

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

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E CARÇAÇA SUÍNA: PRODUÇÃO DE
BIOGÁS E INATIVAÇÃO DE PATÓGENOS**

DEISI CRISTINA TÀPPARO

**CASCAVEL – PARANÁ
2017**

DEISI CRISTINA TÁPPARO

**CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E CARÇA SUÍNA: PRODUÇÃO DE
BIOGÁS E INATIVAÇÃO DE PATÓGENOS**

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

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz

CASCADEL – PARANÁ

2017

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

T18c

Tápparo, Deisi Cristina

Codigestão anaeróbia de dejetos suínos e carcaça suína: produção de biogás e inativação de patógenos./Deisi Cristina Tápparo. Cascavel, 2017.
58 f.

Orientador: Prof. Dr. Airton Kunz

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná,
Campus de Cascavel, 2017
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola

1. Suíno. 2. Resíduos como combustível. I. Kunz, Airton. II. Universidade
Estadual do Oeste do Paraná. III. Título.

CDD 20.ed. 636.4
CIP-NBR 12899

Ficha catalográfica elaborada por Helena Soterio Beijo – CRB 9º/965
Revisor: Prof. Dr. José Carlos da Costa


DEISI CRISTINA TÁPPARO

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E CARÇA SUÍNA: PRODUÇÃO DE
BIOGÁS E INATIVAÇÃO DE PATÓGENOS

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


Orientador(a) - Airton Kunz

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Suínos e Aves)


Simone Damasceno Gomes

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


Aline Viancelli

Universidade do Contestado (UNC)

Cascavel, 16 de fevereiro de 2017

BIOGRAFIA

Concluiu em 2014 o curso de Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade do Contestado, *campus* de Concórdia - SC. Possui experiência na área de gestão ambiental e tratamento de efluentes industriais e de suinocultura, atuando principalmente na área de digestão anaeróbia. Atualmente cursa mestrado no Programa de Pós-Graduação de Engenharia Agrícola (PGEAGRI) da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, na área de concentração de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (RHESA), na linha de pesquisa Saneamento Ambiental.

*Com todo meu amor dedico à minha família:
Genésio, Marinês, Débora e André.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela proteção constante, por ser fonte de fé e força em todos os momentos de minha vida.

À minha família: Genésio, Marinês, Débora e André, pelo exemplo de determinação, apoio, carinho e incentivo incondicional.

Ao Prof. Dr. Airton Kunz meu orientador, por todo aprendizado, incentivo, dedicação e exemplo profissional.

À Aline, ao André, à Gislaine e ao Ricardo, pelas sugestões para o aprimoramento do trabalho, exemplo profissional e amizade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela concessão da bolsa e aos demais órgãos, pelo apoio financeiro concedido às pesquisas.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEAGRI), por possibilitarem o aprimoramento do conhecimento científico.

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Suínos e Aves, pela estrutura disponibilizada para a realização do trabalho.

A todos os colegas e amigos do Laboratório de Estudos e Análises Ambientais (LEAA) e do Laboratório em estudos do Biogás (LEB) da Embrapa, em especial aos colegas Angélica, Santiago, Camila, Jéssica, Taís, Marina, Vanessa e Marcos.

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E CARÇAÇA SUÍNA: PRODUÇÃO DE BIOGÁS E INATIVAÇÃO DE PATÓGENOS

RESUMO

A suinocultura se destaca no cenário mundial devido ao seu constante crescimento. Todavia, os problemas ambientais aumentam à medida que a atividade ganha reconhecimento, por isso, são necessários planejamento e gestão dos resíduos produzidos nos sistemas. Um dos desafios da atividade é a destinação de animais mortos, logo, são necessárias alternativas que aliem proteção do meio ambiente e saúde pública bem como opções de baixo custo. Uma das alternativas é realizar a codigestão de carcaça suína com dejetos suínos para melhorar a produção de biogás. Ao mesmo tempo, é de conhecimento que a carcaça animal possui micro-organismos patogênicos de importância zoonótica. Nesse contexto, o objetivo desta pesquisa foi estudar a codigestão de dejetos suínos e carcaça suína, suas implicações sobre a produção de biogás e sanitização do digestato. Os estudos de digestão foram conduzidos em batelada, sob condições mesofílicas (37°C) e em triplicata. Foram utilizados tubos eudiômetros para mensurar o biogás produzido, conforme norma VDI 4630. Os experimentos envolveram a digestão de amostras de carcaça em separado e das relações de mistura entre carcaça e dejetos nas seguintes proporções: 3; 7,5 e 15 kg_{carcaça}.m⁻³_{dejetos}, as quais representaram 1; 2,5 e 5 vezes a mortalidade encontrada em granjas comerciais (mortalidade de 7%.ano⁻¹ para matrizes). Os experimentos de inativação de patógenos foram conduzidos em separado. Avaliou-se a inativação de micro-organismos modelo (*E. coli*, *Salmonella enterica* serovar Senftenberg, PCV2, MS2 e PhiX-174). Quatro estratégias de inativação foram estudadas: duas temperaturas (24°C e 37°C) e duas relações de carcaça suína/dejetos suínos (3kg.m⁻³ e 15kg.m⁻³). Os resultados mostraram que a carcaça suína tem um potencial de 1076 ± 48 L_{Nbiogás}.kg_{SVadíc}⁻¹, e a sua codigestão com dejetos suínos aumenta o potencial de produção de biogás comparando com a monodigestão do dejetos. Os micro-organismos modelo *E. coli*, *S. Senftenberg* e PCV2 (37 °C) foram totalmente inativados em 30 dias, enquanto o PCV2 (24 °C), MS2 e PhiX -174 foram mais resistentes. A temperatura do processo de codigestão influencia no tempo necessário para a inativação dos micro-organismos. Os resultados de inativação sugerem que, durante a codigestão a 37 °C, ocorre maior redução de patógenos quando comparada ao mesmo processo a 24 °C. Recomenda-se a utilização de processo de pré-tratamento para biodigestores sem sistema de aquecimento e em temperaturas mesofílicas, a fim de garantir a biossegurança.

Palavras-chave: Bacteriófagos, Patógenos entéricos; Potencial bioquímico de biogás; Resíduos animais.

ANAEROBIC CO-DIGESTION OF SWINE MANURE AND CARCASS: BIOGAS YIELD AND PATHOGENS INACTIVATION

ABSTRACT

The swine breeding stands out on worldwide due to its constant growth. However, environmental problems have increased as the activity gains recognition, consequently, planning and management of waste produced have been required in the systems. Animal carcasses disposal inside or outside the animal rearing farms is under concern and object of discussion about good practices to do it considering biosecurity aspects. One alternative is the swine manure and swine carcass co-digestion in order to improve biogas production. At the same time, it is known that animal carcass has some pathogenic microorganisms of zoonotic importance. In this context, this research aimed at studying swine carcass co-digestion and swine manure as well as its implications on biogas yield and digestate sanitation. This study was carried out under mesophilic temperature (37 °C) and triplicate tests. Biogas volume was measured using eudiometer tubes, according to VDI 4630. The trials used the carcass sample digestion in a separate way and loading rates of carcass/manure were 3, 7.5 and 15 kg·m⁻³_{manure}, which represented 1, 2.5 and 5 times of mortality/manure production rates on typical swine farms (Mortality rate of 7% .year⁻¹ for matrices). The inactivation trials were carried out in separated. Then it was evaluated the inactivation of the following microorganisms models (*E. coli*, *Salmonella enterica* serovar Senftenberg, PCV2, and bacteriophage MS2 and PhiX-174). Four inactivation strategies were carried out at two temperatures (24 °C and 37 °C) and two swine carcass/swine manure ratios were also studied (3 kg_{carcass}·m⁻³_{manure} and 15 kg_{carcass}·m⁻³_{manure}). The swine carcass presented biochemical methane potential (BMP) of 1076 ± 48 L_{Nbiogas}·kg_{SVadic}⁻¹, and its co-digestion with swine manure increases biogas production potential when compared to manure monodigestion. The model microorganisms such as *E. coli*, *S. Senftenberg* and PCV2 (37°C) were completely inactivated until 30 days, while PCV2 (24°C), MS2 and PhiX-174 were more resistant. The temperature of co-digestion process influences the time required for microorganisms' inactivation. Inactivation results suggest that, during co-digestion at 37°C, there is a greater pathogen reduction when compared to the same process at 24° C. It is recommended to use a pre-treatment process to biodigestor without heating system and under mesophilic temperature to ensure biosafety.

