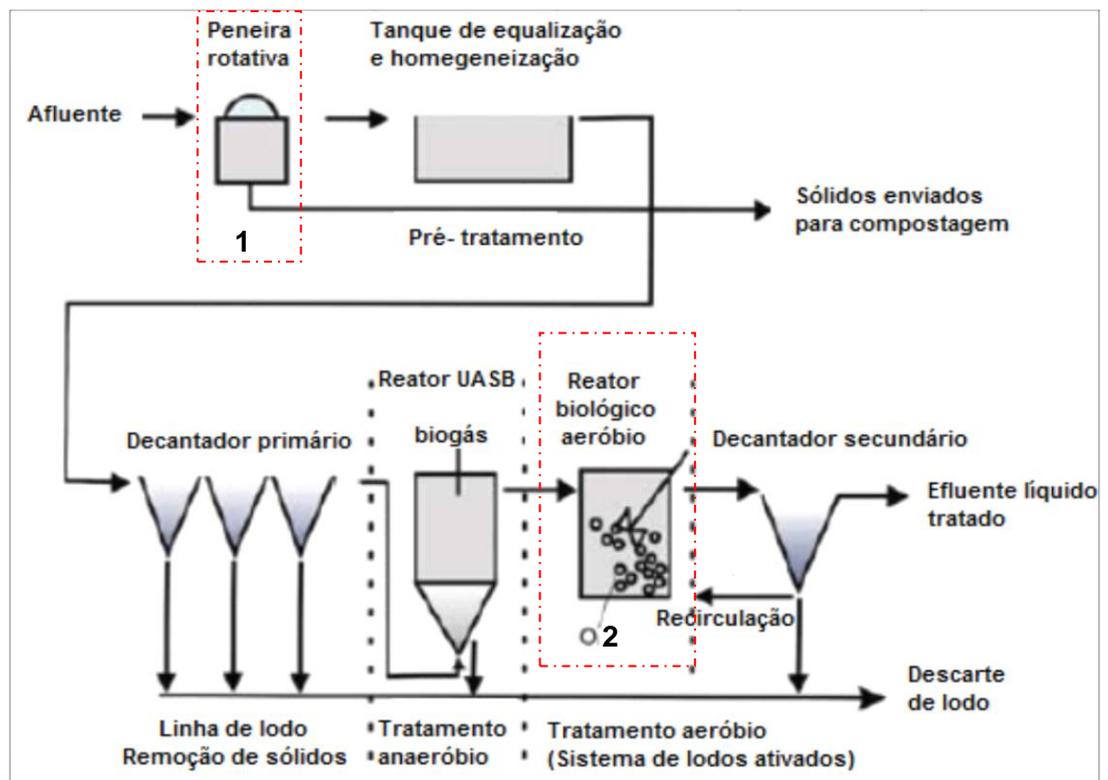


Figura 2 Fluxograma dos pontos onde as amostras foram coletadas na ETDS (Estação de Tratamento de Dejetos Suínos). Ponto 1: Lodo da peneira rotativa (PR); Ponto 2: Lodo de reator biológico aeróbio (RBA).
Fonte: Adaptado Kunz et al. (2009).

As amostras (lodo PR e lodo BLC) foram armazenadas separadamente e refrigeradas a 4 °C e as alimentações foram produzidas semanalmente. A partir de 80º dias de operação, foram confeccionadas as alimentações do reator com os três substratos (lodos PR, BLC e RBA) e congelados. As alimentações antes de serem introduzidas no reator, eram aclimatadas em banho térmico a 37 °C.

Na Tabela 1, pode-se analisar os locais de amostragem e os valores referentes às concentrações médias das amostras dos lodos de dejetos suíno utilizadas no estudo.

Tabela 1 Locais de amostragem e composição média de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos fixos (SF), pH, amônia livre (AL), nitrato e nitrito das amostras utilizadas no experimento.

Amostra	Local da amostragem	ST (g. L ⁻¹)	SV (g. L ⁻¹)	SF (g. L ⁻¹)	pH	AL (mg. L ⁻¹)	Nitrato (mg. L ⁻¹)	Nitrito (mg. L ⁻¹)
Lodo BLC	Granja Comercial	112,3 ± 10	59 ± 2	51,6 ± 6	7,6 ± 0,1	80,48	-	-
Lodo PR	ETDS	190 ± 25	162 ± 22	29,8 ± 3	7,7	-	-	-
Lodo RBA	ETDS	31	23	8 ± 1	-	193,27	332,62	193,27

ETDS = Estação de tratamento de dejetos da suinocultura; BLC = biodigestor de lagoa coberta; PR = peneira rotativa; RBA = reator biológico aeróbio.

2.2 Partida e operação dos reatores CSTR

Os reatores em acrílico do modelo CSTR possuem volume útil de 12 L, encamisados para circulação da água para aquecimento (Figura 3). O aquecimento foi controlado na faixa de temperatura mesofílica de 37 °C ± 1 termostaticado, utilizando o equipamento da marca Julabo, modelo M8. A agitação foi realizada por meio do equipamento da marca IKA, modelo RW 20 digital, programado para manter a agitação contínua a 70 rpm.



Figura 3 Reator CSTR utilizado para avaliar as duas formas de partida do reator.

2.2.1 Etapa I

Para a partida dos reatores foram adotadas duas diferentes estratégias PCS (Partida com Substrato) e PSS (Partida sem Substrato) e mantido o mesmo controle operacional, como pode-se observar na Tabela 2.

Tabela 2 Tipos de estratégias de partida e controle operacional dos reatores CSTR na Etapa I

Reator	Partida	T(°C)	Volume operação (L)	Alimentação diária (mL)	Substratos alimentação	TRH(d)	COV ($\text{g}_{\text{SV}}^{\text{adic.}} \cdot \text{L}_{\text{reator}}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)
PCS	Substrato	37	12	340	PR + BLC	35	2,0
PSS	Água	37	8	340	PR + BLC	35	2,0

*Partida – sem uso de inóculo aclimatado

*PSS – partida sem substrato / PCS – partida com substrato

*PR + BLC – lodo da peneira rotativa + lodo biodigestor de lagoa coberta

Para o reator denominado Partida com Substrato (PCS) foram avaliados a partida e o processo de digestão anaeróbia utilizando o mesmo tratamento no reator do momento da partida até o final do processo (Etapa I correspondente de 0 a 120 dias de operação).

Para o reator nomeado Partida sem Substrato (PSS), o experimento foi dividido em 2 etapas: a primeira compreendendo a partida do reator (Etapa I neste reator operou de 0 a 80 dias) e a segunda etapa visou avaliar o efeito da adição do lodo de reator biológico aeróbio (RBA) sobre o processo de digestão anaeróbia (Etapa II de 80 a 120 dias).

Na Etapa I do experimento, foi realizado o processo de partida dos reatores, utilizando-se dois substratos ricos em carbono, lodo da peneira rotativa (PR) e lodo de biodigestor de lagoa coberta (BLC). As proporções utilizadas para cada substrato foram dimensionadas a partir da produção de uma granja comercial de suínos da região Catarinense (Anexo I).

No reator denominado Partida sem substrato (PSS), para o início do processo adicionou-se 12 litros de água, sendo alimentado diariamente com 340 mL de amostra contendo os substratos lodo PR e lodo BLC (as alimentações eram feitas semanalmente e armazenadas em recipientes plásticos a 4 °C). A concentração do material orgânico no interior deste reator foi progressiva no decorrer do tempo de retenção hidráulica (TRH). A partida do reator foi dada sem o uso de inóculo aclimatado.

No reator denominado Partida com substrato (PCS), iniciou-se a digestão anaeróbia com a introdução de 8 litros da mistura de lodo PR e lodo BLC, sem a aclimação do substrato, foi aplicado essa quantia em litros devido à configuração do reator, para possibilitar a quantificação do biogás produzido desde o momento da partida, foi alimentado diariamente com 340 mL, alcançando o volume útil de trabalho de 12 litros, após 12 dias de operação. A partida foi iniciada também sem o uso de inóculo aclimatado. As amostras para as análises laboratoriais foram coletadas três vezes na semana.