Keywords: Animal residues, Bacteriophages, Biochemical methane potential, Enteric pathogens.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	XII
LISTA DE FIGURAS	XIII
LISTA DE ABREVIATURAS	XIV
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 Mortalidade de animais	5
3.2.1 Tecnologias existentes para eliminação de carcaças animais	7
3.2.2 Efluentes suínolas.....	8
3.3 Micro-organismos utilizados como modelo	9
3.4 Digestão anaeróbia	10
3.4.1 Parâmetros que influenciam a digestão anaeróbia	12
3.4.1.1 Temperatura.....	12
3.4.1.2 pH, alcalinidade e ácidos voláteis.....	13
3.4.1.3 Amônia livre.....	14
3.4.2 Ensaio de potencial bioquímico de biogás.....	14
REFERÊNCIAS	16
ARTIGO - CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E CARCAÇA SUÍNA: POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS E INATIVAÇÃO DE PATÓGENOS	22
1 INTRODUÇÃO	24
2 MATERIAL E MÉTODOS	25
2.1 Coleta e caracterização das amostras.....	25
2.2 Potencial bioquímico de biogás (PBB).....	26
2.2.1 Análise do biogás	26
2.3 Inativação de micro-organismos modelo	26
2.3.1 Análise microbiológica.....	27
2.4 Análise estatística	28
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	28

3.1	Potencial bioquímico de biogás	28
3.2	Inativação de patógenos	31
3.2.1	Inativação de micro-organismos modelo durante a codigestão a 24 °C.....	31
3.2.2	Inativação de micro-organismos modelo durante a codigestão a 37 °C.....	32
3.3	Inativação de 90% dos micro-organismos modelo, durante a codigestão anaeróbia	33
4	CONCLUSÕES	36
	REFERÊNCIAS	36
	APÊNDICE	41
APÊNDICE A	Potencial Bioquímico de Biogás das amostras de dejetos suíno e relações carcaça/dejeto estudadas.....	42

LISTA DE TABELAS

TABELAS DA PARTE GERAL

Tabela 1	Taxas de mortalidade em sistema de produção de suínos	6
Tabela 2	Estimativas de mortalidade de matrizes, em número de animais e toneladas, a partir do levantamento do número de animais existentes	6
Tabela 3	Estimativa do volume de dejetos por sistema de produção de suínos	8
Tabela 4	Reações acetogênicas e metanogênicas da transformação do butirato/propionato a metano	11
Tabela 5	Evolução da relação AI/AP, de acordo com a experiência empírica	13

TABELAS DO ARTIGO

Tabela 1	Descrição das 8 estratégias de inativação testadas durante a codigestão anaeróbia de carcaça suína e dejetos suínos	27
Tabela 2	Caracterização das amostras de carne processada, carcaça suína, dejetos suínos e das relações carcaça/dejetos estudadas	29
Tabela 3	Média do potencial bioquímico de biogás (PBB), desvio padrão e concentração de CH ₄ das amostras estudadas	30
Tabela 4	Valor do T90, do -k e coeficiente de correlação (R ²) dos patógenos estudados durante a codigestão de carcaça suína e dejetos suínos	35

LISTA DE FIGURAS

FIGURAS DA PARTE GERAL

- Figura 1** Estratificação do sistema produtivo em função das fases dos suínos..... 5
- Figura 2** Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia. 10
- Figura 3** Crescimento relativo entre as metanogênicas, em relação à temperatura. 12
- Figura 4** Exemplo de típicas curvas cumulativas de produção de biogás..... 15

FIGURAS DO ARTIGO

- Figura 1** Média do Potencial Bioquímico de Biogás das amostras: carne processada e carcaça suína. 29
- Figura 2** Perfil cinético de inativação de *E.coli* (A), *S. Senftenberg* (B), PCV2 (C), MS2 (D) e PhiX- 174 (E), durante a codigestão de dejetos suínos e carcaça suína em função do tempo..... 33

LISTA DE ABREVIATURAS

AGV	– Ácidos graxos voláteis
AI	– Alcalinidade intermediária
AP	– Alcalinidade parcial
CC	– Ciclo completo
CR	– Crechário
CT	– Carbono total
NT	– Nitrogênio total
SF	– Sólidos fixos
SPAC's	– Sistemas de produção de animais confinados
ST	– Sólidos totais
SV	– Sólidos voláteis
PAdV	– Adenovírus porcino
PBB	– Potencial bioquímico de biogás
PCV2	– <i>Circovírus suíno</i> tipo 2
RVA	– Rotavírus A
UFC	– Unidade formadora de colônias
UFP	– Unidade formadora de placa
UPD	– Unidade produtora de desmamados
UPL	– Unidade produtora de leitões
UT	– Unidade de terminação

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura é uma das cadeias produtivas de maior expressão na agropecuária brasileira, apresentando grande importância econômica e social. Na busca por maior produtividade, visando à redução de custos e maior controle sanitário, adotaram-se sistemas de produção de animais confinados (SPAC's), caracterizados por elevado número de suínos em pequenas áreas territoriais (KUNZ et al., 2012).

Devido ao constante crescimento da atividade e à adoção dos SPAC's, ocorreu um aumento no volume de resíduos produzidos, os quais necessitam de destinação final ambientalmente adequada (CHERUBINI et al., 2014).

Além da geração de efluentes outra preocupação da atividade suinícola é o manejo e a destinação dos animais mortos nas unidades produtoras. A cadeia suinícola e os órgãos públicos reconhecem a necessidade de alternativas de gerenciamento para a eliminação de carcaças, buscando opções de baixo custo e um destino ambientalmente correto (ZHENG; ZHU; WU, 2015).

Em meio às tecnologias existentes para o gerenciamento e destinação das carcaças, tem-se a digestão anaeróbia que representa uma opção para reduzir o impacto ambiental, pois realiza a conversão de carbono biodegradável em energia renovável (metano) (ADEKUNLE; OKOLIE, 2015). Os resíduos de origem animal são considerados ótimos substratos para a produção de biogás, pois são ricos em proteínas e lipídios (BAYR et al., 2012).

Uma alternativa promissora seria realizar a codigestão da carcaça animal com o dejetos, em virtude de já existirem diversos biodigestores em operação com dejetos suínos e devido à capacidade de diluição do dejetos e seu sistema de tamponamento, auxiliando no controle de compostos inibitórios (MATA-ALVAREZ et al., 2014; ZHANG et al., 2016). A monodigestão da carcaça animal pode ser inviável, pois durante a degradação deste resíduo tem-se elevada produção de compostos inibidores do processo, como ácidos orgânicos voláteis, ácidos de cadeia longa e o nitrogênio amoniacal, os quais podem desencadear outras rotas de degradação (RAJAGOPAL; MASSÉ; SAADY, 2014).

Para a destinação das carcaças, via digestão anaeróbia, deve-se atentar aos aspectos de biossegurança dentro das granjas, pois o animal morto, bem como o próprio dejetos, pode apresentar micro-organismos patogênicos. Por essa razão, é imprescindível a higienização do digestato produzido (ROBINS; ALMOND; BYERS, 2014; FONGARO et al., 2014).

Alguns micro-organismos podem ser usados como bioindicadores de eficiência ou modelos de comportamento em processos de tratamento de efluentes suinícolas quanto à

higienização e, também, como marcadores de contaminação ambiental. Quanto ao uso de bactérias pode-se destacar a *E. coli* e a *Salmonella* sp. e como bioindicador viral o *Circovírus Suíno* tipo 2 (PCV2) (MCCARTHY et al., 2013; VIANCELLI et al., 2013; FONGARO et al., 2016); os bacteriófagos, como colifagos somáticos (ex: PhiX 174) e fagos F-específicos RNA (ex: MS2) (JOFRE et al., 2016).

A avaliação e monitoramento da remoção de patógenos em sistemas de tratamento são aspectos imprescindíveis, devido à exposição e risco de transmissão para a população humana e para o rebanho animal (EMMOTH et al., 2011). A inexistência de critérios técnicos para o reuso do digestato na pecuária brasileira, dificulta a utilização de carcaças em biodigestores.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Estudar a codigestão de dejetos suínos e a carcaça suína, e suas implicações sobre a produção de biogás e higienização do digestato.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar o potencial bioquímico de biogás da carcaça suína e de diferentes relações de dejetos e carcaça suína;
- Determinar o potencial de inativação de micro-organismos modelo (*Salmonella enterica* sorovar Senftenberg, *Escherichia coli*, PCV2, e os bacteriófagos MS2 e PhiX-174) durante a codigestão;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Suinocultura

O Brasil ocupa posição relevante no que se refere à produção mundial de suínos, sendo o quarto maior produtor e o quarto maior exportador (ABPA, 2016). A região Sul do país possui a maior concentração de animais, com 49,3% do rebanho nacional, seguida pela região Sudeste (17,2%), Centro-Oeste (15,7%), Nordeste (14,4 %) e Norte (3,4%) (IBGE, 2015b).

A produção de carne suína e seus derivados acompanharam a demanda interna e a crescente participação do Brasil no comércio internacional. A competitividade alcançada é resultante da incorporação de avanços tecnológicos nas unidades produtoras, na organização da cadeia produtiva e na oferta de grãos (MIELE et al., 2013).

No Brasil, o sistema produtivo de suínos é dividido de acordo com as fases dos suínos, podendo ser: a) Ciclo completo (CC), unidade de produção em que existem todas as fases do ciclo reprodutivo; b) Unidade de produção de leitões (UPL), suínos em fase reprodutiva, onde ocorre o nascimento dos leitões e a fase inicial de crescimento (até atingirem, aproximadamente, 25 kg); c) Unidade produtora de desmamados (UPD), suínos em fase reprodutiva, ocorre o nascimento dos leitões e após o desmame (em média 7k) são encaminhados ao crechário; d) Crechário (CR), leitões desmamados até atingirem um peso, aproximado, de 25 kg; e) Unidade de terminação (CT), fase caracterizada pela engorda dos suínos (25 a 130kg) (ABCS, 2011; FAO, 2016). O resumo das fases dos suínos e a estratificação do sistema produtivo estão apresentados na Figura 1.

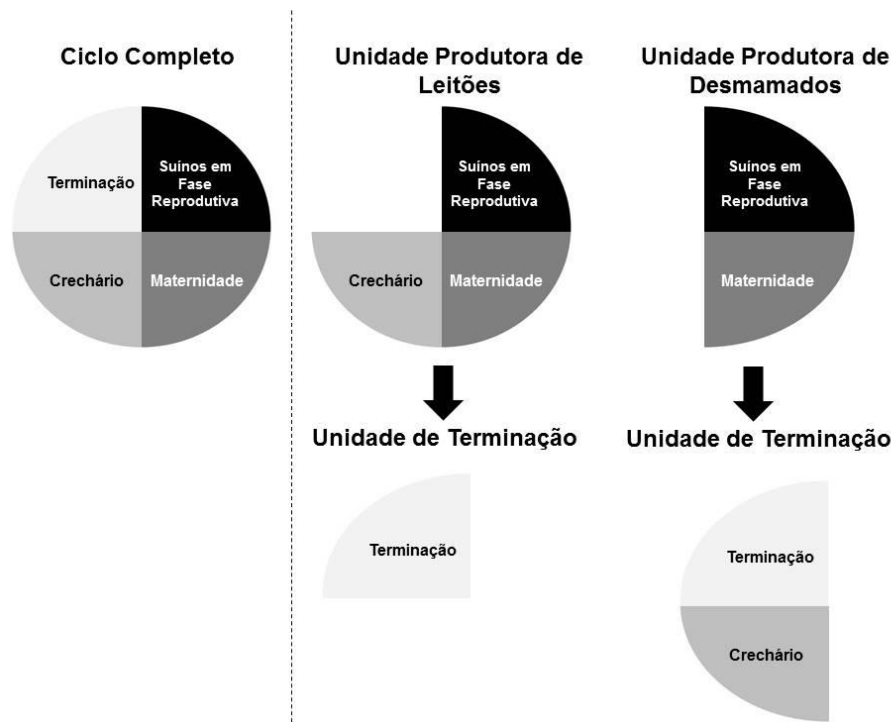


Figura 1 Estratificação do sistema produtivo em função das fases dos suínos.

Nota: Adaptado de Amaral et al. (2016).

Devido à essa expansão, tecnificação da criação de suínos e a adoção de Sistemas de produção de animais confinados (SPAC's), os riscos de contaminação ambiental aumentaram (KUNZ et al., 2012). Essa problemática é reconhecida pelo grande volume de dejetos produzidos e do seu potencial de impacto sobre os recursos hídricos, solo e ar (CHERUBINI et al., 2014).

Além da preocupação com a quantidade e concentração de poluentes nos dejetos suínos, outro desafio para atividade é o manejo e destinação de animais mortos nas propriedades.

3.2 Mortalidade de animais

A mortalidade animal dentro de uma granja pode ser oriunda de diversas causas: ser natural, por doenças, por problemas locomotores ou no desenvolvimento do animal (SANZ et al., 2007). As taxas de mortalidade são diferentes para cada setor produtivo, variando entre 3,2 % e 7%. Na Tabela 1 estão expressas as taxas de mortalidade de suínos descritas por Machado (2014), para a produção brasileira nos diferentes setores da cadeia produtiva.

Tabela 1 Taxas de mortalidade em sistema de produção de suínos

Sistema de produção de suínos	Mortalidade (%.ano ⁻¹)
Ciclo Completo (CC)	5,7
Unidade Produtora de Desmamados (UPD)	7
Crechários (CR)	3,2
Unidade de Terminação (UT)	4

Nota: Adaptado de Machado (2014).

No Brasil, são geradas anualmente, aproximadamente, 83.000 toneladas de carcaça de matrizes, as quais necessitam de disposição adequada (Tabela 2). As estimativas foram baseadas no levantamento do número de animais existentes. Nesse cálculo, consideraram-se apenas matrizes, não foram contabilizados outros setores da produção de suínos.

Tabela 2 Estimativas de mortalidade de matrizes, em número de animais e toneladas, a

	Nº de matrizes (1)	Taxa de mortalidade (%) (2)	Estimativa de mortalidade (em nº de matrizes .ano ⁻¹)	Estimativa de mortalidade (em toneladas de carcaça.ano ⁻¹) (3)
Brasil	4.752.728	7	332.691	83.200
Sul	1.907.328	7	133.513	33.300
Paraná	653.172	7	45.722	11.400
Santa Catarina	682.755	7	47.793	11.900
Rio Grande do Sul	571.401	7	39.998	10.000

partir do levantamento do número de animais existentes

Notas: (1) Adaptado de IBGE (2015a);

(2) Adaptado de Machado (2014);

(3) Considerando o peso de 250 kg por animal.

No Brasil, não existe uma normatização que trate da destinação de animais mortos rotineiramente nas unidades produtoras de suínos, ao contrário de outros países ou blocos econômicos. O Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) possui norma de notificação de doenças obrigatórias, na qual prevê como destinação dessas carcaças animais o seu enterro ou incineração (BRASIL, 2006). Em Santa Catarina, o órgão fiscalizador (FATMA) atrela a licença ambiental da atividade suinícola à existência de sistema de compostagem de animais mortos nas granjas. Segundo a Lei 13.288 (BRASIL, 2016), o integrador é responsável juntamente com o produtor integrado por elaborar plano de manejo e disposição dos animais mortos e supervisionar a implantação. A destinação de animais mortos constitui um problema de difícil solução e que vem se agravando com a intensificação da produção.

A disposição segura e responsável da carcaça animal é elemento importante da pecuária e de saúde pública em todas as sociedades do mundo (WO et al., 2016; WANG et al., 2016). A natureza da degradação de animais pode servir com matriz para a transmissão de patógenos, muitos de importância zoonótica (FRANCO, 2002; BERGE et al., 2009; ZHONG, HUANG, WU, 2017).

3.2.1 Tecnologias existentes para eliminação de carcaças animais

Os métodos conhecidos e utilizados para a destinação de carcaças incluem incineração, compostagem e digestão anaeróbia. Essas tecnologias têm sido aplicadas para mortalidades rotineiras, sendo:

- ✓ Incineração: neste processo as carcaças são queimadas a temperaturas elevadas (>850°C), destruindo patógenos e produzindo apenas gases e cinzas. No entanto, existe uma preocupação quanto a emissões gasosas durante o tratamento (dioxinas e furanos), principalmente em locais onde a tecnologia não é utilizada nas condições ideais do processo (GWYOTHER et al., 2011). Além das emissões nocivas à saúde, outra preocupação é quanto aos custos com combustíveis e manutenções necessárias (ZHANG; JI, 2015).
- ✓ A compostagem tem sido utilizada como alternativa para a destinação de carcaças animais nas últimas décadas, pois elimina ou controla uma grande variedade de patógenos e é relativamente barata, se comparada à incineração (STANFORD et al., 2009). Para evitar lixiviação e escoamento do composto, a compostagem deve ser realizada em uma base impermeável (GWYOTHER et al., 2011). A decomposição do tecido animal, aumenta a produção de compostos orgânicos voláteis odoríferos (GLANVILLE et al., 2016).
- ✓ Digestão anaeróbia: em meio a todas essas tecnologias, apresenta-se a digestão anaeróbia que produz uma energia limpa, a partir de substratos orgânicos (RAJAGOPAL; MASSÉ; SAADY, 2014). É um processo amplamente utilizado para realizar a conversão de carbono biodegradável em biogás, porquanto permite a estabilização de resíduos e reduz a quantidade de sólidos que necessitam de uma disposição final (ÁLVAREZ; OTERO. LEMA, 2010). O metano produzido pode ser utilizado como fonte de calor ou eletricidade, enquanto que o digestato rico em nutrientes pode ser utilizado como fertilizante (BAYR et al., 2012).

Resíduos que possuem altas concentrações de matéria orgânica e são ricos em proteínas e lipídeos são considerados ótimos substratos para a produção de biogás (BAYR et al., 2012), como é o caso do resíduos de animais mortos. No entanto, considerando-se essas características da carcaça animal (altos teores de proteína e lipídeos), a sua monodigestão pode ser inviável, pois sua rápida hidrólise resultaria em acúmulo de ácidos orgânicos voláteis

e produção de amônia livre, o que pode contribuir para a inibição do crescimento dos micro-organismos metanogênicos (RAJAGOPAL; MASSÉ; SAADY, 2014; LEE et al., 2015; YONG et al., 2015).