2.2.2 Etapa II

Após o reator Partida sem substrato (PSS) apresentar estabilização da produção de biogás iniciou-se a Etapa II (a partir do 80º dia), caracterizada pela inserção do lodo do reator biológico aeróbio (RBA). Foi inserido este novo substrato apenas no reator nomeado PSS por apresentar maior estabilidade operacional no processo de digestão anaeróbia.

No reator Partida com substrato (PCS) como descrito anteriormente foi mantida a alimentação e a operação da Etapa I (lodo PR + lodo BLC), optou-se por não inserir o lodo RBA, pois este reator apresentou interferências no decorrer do processo. Assim, optou-se por manter o controle operacional inicial com intuito de avaliar a produção de biogás nestas condições. Na Tabela 3 está descrito o controle operacional dos reatores.

Tabela 3 Tipos de estratégias de partida e controle operacional dos reatores CSTR do período de 80 a 120 dias de operação

Reator	Partida	T (°C)	Volume operação (L)	Alimentação diária (mL)	Substratos alimentação	TRH	COV (g _{SV adic.} L ⁻¹ reator d ⁻¹)
PCS	Substrato	37	12	340	*PR + BLC	35	2,0
PSS	Água	37	12	340	*PR + BLC + RBA	35	1,56

*Partida – sem uso de inóculo aclimatado

*PSS – partida sem substrato / PCS – partida com substrato

*PR + BLC – lodo da peneira rotativa + lodo biodigestor de lagoa coberta

*PR + BLC + RBA – lodo da peneira rotativa + lodo biodigestor de lagoa coberta + lodo reator biológico aeróbio

Na Tabela 3 pode-se observar que o reator PSS sofreu alteração na COV, essa diminuição se deu pela diluição dos substratos que foi calculada de acordo com a produção de efluentes da Granja Comercial utilizada como base deste estudo (Anexo I).

2.2.3 Métodos analíticos

O volume de biogás foi quantificado pelo equipamento MilliGascounter Type MGC-1 PMMA, da marca Ritter Apparatebau GmbH & Co – Alemanha. A qualidade do biogás produzido foi determinada pelo equipamento Geotech Biogas 5000 – Geotechnical Instruments Ltd – Reino Unido.

As amostras foram caracterizadas quanto ao pH, sólidos totais e voláteis, relação alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP) e nitrogênio amoniacal total (NAT), de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). A concentração de amônia livre (AL) foi calculada por meio da Equação 1 (ANTHONISEN et al., 1976).

$$AL = (\text{NH}_3, \text{mg/L}^{-1}) = \frac{17}{14} \times \frac{[\text{total de amônia N}] \times 10^{\text{pH}}}{e^{[6344/(273+T(^{\circ}\text{C}))]} + 10^{\text{pH}}} \quad \text{Eq. (1)}$$

2.2.4 Quantificação de bactérias por reação em cadeia da polimerase (qPCR)

Foram realizadas análises superficiais da comunidade microbiológica utilizando os lodos dos reatores PSS e PCS, a coleta das amostras foram realizadas ao completar o primeiro TRH com 35 dias; posteriormente, coletaram-se amostras dos reatores ao completar 115 dias de operação. A extração dos ácidos nucleicos foi realizada a partir de 50 mg do digestato de cada reator (PSS e PCS), utilizando o kit PowerSoil DNA Isolation (Mo Bio Laboratories Inc.), de acordo com as instruções do fabricante.

A concentração de micro-organismos do domínio *Arqueas* totais, *Methanosarcinales* (MSL), *Methanobacteriales* (MBT) e *Methanomicrobiales* (MMB) foram estimadas pela análise de PCR quantitativo real-time (qPCR) utilizando primers e sondas, como descrito na Tabela 4, sendo expresso em cópias genômicas (GC), de acordo com o descrito por Mezzari et al. (2013), usando a plataforma ABI StepOne PCR System (Applied Biosystems®).

Tabela 4 Primers, sondas, sequências e tamanhos de fragmentos utilizados na análise qPCR

Micro-organismos	Primers/sondas	Sequência (5'-3')	Tamanho(bp)
Arqueas totais	ARC787-F	ATTAGATACCCSBGTAGTCC	273
	ARC1059-R	GCCATGCACCWCCTCT	
<i>Methanobacteriales</i>	MBT857-F	CGWAGGGAAGCTGTTAAGT	373
	MBT1196-R	TACCGTCGTCCACTCCTT	
<i>Methanosarcinales</i>	MSL812-F	GTAACGATRYTCGCTAGGT	354
	MSL1159-R	GGTCCCCACAGWGTAACC	
<i>Methanomicrobiales</i>	MMB749-P	TYCGACAGTGAGGRACGAAAGCTG	506
	MMB282-F	ATCGRTACGGGTTGTGGG	
	MMB832-R	CACCTAACGCRCATHGTTTAC	

F - Forward, R - Reverse, T - Taqman.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Avaliação do processo de digestão anaeróbia

3.1.1 Partida dos reatores CSTR

O reator Partida sem substrato (PSS) não obteve produção de biogás imediata, isso se deu pela baixa concentração de biomassa no interior do reator, levando a uma baixa produção de biogás (Figura 4), revertida progressivamente à medida em que o reator foi alimentado diariamente (GOBERNA et al., 2015). Com aproximadamente 40 dias de operação, ocorreu a estabilização na produção de biogás, faixa média de $10 \pm 3,0 \text{ L}_N \cdot \text{d}^{-1}$, indicando o término da fase de partida do reator, como pode-se analisar na Figura 4.

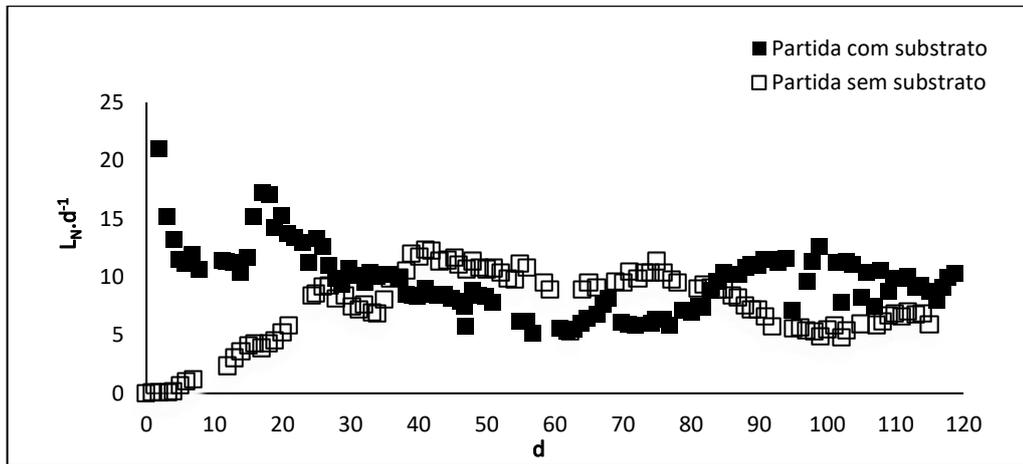


Figura 4 Comparação da produção de biogás ($L_N \cdot d^{-1}$) nas diferentes estratégias de partida dos reatores.

Com 80 dias de operação do reator Partida sem Substrato (PSS), notou-se diminuição da produção de biogás, este quadro é justificado pela introdução do novo substrato (lodo reator biológico aeróbio – RBA). Inserindo este substrato (lodo RBA) a COV foi redimensionada, assim integrando como substratos para a alimentação deste reator a mistura dos lodos PR (lodo da peneira rotativa), BLC (lodo de biodigestor de lagoa coberta) e o lodo do RBA, sendo estabelecida a COV em $1,56 \text{ g}_{\text{SV adic}} L_{\text{reator}}^{-1} d^{-1}$ (redimensionamento calculado a partir da produção de Granja Comercial utilizada como base para este estudo). Com 90 dias de TRH a produção de biogás estabeleceu-se na faixa de $6,7 L_N \cdot d^{-1}$, quando foi observada a redução na produção de biogás e mantida esta tendência até o final do processo (Figura 4).

Pressupõe-se que este comportamento possa ter sido influenciado pela diminuição da COV e também pela característica do substrato RBA. Ao contrário dos outros lodos (lodo PR e lodo BLC) adicionados no reator que são ricos em carbono, o lodo do RBA é um resíduo resultante de uma das etapas finais que compõe sistemas de tratamento de dejetos suínos, possuindo menor quantidade de material orgânico na sua composição, além de possuir nitrato e nitrito em sua estrutura ($332,62 \text{ N-NO}_3^- \text{ mg L}^{-1}$ e $193,27 \text{ N-NO}_2^- \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente). O nitrato quando inserido em ambiente com restrição de oxigênio, desencadeia o processo de desnitrificação, utilizando o carbono oferecido pelos substratos lodo PR e lodo BLC, gerando uma competição entre os micro-organismos metanogênicos e desnitrificantes pelo material orgânico (BORTOLI, 2010; FILHO; HAANDEL; MOTA, 2018).

O reator Partida com Substrato (PCS) obteve produção de biogás rapidamente já nos primeiros dias de operação, devido à grande quantidade de substrato utilizada na partida do reator, disponibilizando material orgânico suficiente para favorecer a atividade metanogênica, mesmo sem adição de inóculo aclimatado. Observa-se que no início da partida este reator apresentou maior instabilidade do processo de digestão anaeróbia, comportamento justificado pelo tempo que os micro-organismos necessitaram para se aclimatarem ao meio. A

finalização do processo de partida e estabilização da digestão anaeróbia neste reator ocorreu no 30º dia, com produção média de $8,0 \pm 2,0 \text{ L}_N \cdot \text{d}^{-1}$ (Figura 4).

Após o TRH de 35 dias no reator PCS notou-se uma diminuição na produção de biogás. Neste período ocorreu excessiva formação de espuma, essa característica pode ter influenciado a queda na produção. Com 80 dias de operação a produção de biogás elevou-se no reator PCS, mantendo-se na faixa de $9,8 \text{ L}_N \cdot \text{d}^{-1}$, demonstrando recuperação do processo de digestão anaeróbia. Entretanto, a formação de espuma como citado anteriormente, juntamente com a grande quantidade de sólidos neste reator e a alta concentração de amônia livre pode ter ocasionado novamente interferências na produção de biogás a partir do 95º dia, se estendendo até o 110º dia, como pode-se notar na Figura 4 (MOELLER et al., 2015).

Para controlar a formação de espuma no reator PCS, testou-se a partir do 100º dia de TRH a agitação intermitente no reator, sendo aplicado por 10 dias a cada 2 horas utilizando um timer acoplado ao equipamento de agitação. Esta estratégia demonstrou-se eficaz diminuindo a espuma em 50% e melhorando o controle operacional deste reator.

Comparando as duas estratégias de partida, observou-se que o reator PCS obteve maior rapidez na produção de biogás. Em contrapartida, essa produção após a estabilização do processo (a partir do 30º dia até 80º dia) foi inferior quando comparado a estratégia do reator PSS, no qual apresentou menores problemas operacionais como a formação de espuma e oscilação na produção de biogás, sendo esta estratégia (PSS) efetiva a longo prazo.

3.1.2 Rendimento de biogás

O maior rendimento de biogás se deu no 2º dia de operação no reator PCS com $1,32 \text{ L}_N \text{ biogás g}_{\text{SV adic}}^{-1}$. Conforme aumentava-se o TRH o RB apresentou queda, a princípio presumiu-se a hipótese de interferência ocasionada pela formação da espuma no reator, posteriormente, no decorrer do processo suspeitou-se da diminuição do rendimento ocasionado pelo possível aumento da amônia livre no reator. A partir do 80º dia o RB apresentou recuperação do processo mantendo-se em média $0,65 \pm 0,24 \text{ L}_N \text{ biogás g}_{\text{SV adic}}^{-1}$ até o final do processo (Figura 5).

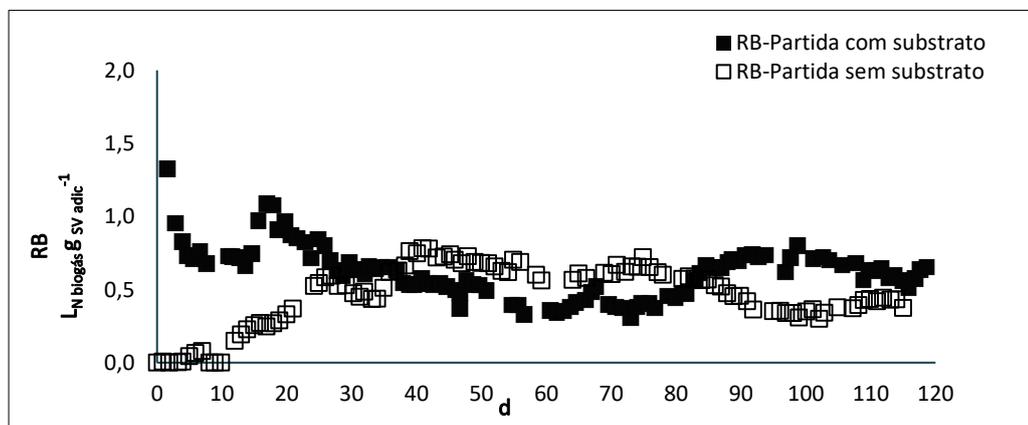


Figura 5 Rendimento de biogás (RB) ($\text{L}_N \text{ biogás g}_{\text{SV adic}}^{-1}$) nas estratégias de partida: Partida com substrato (PCS) e Partida sem substrato (PSS).

No reator PSS, o maior rendimento de biogás ocorreu com 41 dias de operação com $0,78 \text{ L}_N \text{ biogás g}_{\text{SV adic}}^{-1}$, fase a qual encerrou-se a partida do reator, passando para fase estacionária. Entretanto, com 80^o dias de operação o RB apresentou-se com $0,57 \text{ L}_N \text{ metano g}_{\text{SV adic}}^{-1}$ sofrendo queda até o 102^o dia com $0,24 \text{ L}_N \text{ biogás g}_{\text{SV adic}}^{-1}$. Este comportamento no processo da digestão anaeróbia foi causado pelas novas condições de operação neste reator, ocorrendo a perda do equilíbrio da microbiota. Após este período ocorreu o aumento do RB, demonstrando a recuperação do processo da digestão anaeróbia e aclimatação dos micro-organismos ao meio (Figura 5).

3.1.3 Qualidade do biogás

A concentração do biogás no reator PCS, apresentou-se de acordo com a literatura, na faixa de 50 a 70% (v.v⁻¹) de metano (CH₄), e 30 a 40% (v.v⁻¹) de dióxido de carbono (CO₂), como é demonstrado nas Figuras 6a e 6b, respectivamente. O reator PSS obteve porcentagem inferior em relação à qualidade de metano (CH₄) no início do processo (Figura 6a), quadro justificado pela falta de material orgânico e micro-organismos disponíveis no meio para a produção de biogás (JAIN et al., 2015; GOBERNA et al., 2015; GARFI et al., 2016). Já após o 80^o dia de operação do reator PSS notou-se diminuição da qualidade de metano, na faixa de 38 a 47% de CH₄, demonstrando que a inserção do lodo RBA no processo refletiu diretamente na qualidade de biogás produzida, visto que com 102^o dias houve a recuperação da qualidade do biogás no processo.