Uma alternativa é a codigestão com substratos diferentes, esse uso se torna cada vez mais popular, visto que auxilia na produção do biogás e melhora a estabilidade do processo (ZHANG et al., 2016). A codigestão de carcaça suína com dejetos suínos torna-se uma possibilidade interessante, visto que já se possui conhecimento da biodigestão desse efluente e que já existem reatores operando com esse substrato em granjas comerciais. Além da contribuição na produção de biogás, a codigestão com dejetos suínos tende a melhorar a capacidade de tamponamento do biodigestor, visto que o dejetos possui uma elevada alcalinidade (em média 5000 mg.L⁻¹), colaborando para a estabilização dos ácidos orgânicos voláteis e, conseqüentemente, do pH (WANG et al., 2013; ZHANG et al., 2015).

3.2.2 Efluentes suinícolas

O dejetos suínos é constituído por altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes, metais (STEINMETZ et al., 2009), resíduos de medicamentos veterinários e micro-organismos patogênicos, como a *Escherichia coli*, *Salmonella* sp., o *Circovirus suíno* tipo 2 (PCV2) e o Rotavírus A (RVA), entre outros (VIANCELLI et al., 2012).

As características do dejetos estão intimamente ligadas a alguns aspectos da produção, contribuindo com o volume de dejetos produzido, como: edificações, alimentação, sistema de limpeza e manejo, desperdício de água nas instalações. A quantidade de dejetos produzido também depende de cada fase de crescimento do suíno, sendo uma informação indispensável para o planejamento das instalações e dimensionamento do tratamento de efluentes (VIVAN, 2012). Na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** apresenta-se a estimativa de volume de dejetos produzido para cada sistema produtivo de suínos.

Tabela 3 Estimativa do volume de dejetos por sistema de produção de suínos

Sistema de produção de suínos	Volume de dejetos (L.animal ⁻¹ .d ⁻¹)
Ciclo Completo (CC)	47,1
Unidade Produtora de Desmamados (UPD)	16,2
Crechários (CR)	2,3
Unidade de Terminação (UT)	4,5

Nota: Adaptado da IN 11 FATMA (2014).

Na digestão anaeróbia existem diferenças na produção de biogás e metano entre efluentes de diferentes fases de produção, sendo relacionada com a etapa de crescimento dos animais (em função da conversão alimentar) e com a gestão dos efluentes nas unidades produtoras (AMARAL et al., 2016).

3.3 Micro-organismos utilizados como modelo

Micro-organismos patogênicos entéricos de proveniência de resíduos animais podem sobreviver por longos períodos nos mais variados ambientes, principalmente nos próprios substratos orgânicos (TOPP et al., 2009). Nas últimas décadas, as doenças causadas por agentes patogênicos, como *E. coli* e *Salmonella* sp. tornaram-se uma questão importante para a indústria suinícola (ZHANG et al., 2015).

A *E. coli* é um indicador amplamente utilizado, pois está presente em grande quantidade no trato intestinal de seres humanos e outros animais endotérmicos, sendo utilizada como biomarcador de contaminação fecal (LI et al., 2015; IBEKWE et al., 2016).

Dentre as bactérias zoonóticas ligadas à cadeia suinícola, pode-se citar o gênero *Salmonella*. Esse micro-organismo é caracterizado como bactéria gram-negativa, sendo encontrada principalmente no trato intestinal de animais e posteriormente eliminada junto com as fezes. A infecção por *Salmonella* em suínos é preocupante, pois os animais podem ser infectados por uma gama de sorotipos e podem ser fontes de contaminação dos produtos (KICH et al., 2011). A *Salmonella* sp. é o agente causador da Salmonelose, uma das doenças entéricas de maior importância na cadeia suinícola (KIM; ISAACSON, 2017).

Os vírus entéricos são estudados pela elevada resistência às condições ambientais adversas, podendo permanecer viáveis por longos períodos em matrizes ambientais (LEY et al., 2002; GRIFFIN; PLUMMER; LONG, 2008). O *Circovírus suíno* do tipo 2 (PCV2) é um representante dos vírus entéricos, considerado um dos mais resistentes e estáveis, sendo utilizado como modelo viral (RAMIREZ; ZAABEL, 2012). O PCV2 é um dos causadores da Circovirose suína, e pode ser encontrado em rebanhos suínos de todo o mundo, sendo responsável por impactos econômicos na cadeia produtiva (FRANZO et al., 2015).

Os bacteriófagos são representantes virais, marcadores de contaminação ambiental. Dentre os mais estudados destacam-se os pertencentes ao grupo dos colifagos somáticos, os RNA F-específicos (JOFRE et al., 2016). Colifagos somáticos (ex: PhiX 174) e fagos F-específicos RNA (ex: MS2) são conhecidos pela elevada resistência aos tratamentos térmicos, quando comparado com bactérias e vírus entéricos, por isso, são considerados ótimos modelos de biomarcadores (BERTRAND et al., 2012; MAGRI; PHILIPPI; VINNERÅS, 2013).

3.4 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo microbiológico que envolve uma série de processos metabólicos complexos, mediados por vários grupos de micro-organismos. É dividida em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Na Figura 2 estão ilustradas as principais reações que ocorrem durante o processo.

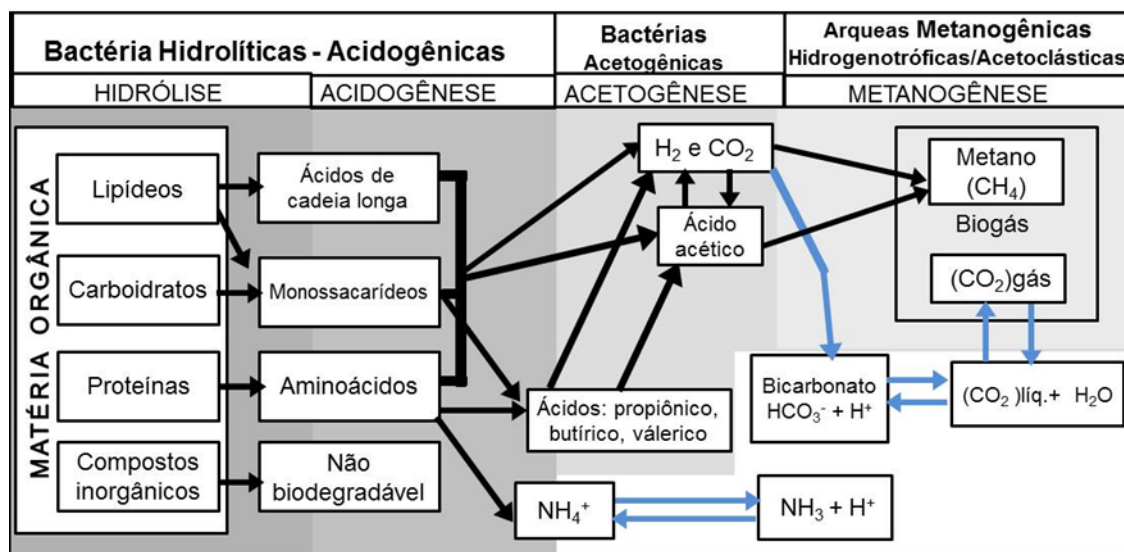


Figura 2 Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Nota: Adaptado de FLOTATS (2013).

A hidrólise é a primeira etapa da digestão anaeróbia. Os micro-organismos fermentativos excretam exo-enzimas, convertendo polímeros mais complexos, como carboidratos, proteínas e lipídios em compostos mais simples e solúveis (AL SEADI et al., 2008; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). Os principais gêneros de bactérias responsáveis por essa conversão são: *Clostridium*, *Micrococcus*, *Staphylococcus*, *Bacteroides*, *Butyvirio*, *Fusobacterium*, *Selenomas*, *Streptococcus*, *Proteus*, *Peptococcus*, *Bacillus*, *Acetivirio* e *Eubacterium* (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011)

A segunda etapa, a acidogênese é a etapa fermentativa na qual ocorre a formação dos ácidos carboxílicos de cadeia curta (por exemplo, acético, butírico, propiônico, valérico), dióxido de carbono e hidrogênio, adicionalmente formam-se também pequenas quantidades de ácido lático e álcoois (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011, HALDER et al., 2016).

Na terceira etapa os ácidos graxos voláteis (AGV) são convertidos a ácido acético, CO₂ e H₂. Esta conversão, em grande parte é controlada pela baixa pressão parcial do H₂ na mistura, ou seja, o hidrogênio formado é rapidamente e efetivamente removido pelos micro-

organismos consumidores de hidrogênio. Por razões energéticas, uma concentração elevada de hidrogênio impede a acetogênese e, por consequência, ocorre o acúmulo de ácidos orgânicos (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

As reações acetogênicas não são termodinamicamente favoráveis (ΔG^{0+}) (Tabela 4), no entanto, elas ocorrem devido à interação entre os micro-organismos acetogênicos e os metanogênicos. Assim, para que a biotransformação do propionato/butirato ocorra o hidrogênio gasoso deve ser consumido, deslocando o equilíbrio da reação para a direita.