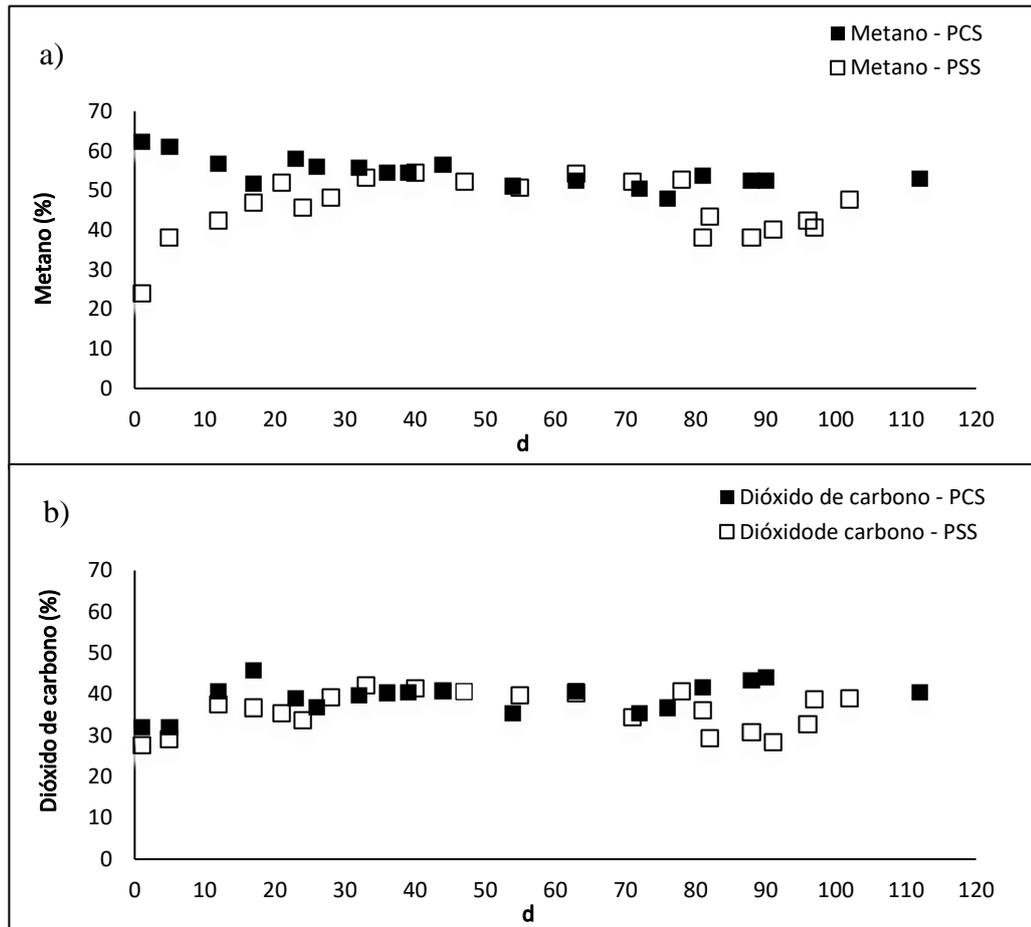


Figura 6 Qualidade do biogás (v.v.⁻¹%) produzido pelas diferentes estratégias de partida nos reatores. (a) Qualidade de metano (CH₄) e (b) Dióxido de carbono (CO₂). Partida com substrato (PCS); Partida sem substrato (PSS).

3.1.4 Produtividade de biogás e metano

No reator PCS, observou-se a maior produtividade de biogás (PdB) no 2º dia de TRH obteve-se produção de $2,23 \text{ L}_N \text{ biogás L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Esta produtividade apresentou queda conforme aumentava-se o TRH, presumindo-se a suspeita de inibição por amônia livre. Observa-se que a partir do 85º dia houve a recuperação da PdB demonstrando a adaptação dos micro-organismos metanogênicos ao aumento das concentrações de AL. Com 97 dias de operação o processo de digestão anaeróbia apresentou novamente a diminuição da PdB, estabelecendo-se na faixa de $0,82 \text{ L}_N \text{ biogás L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (Figura 7a).

No reator PSS, a maior produtividade de biogás ocorreu com 41 dias de operação, com produção de $0,95 \text{ L}_N \text{ biogás L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Com 80º dia a PdB encontrou-se em $0,76 \pm 0,02 \text{ L}_N \text{ biogás L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, e com 90º dia houve indícios de perda da produtividade, encontrando-se na faixa de $0,60 \text{ L}_N \text{ biogás L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$. No 102º dia obteve-se a menor produtividade, com $0,40 \text{ L}_N \text{ biogás L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Somente ao final do TRH demonstrou recuperação na produção de biogás estabilizando-se em $0,55 \pm 0,04 \text{ L}_N \text{ biogás L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, comportamento que pode ter sido ocasionado pela adição do substrato RBA no processo de digestão anaeróbia

devido à diminuição da COV, além da competitividade microbiológica e a falta de aclimação das espécies ao meio (Figura 7a).

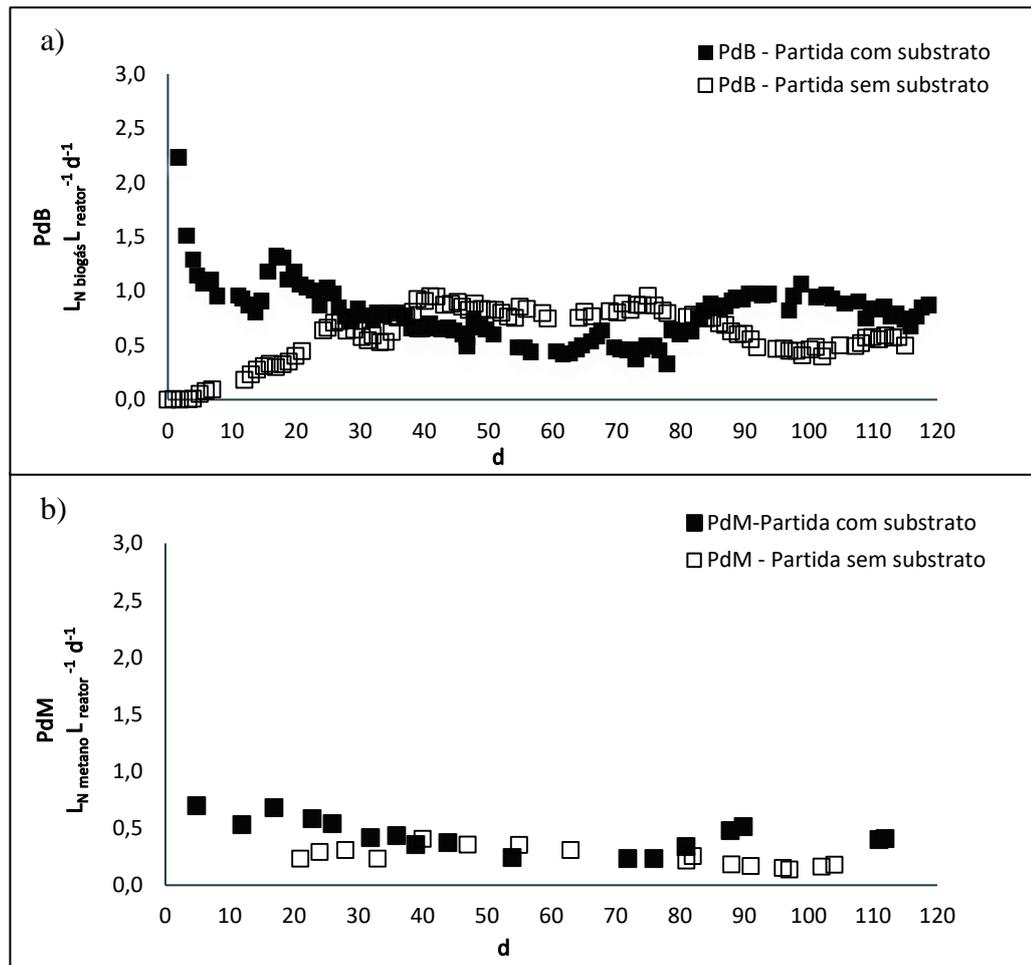


Figura 7 (a) Produtividade de Biogás (PdB em $L_N \text{ biogás } L_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$) das estratégias de partida. (b) Produtividade de Metano (PdM em $L_N \text{ metano } L_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Partida com substrato (PCS) e Partida sem substrato (PSS).

A produtividade de metano (PdM) no reator PCS manteve-se na faixa de $0,5 L_N \text{ metano } L_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$ até aproximadamente o 30º dia (Figura 7b); após este período, observou-se a diminuição da PdM, demonstrando este comportamento até o 80º dia de operação do reator, seguindo a mesma tendência da PdB citada na Figura 7a. O reator PSS iniciou-se com a PdM de $0,23 L_N \text{ metano } L_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, elevando a produtividade conforme o aumentava-se o TRH pelo aumento da concentração da biomassa no interior do reator.

De modo geral, nota-se que a PdM corrobora em média com aproximadamente 50% da produtividade total de biogás nos reatores, ou seja, metade da PdB é convertida em metano – demonstrando que o lodo é um substrato com grande potencial energético, visto que, por ser um resíduo final de diversos tratamentos de efluentes da suinocultura não possui muitas alternativas para sua destinação final, acarretando em elevados custos para seu gerenciamento.

A produtividade de biogás obtido por meio do processo de digestão anaeróbia deste estudo manteve pH de ambas as estratégias semelhantes em todo processo, na faixa de 7,5 a 8,0, valores similares aos encontrados por Goux et al. (2016) em sua pesquisa, utilizando dejetos bovinos em reator de 500 m³ em escala real, trabalhando com temperatura mesofílica.

3.1.5 Amônia livre

As duas estratégias de partida apresentaram diferenças significativas no parâmetro amônia livre (AL). No reator PCS ocorreu oscilação da concentração de AL, chegando a valores acima de 250 N-NH₃ mg.L⁻¹ (Figura 8). A condição mesofílica aplicada ao processo de digestão anaeróbia e a grande quantidade de material orgânico inserido no reator sem o emprego de inóculo aclimatado resultou em pH elevado (7,5 - 8,0), fatores que podem ter desencadeado a alteração no equilíbrio químico entre o íon amônio (NH₄⁺) e a amônia livre (N-NH₃), deslocando o equilíbrio para a formação de AL (BMELV, 2010; HO; HO, 2012; KUNZ; MUKHTAR, 2016). Os micro-organismos metanogênicos foram expostos a condições de estresse devido às altas concentrações de AL, refletindo assim na produção de biogás, mas não inibindo totalmente essa produção, que demonstrou-se contínua em todo o processo, o que comprova que a digestão anaeróbia foi realizada por meio de um consórcio de micro-organismos mais resistentes a concentrações elevadas deste componente.

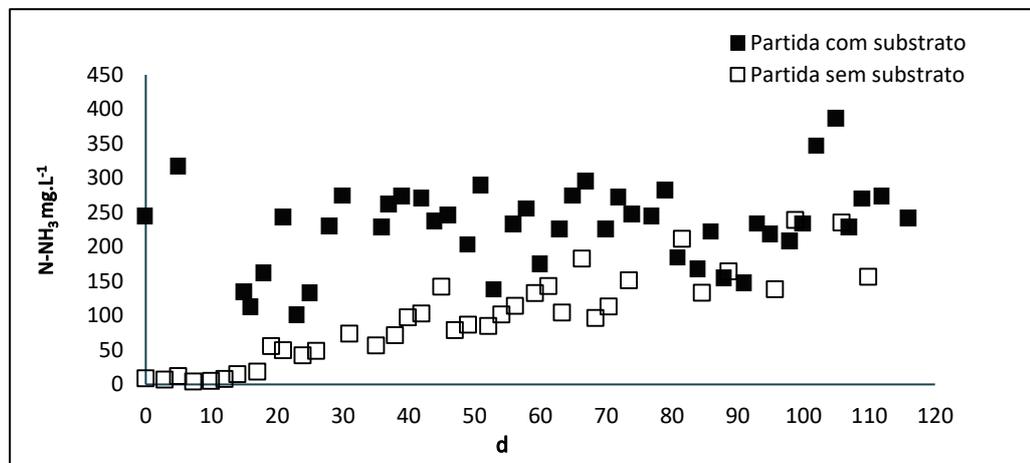


Figura 8 Comportamento do parâmetro amônia livre (N-NH₃ mg.L⁻¹), comparando as diferentes estratégias do experimento.

A amônia livre no reator PSS manteve-se baixa até o 80º dia de TRH, não apresentando variações bruscas de concentrações, demonstrando que esta estratégia de partida colaborou para este quadro, presume-se que esta reação tenha ocorrido pois os micro-organismos foram expostos gradativamente a maiores quantidades de material orgânico, não sendo expostos a situações de estresse como ocorreu no reator PCS (RODRÍGUEZ et al., 2011). A concentração de amônia livre neste reator elevou-se próximo ao 100º dia de TRH obtendo seu pico máximo com 250 N-NH₃ mg.L⁻¹, valores similares aos encontrados na

literatura (MOSET et al., 2014; EKSTRAND et al., 2016), não sendo observada inibição da produção de biogás pelas altas concentrações de AL.

O reator PSS, quando comparado ao PCS demonstrou possuir maior estabilidade operacional relacionada às concentrações de amônia, devido ao progressivo aumento de material orgânico no seu interior. Outro fator que pode ter influenciado diretamente as baixas concentrações de AL neste reator foi pela adição de nitrato, sendo que, segundo Shen et al. (2013), este composto em processos anaeróbios pode ser potencialmente adequado para a remoção de amônia no reator.

3.1.6 Relação Al/AP

O monitoramento da alcalinidade intermediária e parcial (Al/AP) permitiu que o processo de digestão anaeróbia não fosse comprometido pelo excesso de carga orgânica no reator. Até o 10^o dia o reator PSS apresentou relação Al/AP elevada, quadro justificado pela falta de alcalinidade, devido à diluição dos substratos com a água na fase de partida, disponibilizando baixo aporte de material orgânico e conseqüentemente fraca atividade microbológica (Figura 9). Após esse período, a atividade microbológica presente no meio intensificou-se, fornecendo alcalinidade e equilíbrio ao processo. A relação Al/AP apresentou-se na faixa de $0,110 \pm 0,06$ no reator PSS, trabalhando-se em faixa segura para o processo de digestão anaeróbia. Estes valores demonstram que a COV aplicada foi inferior ao que suporta, visto que, segundo a experiência empírica citada por Mezes et al. (2011) a faixa ideal da relação Al/AP na qual pode-se extrair o máximo da produção de biogás do processo é estabelecida entre 0,3 e 0,4, valores superiores a este se faz necessário reduzir o aporte orgânico para não ocorrer inibição do processo. Observou-se no reator PSS a partir do 80^o dia não desencadeou a perda do tamponamento do processo devido a adição do lodo RBA. A COV neste reator poderia ter sido aumentada; entretanto, buscou-se trabalhar de acordo com a produção da granja comercial, buscando resultados em condições reais de implantação e operação.

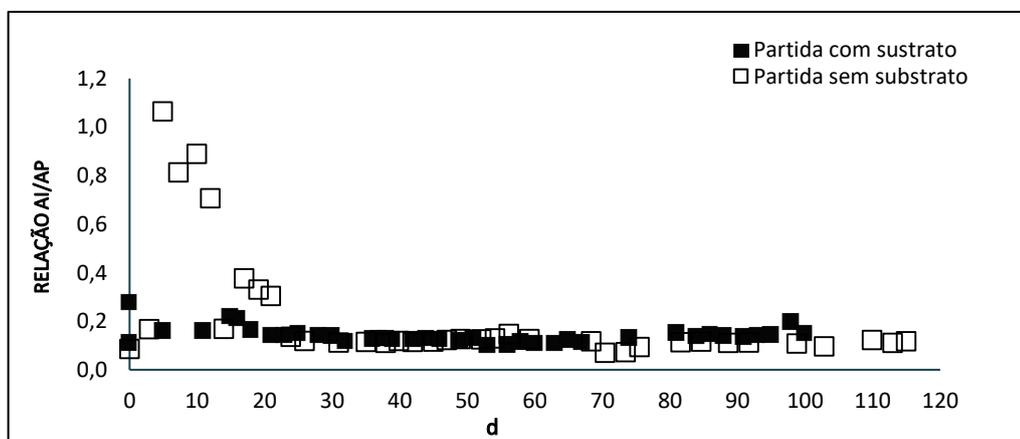


Figura 9 Relação Al/AP das diferentes estratégias de partida dos reatores.