Tabela 4 Reações acetogênicas e metanogênicas da transformação do butirato/propionato a metano

Butirato	→ Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	$\Delta G^{0'} = +48,1 \text{ kJ}$
Acetato	→ Metano	$2\text{CH}_3\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_4 + 2\text{HCO}_3^-$	$\Delta G^{0'} = -62,0 \text{ kJ}$
Hidrogênio	→ Metano	$2\text{H}_2 + 0,5\text{HCO}_3^- + 0,5\text{H}^+ \rightarrow 0,5\text{CH}_4 + 1,5\text{H}_2\text{O}$	$\Delta G^{0'} = -67,8 \text{ kJ}$
Butirato	→ Metano	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2,5\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2,5\text{CH}_4 + 1,5\text{HCO}_3^- + 0,5\text{H}^+$	$\Delta G^{0'} = -81,7 \text{ kJ}$
Propionato	→ Acetato	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 3\text{H}_2$	$\Delta G^{0'} = +76,1 \text{ kJ}$
Acetato	→ Metano	$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{HCO}_3^-$	$\Delta G^{0'} = -31,0 \text{ kJ}$
Hidrogênio	→ Metano	$3\text{H}_2 + 0,75\text{HCO}_3^- + 0,75\text{H}^+ \rightarrow 0,75\text{CH}_4 + 2,25\text{H}_2\text{O}$	$\Delta G^{0'} = -101,7 \text{ kJ}$
Propionato	→ Metano	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 1,75\text{H}_2\text{O} \rightarrow 1,75\text{CH}_4 + 1,25\text{HCO}_3^- + 0,25\text{H}^+$	$\Delta G^{0'} = -56,6 \text{ kJ}$

Nota: Adaptado de Khanal (2008).

A degradação do propionato resulta em 56,6 kJ de energia dividida entre as acetogênicas, metanogênicas acetoclásticas e metanogênicas hidrogenotróficas. Fato que pode explicar a baixa taxa de crescimento dos micro-organismos metanogênicos (CHERNICHARO, 2007; SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Os gêneros mais atuantes na acidogênese são *Syntrobacter*, *Syntrophomonas*, *Clostridium* e *Acetobacterium* (SANT'ANNA JR, 2010).

Por fim, a etapa da metanogênese, na qual ocorre a formação do metano (CH_4), por duas rotas principais, através do ácido acético ou do hidrogênio (doador de elétrons) e dióxido de carbono (aceptor de elétrons) presentes no meio (APPELS et al., 2008; HALDER et al., 2016). Na digestão anaeróbia existe uma interação entre os micro-organismos acetogênicos e metanogênicos, sendo esta que mantém o sistema em equilíbrio (KHANAL, 2008).

A etapa de formação do metano é a fase limitante do processo. As arqueas metanogênicas possuem uma taxa de crescimento mais baixa, em relação à de outros micro-organismos envolvidos no processo, e são sensíveis à inibição por ácidos orgânicos voláteis, amônia e variações nas condições operacionais, como o pH e temperatura (CHENG et al., 2016).

Silva et al. (2014) estudaram a comunidade microbiana de digestores anaeróbios que tratavam dejetos suínos. Entre as arqueas metanogênicas identificaram os micro-organismos hidrogenotróficos *Methanoculleus* e *Methanocorpusculum*. A abundância de arqueas hidrogenotróficas nas amostras (80%) fornece informações importantes para confirmar que a produção de metano, via digestão anaeróbia, com dejetos suínos é, em grande parte, via rota hidrogenotrófica.

3.4.1 Parâmetros que influenciam a digestão anaeróbia

3.4.1.1 Temperatura

A temperatura é um parâmetro importante na digestão anaeróbia por sua influência na atividade dos micro-organismos e das enzimas, consequentemente na produção de metano e na qualidade do digestato (APPELS et al., 2008). O processo de digestão pode ocorrer em três condições de temperatura: psicrófila (< 25°C), mesofílica (25° a 45°C) e a termofílica (45°C a 60°C). É importante manter a temperatura constante durante o processo, pois flutuações de temperatura podem provocar desbalanceamento entre as populações microbianas e afetar negativamente a produção de biogás (TURCO; AUSIELLO, MICOLI, 2016). A Figura 3 apresenta uma comparação entre o crescimento das metanogênicas, conforme a temperatura.

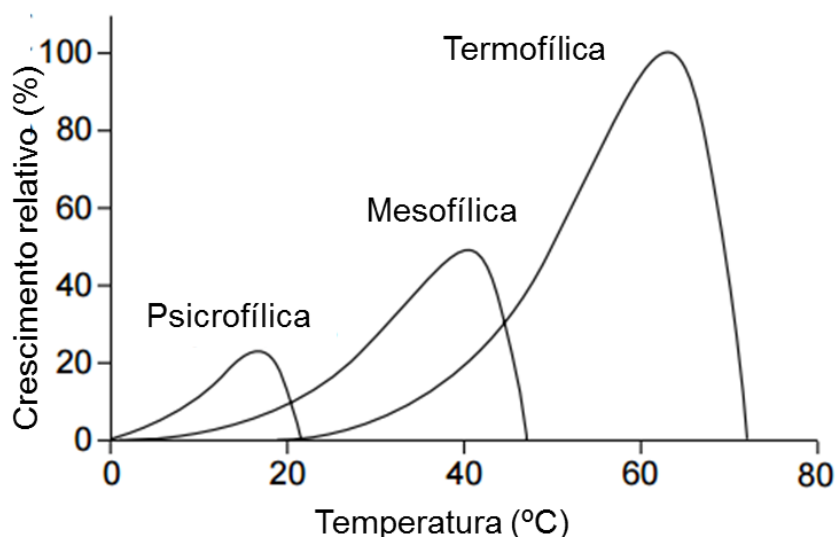


Figura 3 Crescimento relativo entre as metanogênicas, em relação à temperatura.

Nota: Adaptado de Lettinga, Rebac e Zeeman (2001).

Na digestão termofílica (45°C a 60°C) as velocidades de hidrólise e as reações são cineticamente mais favoráveis em relação à faixa mesofílica (25°C a 45°C), apresentando maior produtividade de biogás (LIN et al., 2016), no entanto, pode ocorrer acumulação de produtos intermediários (ácidos) e, conseqüentemente, inibição do processo. Além disso, a faixa mesofílica apresenta outras vantagens, como a maior estabilidade do processo, menores problemas com toxicidade e investimentos menores, devido à necessidade de aquecimento ser menor (MAO et al., 2015).

3.4.1.2 pH, alcalinidade e ácidos voláteis

O valor de pH na digestão anaeróbia influencia o crescimento dos micro-organismos e pode afetar a dissociação de alguns compostos, como a amônia, sulfeto e ácidos orgânicos (Al SEADI et al., 2008).

Os micro-organismos envolvidos nas diferentes etapas da digestão anaeróbia necessitam de diferentes valores de pH para seu ótimo crescimento. Para bactérias hidrolíticas e acidogênicas a faixa ideal é de 5,2 a 6,3, enquanto para as acetogênicas e as arqueas metanogênicas a faixa é de 6,5 a 8 (FNR, 2010). Uma vez que a metanogênese é a fase limitante do processo é necessário manter o pH próximo da neutralidade, já a hidrólise e acidogênese são menos sensíveis a pequenas mudanças de pH (KHANAL, 2008).

O acúmulo de ácidos voláteis produzidos durante a digestão tendem a reduzir o pH do meio reacional. O principal controle de pH em reatores anaeróbios é feito através do sistema de tampão do bicarbonato, ou seja da alcalinidade presente no meio. Quando a capacidade tampão do sistema for excedida, podem ocorrer alterações drásticas nos valores de pH (Al SEADI et al., 2008).

Um possível controle do sistema de tamponamento e monitoramento indireto dos ácidos produzidos durante a digestão é a relação alcalinidade intermediária/ alcalinidade parcial (AI/AP), sendo que a primeira fornece valores equivalentes à alcalinidade por bicarbonato e a segunda a alcalinidade vinda dos ácidos voláteis (Al SEADI et al., 2008; MÉZES, 2011). Na Tabela 5 são apresentadas as relações, as características do digestato e a sugestão de ação corretiva, segundo a experiência empírica, e verifica-se a importância do acompanhamento da relação AI/AP.

Tabela 5 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 metano
<0,3	Reator em subcarga

Nota: Adaptado de Mézes (2011).

3.4.1.3 Amônia livre

A amônia é um nutriente essencial para o crescimento dos micro-organismos anaeróbios, mas também pode ser tóxico em concentrações elevadas. A fermentação de materiais ricos em ureia e proteínas libera amônia, em função do pH e temperatura do meio, e pode ter uma produção elevada de amônia livre (RAJAGOPAL; MASSÉ; SINGH, 2013; YENIGÜN; DEMIREL, 2013). A amônia livre é tóxica para as arqueas metanogênicas, pois facilmente difunde-se através da membrana celular dos micro-organismos, causando desequilíbrio iônico e/ou deficiência de potássio (K⁺) (CHEN et al., 2015).

O equilíbrio químico do sistema para formação de amônia livre pode ser calculado pela equação abaixo, proposta por Anthonisen et al. (1976).

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

Garcia e Angenent (2009) estudaram a digestão de dejetos suíno, e reportaram inibição na produção de metano em concentrações de 200 mg.L⁻¹ de amônia livre 35°C com pH 7,6. Já Rodríguez et al. (2011) relataram que níveis de até 375 mg.L⁻¹ de amônia livre não afetaram a eficiência do processo de digestão.