Já o reator PCS manteve valores lineares desde a partida, demonstrando que os substratos utilizados forneciam alcalinidade necessária para o processo da digestão anaeróbia, embora tenha sido constatado que o reator suportava maior carga orgânica, a produção de biogás foi eficiente utilizando COV de $2,0 \text{ g}_{\text{SV adic}} \text{ L}_{\text{reator}}^{-1} \text{ d}^{-1}$, demonstrando estabilidade do processo da digestão anaeróbia com lodos de dejetos suínos em reator CSTR (Figura 9).

3.2 Comparação dos reatores

Na Tabela 5 de modo geral, estão relacionados valores referentes à produção de biogás, PdB, RB, pH, concentração de AL, relação AI/AP, teor de metano e dióxido de carbono e eficiência de remoção de SV estudadas no experimento dos reatores PCS e PSS. É possível observar detalhadamente que o reator PCS foi o qual obteve maior produção de biogás, com média de $9,7 \pm 0,1 \text{ L}_{\text{N}} \cdot \text{d}^{-1}$, maior PdB, RB, maiores concentrações de AL e teor de metano. Já a maior eficiência de remoção de sólidos voláteis (R_{SV}) se deu pelo reator PSS, com média de 69,49 e 60,07%, demonstrando maior capacidade de mineralização do material orgânico.

O RM dos dois reatores PCS e PSS obtiveram recuperação do metano com valores médios similares ($0,35$ e $0,34 \text{ L}_{\text{N metano}} \text{ g}_{\text{SV adic}}^{-1}$, respectivamente) referentes ao período de 0 a 80 dias de operação dos reatores.

Após o 80º dia de TRH, o reator PCS apresentou valor médio de $0,32 \text{ L}_{\text{N metano}} \text{ g}_{\text{SV adic}}^{-1}$ de rendimento de metano, já o reator PSS teve perda na recuperação de metano, chegando a $0,24 \pm 0,08 \text{ L}_{\text{N metano}} \text{ g}_{\text{SV adic}}^{-1}$. Este quadro coincide com a diminuição da concentração de espécies metanogênicas, como demonstrado pela análise de qPCR na Tabela 6, comportamento que pode ter relação com a aclimação dos micro-organismos ao novo substrato inserido nesta etapa (RBA), levando à diminuição da eficiência do rendimento de metano, visto que a alteração no consórcio de micro-organismos reflete diretamente no rendimento de metano, pois as arqueas metanogênicas possuem baixa taxa de crescimento e alta sensibilidade a alterações operacionais (WEILAND, 2010).

Os valores de AI/AP apresentaram estabilidade no processo de DA, com valores médios de 0,127 nos reatores, indicando que o reator poderia suportar um aumento da COV.

A qualidade do biogás para o reator PCS após o 80º dia de operação estabeleceu-se em média $52 \pm 1\%$ para metano e $42 \pm 1\%$ para dióxido de carbono, mantendo-se na faixa inicial de concentração de biogás, demonstrando que o tempo de retenção hidráulica aplicado permitiu a degradação e o aproveitamento do potencial dos substratos para a produção de biogás, devido à aclimação da microbiota ao processo de digestão anaeróbia, não ocasionando *wash out*.

Foi observada a diminuição da qualidade de biogás no reator PSS após o 80º dia de TRH. O teor de metano variou em concentrações de $42 \pm 5\%$ de metano e $33,6 \pm 5\%$ de dióxido de carbono, demonstrando que a adição do lodo RBA desencadeou o processo de

desnitrificação consumindo o nitrato para a formação de nitrogênio gasoso (N_2), esclarecendo a perda da qualidade de biogás (Tabela 5). As análises das amostras de saída neste reator demonstraram valores de nitrato e nitrito a 0 mg. L^{-1} confirmando o processo de desnitrificação.

Tabela 5 Comparação dos resultados do estudo

Etapa	Partida	COV (g SV adic. L reator ⁻¹ d ⁻¹)	Produção de biogás (L _N d ⁻¹)	PdB (L _N biogás L reator ⁻¹ d ⁻¹)	RB (L _N biogás g SV adic ⁻¹)	RM (L _N METANO g SV adic ⁻¹)	pH	AL (mg L ⁻¹)	Al/AP	CH ₄ (v.v ⁻¹ %)	CO ₂ (v.v ⁻¹ %)	R _{SV} (%)
I	PCS	2,0	9,7	0,77 ± 0,45	0,61 ± 0,30	0,35 ± 0,15	7,66 ± 0,2	233,8 ± 85	0,16 ± 0,03	56 ± 6	39 ± 6	53,93 ± 14
	PSS	2,0	7,8	0,63 ± 0,32	0,45 ± 0,10	0,34 ± 0,16	7,39 ± 0,4	81,44 ± 75	0,6 ± 0,5	48 ± 5	37 ± 5	69,49 ± 30
I	PCS	2,0	9,8	0,85 ± 0,13	0,65 ± 0,24	0,32 ± 0,07	7,68 ± 0,2	234,61 ± 87	0,13 ± 0,02	52 ± 1	42 ± 1	51,07 ± 13
III	PSS	1,56	6,7	0,57 ± 0,10	0,45 ± 0,14	0,24 ± 0,08	7,65 ± 0,2	182,85 ± 50	0,112 ± 0,01	42 ± 5	33,6 ± 5	60,07 ± 5

Etapa I: 0 a 120 dias para reator PCS (Partida com substrato) e de 0 a 80 dias de operação para reator PSS (Partida sem substrato); Etapa II: 80 a 120 dias de operação reator PSS; COV - carga orgânica volumétrica; PdB - produtividade de biogás; RB - rendimento de biogás; RM - rendimento de metano; AL - amônia livre; Al/AP - alcalinidade intermediária e parcial; Metano (CH₄) - v.v⁻¹%; Dióxido de carbono (CO₂): v.v⁻¹%; R_{SV}: eficiência de remoção de sólidos voláteis.

3.3 Análise microbiológica

A avaliação das duas estratégias de partida estudadas apresentou diferenças de estabilidade no decorrer do processo de digestão anaeróbia; entretanto, encontrou-se nos dois reatores PSS e PCS, populações de *Methanobacteriales*, *Methanosarcinales* e *Methanomicrobiales*, consideradas as principais ordens de arqueas metanogênicas citadas na literatura utilizando como substrato o efluente da suinocultura. As arqueas *Methanobacteriales* e *Methanomicrobiales* são espécies estritamente hidrogenotróficas, que utilizam o hidrogênio como a principal via para reduzir o CO₂ a metano. Já as *Methanosarcinales*, são capazes de converter o acetato ou o hidrogênio para produção do metano (DEUBLEIN et al., 2011).

Nota-se que as espécies *Methanobacteriales* e *Methanosarcinales* estão com concentrações e ordem de grandeza similares, como é detalhado na Tabela 6. Nas condições deste estudo pode-se suspeitar que a ordem das *Methanosarcinales* tenha utilizado o hidrogênio como rota principal para conversão a metano. Embora as metanogênicas acetoclásticas possuam taxas de crescimento mais rápidas, a ausência desta espécie era esperada, devido à sua aparente sensibilidade as altas concentrações de AL (MOESTEDT et al., 2016).