As diferenças reportadas na literatura para inibição por amônia livre são atribuídas à variabilidade das condições operacionais (temperatura e pH), ao tipo de substrato e inóculo e à adaptação da comunidade microbiana (HO; HO, 2012).

3.4.2 Ensaio de potencial bioquímico de biogás

O teste de potencial bioquímico de biogás (PBB) é um método para explorar e determinar a viabilidade dos resíduos usados como substrato para a digestão anaeróbia (STRÖMBERG; NISTOR; LIU, 2015; MOREDA, 2016). Os ensaios de PBB são um parâmetro chave para a escolha da configuração, economia e implementação de reatores em larga

escala (WANG et al., 2015). O teste fornece informações sobre a degradação do substrato, incluindo o quão rápido ocorre e a quantidade de biogás produzido, sob condições controladas, além da eficiência da mistura de substratos (WARE; POWER; 2017; HAGOS et al., 2017).

Nos ensaios uma curva de produção acumulada de biogás/metano é plotada em função do tempo. Os padrões da curva possuem implicações significativas na degradação do substrato e o comportamento é controlado pelas características do substrato, produção de compostos inibitórios e desempenho da população metanogênica (LABATUT; ANGENENT; SCOTT, 2011). Na Figura 4 são mostradas algumas curvas cumulativas, típicas da produção de biogás/metano.

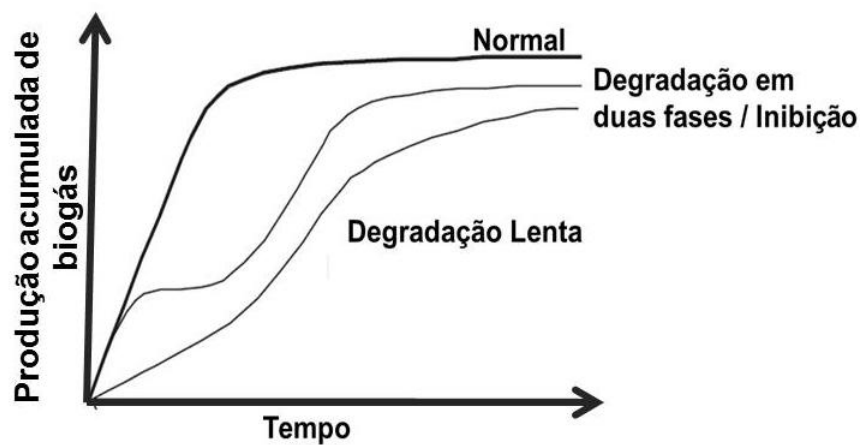


Figura 4 Exemplo de típicas curvas cumulativas de produção de biogás.

Nota: Adaptado de VDI (2006).

Substâncias facilmente degradáveis são convertidas em biogás e a curva correspondente é caracterizada por um aumento acentuado de biogás (normal). Substratos que degradam com dificuldade (substâncias contendo lignina e algumas gorduras) exibem uma curva com uma degradação lenta. Quando a degradação ocorre em dois estágios, pode ser devido a uma decomposição em duas fases ou a inibições (VDI, 2006).

REFERÊNCIAS

ADEKUNLE, K. F.; OKOLIE, J. A. A Review of biochemical process of anaerobic digestion. **Advances in Bioscience and Technology**, v.6, p. 205-212. 2015.

AL SEADI, T. (Ed.); RUTZ, D.; PRASSL, H.; KÖTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. **Biogas handbook**. Esbjerg, Denmark: University of Southern Denmark Esbjerg, Niels Bohrs, 2008.

ÁLVAREZ, J. A.; OTERO, L.; LEMA, J. M. A methodology for optimizing feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial waste. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1153-1158, 2010.

AMARAL, A. C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; SCUSSIATO, L. A.; TÁPPARO, D. C.; GASPARETO, T. C. Influence of solid e 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**, v. 48, p. 835-852, 1976.

APPELS, L; BAEYENS, J; DEGRÈVE, J; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, p. 755–781, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS - ABCS. **Manual brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos**. Revisão técnica Armando Lopes do Amaral [et al.]. – Brasília, DF: ABCS; MAPA; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL - ABPA. **Relatório anual 2015**. São Paulo. 2016.

BAYR, S. RANTANEN, M. KAPARAJU, P. RINTALA, J. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 28 -36. 2012.

BERGE, A. C.; GLANVILLE, T. D.; MILLNER, P. D.; KLINBORG, D. J. Methods and microbial risks associated with composting of animal carcasses in the United States. **Agricultural and Biosystems Engineering**, v. 234, p. 47-56, 2009.

BERTRAND, I.; SCHIJVEN, J. F.; SÁNCHEZ, G.; WYN-JONES, P.; OTTOSON, J.; MORIN, T.; MUSCILLO, M.; VERANI, M.; NASSER, A.; DE ROSA HUSMAN, A.M.; MYRMEL, M.; SELLWOOD, J.; COOK, N.; GANTZER, C. The impact of the temperature on the inactivation of enteric viruses in food and water: a review. **J. Appl. Microbiol.**, v. 112, p.1-16, 2012.

BRASIL. Lei Nº 13.288, de 16 de maio de 2016. Dispõe sobre os contratos de integração, obrigações e responsabilidades nas relações contratuais entre produtores integrados e integradores, e dá outras providências. **Diário Oficial da União** - Seção 1 - 17 de maio 2016, p. 1. Brasília - DF, 2016

BRASIL Decreto no 5.741, de 30 de março de 2006. Regulamenta os arts. 27-A, 28-A e 29-A da Lei nº 8.171, de 17 de janeiro de 1991, organiza o Sistema Unificado de Atenção à Sanidade Agropecuária, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 31 de março de 2006, p. 82, Brasília - DF, 2006.

CHEN, C.; ZHENG, D.; LIU, G. J.; DENG, L. W.; LONG, Y.; FAN, Z. H. Continuous dry fermentation of swine manure for biogas production. **Waste management**, New York, N. Y., v. 38, p. 436-442, abr. 2015.

CHENG, C.; WENSHAN, G.; HUU HAO, N.; DUU-JONG, L.; KUO-LUN, T.; PENGJANG, J.; JIE, W.; YUN, W. Challenges in biogas production from anaerobic membrane bioreactors. **Renewable Energy**. v.98, p.120-134, 2016.

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

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

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

EMMONTH, E.; OTTOSON, J.; ALBIHN, A.; BELÁK, S.; VINNERAS, B. **Ammonia disinfection of Hatchery Waste for Elimination of Single-Stranded RNA Viruses**. Applied and Environmental Microbiology. 2011.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE e. V. (FNR). BMELV. **Guia prático do biogás: geração e utilização**. Ed. 5. Gülzow, 2010. Disponível em: http://www.resol.com.br/cartilhas/giz_-_guia_pratico_do_biogas_final.pdf. Acesso em: 2 out. 2016.

FLOTATS, X. New trends on anaerobic digestion for renewable energy production. In: VINYAMATA, E. (Ed). **Energy and environment: management, technology and conflicts in a warming world**. Barcelona: Editorial UOC, 2013. p. 20-24.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Environmental performance of pig supply chains**. 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-bl094e.pdf>. Acesso em: 10/12/2016.

FONGARO, G.; KUNZ, A.; MAGRI, M. E.; SCHISSI, C. D.; VIANCELLI, A.; PHILIPPI, L. S.; BARARDI, C. R. M. Settling and survival profile of enteric pathogens in the swine effluent for water reuse purpose. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 219, p. 883-889. 2016.

FONGARO, G.; VIANCELLI, A.; MAGRI, M. E.; ELMAHDY, E. M. BIESUS, L. L.; KICH, J. D.; KUNZ, A.; BARARDI, C. R. M. Utility of specific biomarkers to assess safety of swine manure for biofertilizing purposes. **Science of the Total Environment**, v. 479-480, n. 1, p. 277-283, 2014.

FRANCO, D. A. **Animal disposal**. The environmental, animal disease and public health related implications: An assessment of options. 2002. Disponível em: <http://www.rendermagazine.com/industry/animal-disposal>. Acesso em: 05 de setembro de 2016.

FRANZO, G.; CORTEY, M.; OLVERA, A.; NOVOSEL, D.; CASTRO, A. M. M. G; BIAGNINI, P.; SEGALÉS, J.; DRIGO, M. Revisiting the taxonomical classification of porcine circovirus type 2 (PCV2): still a real challenge. **Virology Journal**, v. 12, n. 131, 2015.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE - FATMA. **Instrução Normativa IN-11**. Outubro 2014. Portaria Intersectorial nº 01/04, de 14.11.2014. FATMA, Florianópolis [online] Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/instrucoes-normativas>. Acesso em: 10/12/2016.

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. 2373–82, maio 2009.

GLANVILLE, T. D.; AHN, H.; AKDENIZ, N.; CRAWFORD, B. P.; KOZIEL, J. A. Performance of a plastic-wrapped composting system for biosecure emergency disposal of disease-related swine mortalities. **Waste management**, New York, N. Y., v. 48, p. 483–91, fev. 2016.

GRIFFIN, J. S., PLUMMER, J. D., LONG, S. C. Torque teno virus: an improved indicator for viral pathogens in drinking waters. **Virology Journal**, v. 5, n. 112, 2008.

GWYTHYR, C. L.; WILLIAMS, A. P.; GOLYSHIN, P. N.; EDWARDS-JONES, G.; JONES, D. L. The environmental and biosecurity characteristics of livestock carcass disposal methods: A review. **Waste Management**, v. 31, n. 4, p. 767–778, 2011.

HAGOS, K.; ZONG, J.; LI, D.; LIU, C.; LU, X. Anaerobic-process for biogas production: Process, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. In Press, Corrected Proof — Note to users 2017

HALDER, P. K.; PAUL, N.; JOARDDER, M. U. H.; KHAN, M. Z. H.; SARKER, M. Feasibility analysis of implementing anaerobic digestion as a potential energy source in Bangladesh. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 65, p. 124-134. 2016.

HO, L.; HO, G. Mitigating ammonia inhibition of thermophilic anaerobic treatment of digested piggery wastewater: use of pH reduction, zeolite, biomass and humic acid. **Water research**, v. 46, n. 14, p. 4339–50, 15 set. 2012.

IBEKWE, A. M.; MURINDA, S. E.; DEBROY, C.; REDDY, G. B. Potential pathogens, antimicrobial patterns and genotypic diversity of *Escherichia coli* isolates in constructed wetlands treating swine wastewater. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 92. n. 2, 2016

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção da pecuária municipal**. 2015. Rio de Janeiro: IBGE, 2015a. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 18 nov. 2016a.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Sistema de recuperação automática de dados**. 2015b. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br>. Acesso em: 20 nov. 2016.

JOFRE, J.; LUCENA, F.; BLANCH, A. R.; MUNIESA, M. Coliphages as model organisms in the characterization and management of water resources. **Water**, v. 8, n. 199, 2016.

KHANAL, S. K. Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and applications. Wiley- Blackwell, p. 320, 2008.

KICH, J. D.; COLDEBELLA, A.; MORÉS, N.; NOGUEIRA, M. G.; CARDOSO, M.; FRATAMICO, P. M.; CALL, J. E.; FEDORKA-CRAY, P.; LUCHANSKY, J. B. Prevalence, distribution, and molecular characterization of *Salmonella* recovered from swine finishing herds and a slaughter facility in Santa Catarina, Brazil. **International Journal of Food Microbiology**, v. 151, n. 3, p. 307–313, 2011.

KIM, H. B.; ISAACSON, R. E. *Salmonella* in swine: microbiota interactions. **Annu. Rev. Anim. Biosci.**, v. 5, p.43-63, 2017.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DAMASCENO, S.; COLDEBELA, A. Nitrogen removal from swine wastewater by combining treated effluent with raw manure. **Scientia Agricola**, v. 69, p. 352–356. 2012.

LABATUT, R. A.; ANGENENT, L. T.; SCOTT, N, R. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 2255-2264. 2011.

LEE, J.; KOO, T.; HAN, G.; SHIN, S. G.; HWANG, S. Anaerobic digestion of cattle offal: protein and lipid-rich substrate degradation and population dynamics of acidogens and methanogens. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 38, n. 12, p. 2349–2360, 2015.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. **Trends in Biotechnology**. v. 19. 2001.

LEY, V., HIGGINS, J., FAYER, R. Bovine Enteroviruses as Indicators of Fecal Contamination. **Applied Environmental Microbiology**, v.68, p.3455-3461, 2002.

LI, S.; SONG, W.; ZHOU, Y.; TANG, Y.; GAO, Y.; MIAO, Z. Spread of extended-spectrum beta-lactamase-producing *Escherichia coli* from a swine farm to the receiving river. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 17, p. 13033–13037, 2015.

LIN, Q.; VRIEZE, J. D.; LI, J.; LI, X. Temperature affects microbial abundance, activity and interactions in anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 209, p. 228–236, 2016.

MACHADO, G. Estratégias de descarte de matrizes e reposição de plantéis. *In: Produção de suínos: teoria e prática*. Brasília, DF: Associação Brasileira de Criadores de Suínos. 2014. p.908.

MAGRI, M. E, PHILIPPI, L.S; VINNERÅS, B. Inactivation of pathogens in feces by desiccation and urea treatment for application in urine-diverting dry toilets. **Applied and Environmental Microbiology**. v. 79, n. 7, p. 2156–2163, 2013.

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

MATA-ALVARÉZ, J.; DOSTA, L.; ROMERO-GÜIZA, 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.

MCCARTHY, G.; LAWOR, P. G.; GUTIERREZ, M.; GARDINER, G. E. Assessing the biosafety risks of pig manure for use as a feedstock for composting. **Science the Total Environment**, p. 712-719. 2013.

MÉZES, L.; BIRÓ,G.; SULYOK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. Novel approach on the basis of FOS/TAC method, **Analele Universității din Oradea**, Fascicula Protectia Mediului v. 802-807, 2011.

MIELE, M., SANDI, A. J., KUNZ, A. HENN, J. D. Impactos na infraestrutura de transporte na competitividade e nas emissões de gases de efeito estufa das exportações brasileiras de carne suína. *In: Competitividade de cadeias agroindustriais brasileiras*. Brasília: Embrapa, 2013.

MOREDA, I. L. Determining anaerobic degradation kinetics from batch tests. **Water Science & Technology**, v. 73. p. 2468-74, 2016.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D. I.; SINGH, G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. **Bioresource technology**, v. 143, p. 632-641, set. 2013.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D. I.; SAADY, N. M. C. Low-temperature anaerobic co-digestion of swine carcass and swine manure: impact of high swine carcass loading rate. **Transactions of the ASABE**, v. 57, n. 6, p. 1811–1816, 2014.

RAMIREZ, A.; ZAABEL, P. Swine Biological Risk Management. **Veterinary Diagnostic and Production Animal**. Iowa State University, v. 515-294-7189. 2012.

ROBBINS, R. C.; ALMOND, G.; BYERS, E. Swine diseases and disorders. In: **Encyclopedia of Agriculture and Food Systems**. Elsevier, ed. 2. 2014.

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.

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

SANZ, M.; ROBERTS, J. D.; PERFUMO, C. J.; ALVARES, R. M.; DONOVAM, T.; ALMOND, G.W. Case report assessment of sow mortality in a large herd peer reviewed. **Swine Health Prod.**, v. 15, n. february, p. 30–36, 2007.

SILVA, M. L .B.; CANTÃO, M. E.; MEZZARI, M. P.; MA, J.; NOSSA, C. W. Assessment of bacterial and archaeal community structure in swine wastewater treatment processes. **Environmental Microbiology**. 2014.

STANFORD, K.; HAO, X.; XU, S.; MCALLISTER, T. A.; LARNEY, F.; LEONARD, J. J. Effects of age of cattle, turning technology and compost environment on disappearance of bone from mortality compost. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 19, p. 4417–4422, 2009.

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

STRÖMBERG, S.; NISTOR, M.; LIU, J. Early prediction of Biochemical Methane Potential through statistical and kinetic modelling of initial gas production. **Bioresource Technology**, v. 176, p. 233-241. 2015.

TOPP, E.; SCOTT, A.; LAPEN, D. R.; LYAUTER, E.; DURIEZ, P. Livestock waste treatment systems for reducing environmental exposure to hazardous enteric pathogens: Some considerations. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5395-5398, 2009.

TURCO, M.; AUSIELLO, A.; MICOLI, L. Processes of biogas production: anaerobic digestion and thermal gasification. Springer. 2016.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE - VDI. **Fermentation of organic materials**. Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. VDI 4630. Düsseldorf, Germany: The Association of German Engineers, 2006. 92 p.

VIANCELLI, A.; GARCIA, L. A. T.; SCHIOCHET, M.; KUNZ, A.; STEINMETZ R. CIACCI-ZANELLA, J. R.; ESTEVES, P. A. 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.

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

VIVAN, M. L. **Estabelecimento do processo de nitrificação/desnitrificação para pós-tratamento de digestatos da suinocultura**. 2012. 114 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

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

YONG, Z.; DONG, Y.; ZHANG, X.; TAN, T. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. **Renewable Energy**, v. 78, p. 527-530. 2015.

ZHANG, L.; ZHANG, K.; GAO, W.; ZHAI, Z.; LIANG, J.; DU, L.; FENG, X. Influence of temperature and pH on methanogenic digestion in two-phase anaerobic co-digestion of pig manure with maize straw. **Journal of Residuals Science & Technology**, v. 13, p. 27–32, 2016.

ZHANG, T.; MAO, C.; ZHAI, N.; WANG, X.; YANG, G. **Influence of initial pH on thermophilic anaerobic co-digestion of swine manure and maize stalk**. *Waste Management*, v. 35, p. 119–126, 2015.

ZHANG, Z.; JI, J. Waste pig carcasses as a renewable resource for production of biofuels. **Acs Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 3, n. 2, p. 204–209, 2015.