Tabela 6 Concentrações de arqueas metanogênicas das estratégias de partida PSS e PCS

Micro-organismos	REATOR				Rota metabólica
	PSS I	PSS II	PCS I	PCS II	
archae totais	$3,1 \pm 1,1 \times 10^{10}$	$4,2 \pm 2,0 \times 10^{10}$	$4,2 \pm 0,8 \times 10^{10}$	$2,3 \pm 2,0 \times 10^{10}$	-
methanobacteriales	$3,4 \pm 2,3 \times 10^9$	$1,2 \pm 0,3 \times 10^9$	$2,3 \pm 1,4 \times 10^9$	$1,3 \pm 3,3 \times 10^9$	Hidrogenotrófica
Methanosarcinales	$2,1 \pm 2,1 \times 10^8$	$3,1 \pm 1,2 \times 10^8$	$6,2 \pm 3,1 \times 10^8$	$4,6 \pm 2,2 \times 10^8$	Acetoclástica
Methanomicrobiales	$2,3 \pm 1,3 \times 10^8$	$2,3 \pm 1,3 \times 10^8$	$4,2 \pm 2,1 \times 10^8$	$3,8 \pm 2,2 \times 10^8$	Hidrogenotrófica

*PSS I- Partida sem substrato Etapa I (0 a 80 dias de operação); PSS II- Partida sem substrato Etapa II (80 a 120 dias de operação); PCS I- Partida com substrato Etapa I (0 a 80 dias de operação); PCS II- Partida com substrato Etapa II (80 a 120 dias de operação).

Observou-se a predominância do grupo das metanogênicas hidrogenotróficas como principal via metabólica, o que atribui-se a este grupo por possuírem a característica de serem mais resistentes a condições operacionais, como mudanças de pH e concentrações elevadas de amônia livre, fortalecendo a suspeita da interferência no processo por amônia livre no reator PCS, justificando a diminuição da produção de biogás (SONG et al., 2010; KIM et al., 2010; MOSET et al., 2014; PIROLI et al., 2016).

Com base no exposto na Tabela 6, as análises de genoma realizadas revelaram a composição das comunidades de micro-organismos presentes nos reatores PSS e PCS. O reator PSS que foi adicionado o substrato do lodo RBA desencadeou uma queda na proporção

das metanogênicas da ordem *Methanobacteriales* ($1,2 \pm 0,3 \times 10^9 \text{ mL}^{-1}$). Pode-se constatar uma possível inibição desta espécie, como mencionado anteriormente, ocasionado pela adição do lodo nitrificante com concentração (afluente) de $332,62 \text{ N-NO}_3 \cdot \text{mg L}^{-1}$. As análises da saída do reator apresentaram concentração de nitrato com $0,0 \text{ N-NO}_3 \cdot \text{mg L}^{-1}$, comprovando que o nitrato foi consumido no processo anaeróbio, ocorrendo a desnitrificação.

Mais pesquisas são necessárias para esclarecer o papel da atividade metanogênica, para identificar as melhores ferramentas moleculares e metodologias para monitorar as populações microbianas de forma confiável e precisa. Esses dados são essenciais para melhorar a compreensão da adaptação de micro-organismos durante períodos de estresse e para minimizar as perdas de metano, devido a falhas no processo, melhorar a estabilidade em biodigestores anaeróbios e encurtar a fase de partida (MOSET et al., 2014; GOUX et al., 2016).

4 CONCLUSÕES

A utilização de lodos resultantes de sistemas de tratamentos da suinocultura, demonstrou-se eficaz para sua utilização como substrato em processos de digestão anaeróbia, possibilitando extrair potencial energético deste resíduo, que em muitos casos é considerado uma problemática em sistemas de tratamento, atribuídos aos elevados custos para seu gerenciamento.

O trabalho possibilitou compreender a estratégia de partida mais adequada para reatores CSTR para implantação em escala real. Os substratos lodo PR e BLC utilizados para a partida dos reatores apresentaram-se como eficazes, fornecendo micro-organismos suficientes para o início do processo de digestão anaeróbia, sem a necessidade de aclimação de inóculo.

Os valores de pH e relação AI/AP durante todo o experimento mostraram estabilidade do processo de digestão. O reator PCS destacou-se pela produção de biogás mais rápida. Não há evidências de total inibição na produção de biogás devido as altas concentrações de amônia livre, indicando a aclimação da biomassa às características do substrato.

O reator PSS, demonstrou ser a melhor estratégia de partida em termos de controle operacional e de recuperação de biogás a longo prazo, entretanto, demanda um maior período para os micro-organismos aclimatarem ao processo da digestão anaeróbia e atingir a estabilização.

No experimento foi possível observar, que a introdução do lodo RBA diminuiu consideravelmente a produtividade de biogás e rendimento de metano, demonstrando que este tipo de resíduo não contribui para o aumento da produção de biogás.

Avaliando as ordens microbianas encontradas no estudo, não houve diferenças evidentes entre as estratégias adotadas para partida dos biodigestores. Havendo similaridade

nas populações da ordem das *Methanomicrobiales* e *Methanosarcinales* e *Methanobacteriales*, visto que a ordem das *Methanosarcinales* é versátil, podendo produzir biogás a partir de hidrogênio ou acetato. Portanto, nas condições deste estudo utilizando efluentes da suinocultura, suspeita-se que a principal via metabólica para formação de biogás foi feita por meio das metanogênicas hidrogenotróficas. Mais pesquisas são necessárias para esclarecer o papel e a atividade microbiológica durante o período de partida, afim de identificar as melhores metodologias para monitorar as populações microbianas de forma confiável e precisa. Estes dados são essenciais para melhorar a compreensão da adaptação dos microorganismos durante períodos de estresse e para minimizar as perdas de metano em biodigestores anaeróbios.

5 REFERÊNCIAS

AMARAL, A.C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.; CANTELLI, F.; SCUSSIATO, L.A.; JUSTI, K.C. Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. **Agricultural Engineering**, v. 34, p. 567-576, 2014. DOI: 10.1590/S0100-69162014000300019 27- G

AMARAL, A. C. D.; KUNZ, A; TÁPPARO, D. C.; STEINMETZ, R. L. R. Influência da carga orgânica volumétrica na recuperação de metano em um reator CSTR tratando dejetos suíno. XLV Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola (CONBEA). **Anais...** Florianópolis – SC, Brasil, 2016.

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.

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

APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

BMELV – Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. **Guia prático do biogás** – Geração e Utilização. 5ª edição. Editora Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2010. Disponível em: <http://www.resol.com.br/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf>. Acesso: 30 mar. 2016.

BORTOLI, M. **Partida, operação e otimização de um sistema de nitrificação/desnitrificação visando a remoção de nitrogênio de efluente da suinocultura pelo processo Ludzack-Ettinger modificado**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2010.

CAERN – Companhia de Águas e Esgoto RN. **Tratamento de esgoto**, 2014. Disponível em: <<http://www.caern.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=12037&ACT=null&PAGE=0&PARM=null&LBL=null>>. Acesso: 25 abr. 2016.

CHAGAS, Welington Ferreira. **Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da Ilha do Governador e da Penha no Estado do Rio de Janeiro**. Dissertação de mestrado, capítulo 3, Fundação Osvaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, 2000.

CHERNICHARO, C. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios**. Vol 5. 2ª Edição Ampliada e Atualizada. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental –DESA. Universidade Federal de Minas Gerais –UFMG, 2007.

CHU, Y.; FANG, C.; WANG, H.; WU, X.; GU, Y.; SHU, J. Effects of anaerobic composting on tetracycline degradation in swine manure. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 25, p.1505-1511, 2017.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources: an introduction**. John Wiley & Sons, 2011.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. D. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 16, n. 1, p. 91-100, 2011.

EHIMEN, E. A.; SUN, Z. F.; CARRINGTON, C. G.; BIRCJ, E. J.; EATON-RYE, J. J. Anaerobic digestion of microalgae residues resulting from the biodiesel production process. **Applied Energy**, v. 88, p. 3454-3463, 2011.

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**, v. 56, p. 166-172, 2016.

FILHO, H. A. S.; HAANDEL, A. V.; MOTA, L. S. Otimização da modelação de remoção de nitrogênio em sistemas de lodo ativado. **Revista DAE**, v. 66, n. 209, p. 17-36, 2018.

GARCIA, M. L.; ANGENENT, L. T. Interaction between temperature and ammonia in mesophilic digesters for animal waste treatment. **Water research**, v. 43, n. 9, p. 2373-2382, 2009.

GARFÍ, M.; MARTÍ-HERRERO, J.; GARWOOD, A.; FERRER, I. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 599-614, 2016.

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**. v 75, p. 46-56, 2015.

GOUX, X.; CALUSINSKA, M; FOSSÉPRÉ, M; BENIZRI, E.; DELFOSSE, P; Start-up phase of an anaerobic full-scale farm reactor – Appearance of mesophilic anaerobic conditions and establishment of the methanogenic microbial Community. **Bioresource Technology**, v. 212, p. 217-226, 2016.

JAIN, S.; JAIN, S.; WOLF, I. T.; LEE, J.; TONG, Y. W. A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 52, p. 142-154, 2015.

KIM, W.; LEE, S.; SHIN, S.G.; LEE, C.; HWANG, K.; HWANG, S. Methanogenic community shift in anaerobic batch digesters treating swine wastewater. **Water Research**, v.44, p. 4900-4907, 2010.

- 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
- KUNZ, A.; MUKHTAR, S. Hydrophobic membrane technology for ammonia extraction from wastewaters. **Engenharia agrícola**, v. 36, n. 2, p. 377-386, 2016.
- KHURSHEED, A.; Kazmi, A.A. Retrospective of ecological approaches to excess sludge reduction. **Water Research**, v. 45, p. 4287-4310, 2011.
- LAMPERT, V. R.; LEUSIN, L. O.; DAL MOLIN, A. D.; DAL MOLIN, A. P. B. S. Identificação de aspectos ambientais em uma empresa metalúrgica: estudo de caso. 5ª Semana Internacional de Engenharia e Economia, Faculdade Horizontina, Rio Grande do Sul, Brasil. **Anais...** Disponível em: <<http://www.fahor.com.br/publicacoes/sief/2015/IdentificacaoDeAspectos.PDF>>. Acesso: 25 abr. 2016.
- LUCAS JUNIOR, J. **Algumas considerações sobre o uso de estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. Tese de doutorado. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.
- LUKEHURST C.; BYWATER A. Exploring the viability of small scale anaerobic digesters in livestock farming. **IEA Bioenergy**, 2015.
- MEZZARI, M. P. et al. Assessment of N₂O emission from a photobioreactor treating ammonia-rich swine wastewater digestate. **Bioresource Technology**, v. 149, p. 327-332, 2013.
- MEZES. L.; BIRÓ, G.; Sulyok, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. Novel approach on the basis of FOS/TAC method. **Analele Universității din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului**, v. 17, p. 713-718, 2011.
- MOELLER, L.; LEHNIG, M.; SCHENK, J.; ZEHNSDORF, A. Foam formation in biogas plants caused by anaerobic digestion of sugar beet. **Bioresource technology**, v. 178, p. 270-277, 2015.
- MOESTED, J.; MULLER, B.; WESTERHOLM, M.; SCHNURER, A. Ammonia threshold for inhibition of anaerobic digestion of thin stillage and the importance of organic loading rate. **Microbial Biotechnology**, v. 9, p.180-194, 2016.
- MOSET, V.; BERTOLINI, E.; CERISUELO, A.; CAMBRA, M.; OLMOS, A.; CAMBRA-LÓPEZ, M. Start-up strategies for thermophilic anaerobic digestion of pig manure. **Energy**, v. 34, p.389-395, 2014.
- NGES, I. A.; LIU, J. Effects of solid retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage sludge in mesophilic and thermophilic conditions. **Renewable Energy**, v. 35, n. 10, p. 2200-2206, 2010.
- PIEROTTI, S. M. **Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de São Carlos, 2007.
- PIROLI, M.; SILVA, M. L. B.; MEZZARI, M.P.; MICHELON, W.; PRANDINI, J. M.; SOARES, H. M. Methane production from a field-scale biofilter designed for desulfurization of biogas stream. **Journal of Environmental Management**, v. 177, p. 161-168, 2016.
- PRAPASPONGSA, T.; CHRISTENSEN, P.; SCHMIDT, J. H.; THRANE, M. LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, p. 1413-1422, 2010.

RIZZONI, L. B.; TOBIAS, A. C. T.; DEL BIANCHI, M.; GARCIA, J. A. D. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, Ano IX. n. 18, ano IX, 2012. ISSN 1679-7353. Disponível em: <http://faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/W34ebZOEZuzvEvG_2013-6-28-18-12-37.pdf>. Acesso: 30 mar. 2016.

SHENG, K.; CHEN, X.; PAN, J.; KLOSS, R.; WEI, Y.; YING, Y. Effect of ammonia and nitrate on biogas production from food waste via anaerobic digestion. **Biosystems Engineering**, v. 116, p. 205-212, 2013.

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. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 523-528, 2010.

TONETTI, A.; CORAUCCI, B.; GUIMARÃES, J. R.; CRUZ, L. M. O.; NAKAMURA, M. S. Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 11-16, 2011.

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.

ZHANG, X.; LIN, H.; HU, B. The effects of electrocoagulation on phosphorus removal and particle settling capability in swine manure. **Separation and Purification Technology**, v. 200, p. 112-119, 2018.

WIJESINGHE, D. T.; DASSANAYAKE, K. B.; SCALES, P. J.; SOMMER, S. G.; CHEN, D. Effect of Australian zeolite on methane production and ammonium removal during anaerobic digestion of swine manure. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, p. 1233-1241, 2018.

6 PERSPECTIVAS FUTURAS

Para pesquisas futuras dentro deste assunto, recomenda-se:

- Estudar com mais precisão a atividade microbológica, visto que esclarecer o comportamento destes micro-organismos alavanca a produção de biogás, minimizando as instabilidades operacionais;
- Realizar testes de potencial bioquímico de biogás e potencial bioquímico de metano com o uso dos substratos utilizados neste estudo;
- Estudar o digestato após o processo de digestão anaeróbia.

ANEXO I

Para operar os reatores no presente estudo foi necessário dimensionar os parâmetros operacionais de acordo com a produção de dejetos de Granja Comercial localizada em Santa Catarina (Tabela 1), a carga orgânica volumétrica, a concentração de sólidos e a quantidade de alimentação diária.

Etapa I – utilização de dois lodos nesta etapa, lodo da peneira rotativa (PR) e lodo do biodigestor de lagoa coberta (BLC):

- $COV = 2,0 \text{ g}_{sv} \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$;
- Concentração de sólidos = $7,0 \text{ g}_{sv}/\text{L}$;
- TRH = 35 dias, alimentação diária 340 mL/dia.
- Quantidade de cada lodo para alimentação: PR + BLC – lodo da peneira rotativa + lodo biodigestor de lagoa coberta – proporção de 34 e 66% respectivamente.

Etapa II – utilização de três lodos nesta etapa, lodo da peneira rotativa (PR), lodo do biodigestor de lagoa coberta (BLC) e lodo de reator biológico aeróbio (RBA):

- $COV = 1,56 \text{ g}_{sv} \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$;
- A concentração de sólidos = $5,5 \text{ g}_{sv}/\text{L}$;
- TRH = 35 dias, alimentação diária 340 mL/dia.
- Quantidade de cada lodo para alimentação: PR + BLC + RBA – lodo da peneira rotativa + lodo biodigestor de lagoa coberta + lodo reator biológico aeróbio – proporção de 19,56%, 57,46% e 22,98% respectivamente (Tabela 1).

A COV na Etapa II diminuiu devido a diluição dos três lodos.

Tabela 1 Produção de dejetos suíno da Granja comercial em Santa Catarina

Frações	Produção de resíduo (m³/mês)	Produção de resíduo (m³/dia)
Lodo PR	114,75	3,83
Lodo BLC	337,50	11,25
Lodo RBA	135,00	4,50
Efluente	6.750	205,43

L/matriz/dia = 45 L

Nº de matrizes 5.000