ZHENG, J. L. ZHU, M. Q. WU, H. T. Alkaline hydrothermal liquefaction of swine carcasses to bio-oil. **Waste Management**, v. 43, p. 230-238. 2015.

ZHONG, Y.; HUANG, Z.; WU, L. Identifying factors influencing the safety and quality related behaviors of pig farmers in China. **Food Control**, v.73, p. 1532-1540. 2017.

WANG, B.; STRÖMBERG, S.; LI, C.; NGES, I. A.; NISTOR, M.; DENG, L.; LIU, J. Effects of substrate concentration on methane potential and degradation kinetics in batch anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 194, p. 240-246. 2015.

WANG, Q. PENG, L. SU, H. The effect of a buffer function on the semi-continuous anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 139, p. 43-49, 2013.

WANG, T.; WU, J.; YI, Y.; QI, J. Optimization of process conditions for infected animal tissues by alkaline hydrolysis technology. **Procedia Environmental Sciences**, n. 31, p. 366-374. 2016.

WARE, A.; POWER, N. Modelling methane production kinetics of complex poultry slaughterhouse wastes using sigmoidal growth functions. **Renewable Energy**, v. 104, p. 50-59. 2017.

WON, S. G.; JI-YOUNG PARK, J. Y.; RAHMAN, M. M.; PARK, K. H.; RA, S. C. Co-composting of swine mortalities with swine manure and sawdust. **Compost Science & Utilization**, v. 24, p. 42-53, 2016.

ARTIGO - CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETO SUÍNO E CARÇAÇA SUÍNA: POTENCIAL BIOQUÍMICO DE BIOGÁS E INATIVAÇÃO DE PATÓGENOS

RESUMO

A produção intensiva de suínos aumentou a necessidade de tratamentos dos resíduos gerados, como dejetos e animais mortos. A disposição de animais mortos requer o manejo e/ou tratamento considerando-se aspectos de biossegurança. A digestão anaeróbia tem um potencial para converter carbono orgânico biodegradável em biogás. A codigestão da carcaça suína com dejetos suínos é uma alternativa viável para tratar esses resíduos e gerar uma fonte de energia renovável. No entanto, a biodigestão tem capacidade limitada para remover micro-organismos patogênicos e isso deve ser estudado para minimizar os riscos biológicos e garantir a eliminação e o uso seguro do digestato. O objetivo deste estudo foi avaliar o potencial bioquímico de biogás da carcaça suína, de diferentes relações carcaça suína/dejeto suíno e a cinética de inativação de micro-organismos (*Escherichia coli* (*E. coli*), *Salmonella enterica* – sorovar Senftenberg (*S. Senftenberg*), *Cirrovírus Suíno* tipo 2 (PCV2), e os bacteriófagos MS2 e PhiX-174) durante a codigestão. O teste de potencial bioquímico de biogás foi realizado de acordo com a norma internacional VDI 4630. Foram testadas as relações de $3 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejeto}}$, $7,5 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejeto}}$ e $15 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejeto}}$. Os experimentos de inativação foram realizados em triplicatas, por quatro estratégias: duas temperaturas (24 °C e 37 °C) e duas relações de carcaça/dejeto ($3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ e $15 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$). Os resultados indicaram que a carcaça suína tem potencial de $1076 \pm 48 \text{ L}_{\text{Nbiogás}} \cdot \text{kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, e a sua codigestão com dejetos suínos aumenta o potencial de produção de biogás quando comparada com a monodigestão do dejetos. Os micro-organismos modelo *E. coli* *S. Senftenberg* e PCV2 (37 °C) foram totalmente inativados em 30 dias, enquanto os modelos PCV2 (24°C), MS2 e PhiX -174 foram mais resistentes. A temperatura do processo de codigestão influencia no tempo necessário para a inativação dos micro-organismos. Os resultados de inativação sugerem que, durante a codigestão a 37 °C, ocorre maior redução de patógenos do que quando o mesmo processo é submetido a 24 °C. A seleção da configuração adequada da digestão anaeróbia pode ajudar a alcançar a segurança do uso do digestato.

Palavras-chave: Bacteriófagos, *E. coli*, Metano, PCV2, Resíduos animais, *S. Senftenberg*.

ANAEROBIC CODIGESTION OF SWINE MANURE AND SWINE CARCASS: BIOCHEMICAL POTENTIAL OF BIOGÁS AND PATHOGENS INACTIVATION

ABSTRACT

Swine intensive breeding increases the importance on managing and treating efficiently swine wastes such as manure and dead animals. Additionally, animal carcass arrangement requires attention on its management and treatment because biosecurity protocols. Anaerobic digestion can convert biodegradable organic carbon into biogas. Swine manure and swine carcass codigestion could be a feasible alternative to treat these residues and generate a renewable energy source. However, biodigestion has limited capacity to remove pathogenic microorganisms and this must be studied to minimize biosecurity risks, assure safe disposal and use of digestate. Thus, this study aims at evaluating Biochemical Potential of biogas produced by swine carcass, from different ratios such as swine carcass/swine manure as well as kinetics of microorganisms inactivation *Escherichia coli* (*E. coli*), *Salmonella enterica* - serovar Senftenberg (*S. Senftenberg*), *Swine Circovirus* type 2 (PCV2), and bacteriophage MS2 and PhiX-174 during codigestion. The Biochemical Methane Production (BMP) test was carried out according to the international standard procedure (VDI 4630). The ratios of 3 kg_{carcass}·m⁻³_{manure}, 7.5 kg_{carcass}·m⁻³_{manure} and 15 kg_{carcass}·m⁻³_{manure} were recorded. The inactivation trials were carried out in triplicates, based on four inactivation strategies: two temperatures (24°C and 37°C) and two ratios were also studied: (3kg_{carcass}·m⁻³_{manure} and 15 kg_{carcass}·m⁻³_{manure}). The swine carcass presented Biochemical methane potential (BMP) 1076 ± 48 L_{Nbiogas}·kgVS⁻¹, and codigestion with swine manure increased biogas production potential when compared to manure monodigestion. The model-microorganisms of *E. coli*, *S. Senftenberg* and PCV2 (37 °C) were completely inactivated in 30 days, whereas the ones from PCV2 (24 °C), MS2 and PhiX-174 were more resistant. The process temperature of codigestion influenced the time required for microorganisms' inactivation. Inactivation results have suggested that during codigestion at 37 °C, there is a greater pathogen reduction when compared to the same process at 24 °C. Selecting the correct configuration of anaerobic digestion can help on achieving the safety of digestate use.

Keywords: Animal residues, Bacteriophages, *E. coli*, Methane, PCV2 and *S. Senftenberg*,

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura brasileira possui destaque no cenário mundial de produção de carnes, com aproximadamente 3,6 milhões de toneladas produzidas anualmente (ABPA, 2016). Segundo a FAO (2016), em 2013, o Brasil possuía 36,7 milhões de cabeças de suínos, representando, aproximadamente, 4% do rebanho mundial.

Com a tecnificação e a criação intensiva de suínos ocorre um aumento dos resíduos gerados, associado à falta de manejo adequado dos animais e à demanda do solo. Os potenciais riscos ambientais relacionados à atividade cresceram (KUNZ et al., 2012).

Nas unidades produtoras de suínos, a mortalidade suína apresenta variações ao longo da cadeia produtiva e entre as unidades produtoras, variando anualmente entre 3,2 e 7 %. Para o Ciclo completo: 5,7%, Unidade produtora de desmamados: 7%, Crechário: 3,2% e para as Unidades de terminação: 4% (MACHADO, 2014). A gestão e a disposição das carcaças devem ser realizadas de forma a proteger o meio ambiente, a saúde humana e a sanidade animal (GWYTHER et al., 2011; ZHANG; JI, 2015; KIM; PRAMANIK, 2016), visto que a carcaça animal pode conter micro-organismos patogênicos (vírus, bactérias), parasitas, resíduos de medicamentos veterinários e outros compostos químicos (BERGE et al., 2009; ZHONG; HUANG; WU, 2017).

Entre as tecnologias utilizadas para o tratamento de dejetos suínos destaca-se a digestão anaeróbia (DA) (KUNZ et al., 2009). A DA é um processo bioquímico que realiza a conversão de resíduos orgânicos em fonte de energia limpa e renovável, e em fertilizantes (MANYI-LOH et al., 2013; HAGOS et al., 2017). Resíduos que possuem alta concentração de proteínas e lipídios (como as carcaças) são excelentes substratos para a produção de biogás (ZHANG; JI, 2015), porém, a monodigestão é propensa a inibições, pelo acúmulo de ácidos graxos voláteis e/ou produção de amônia livre (LEE et al., 2015, BÉLINE et al., 2017).

Uma alternativa é a codigestão anaeróbia de dejetos suínos e carcaça suína, pois já existem biodigestores que tratam o efluente suinícola e este pode contribuir para a diluição de compostos inibitórios e/ou substâncias tóxicas originadas durante a digestão anaeróbia da carcaça (BAYR et al., 2012; RAJAGOPAL; MASSÉ; SAADY, 2014). O uso do dejetos suínos como cossustrato é uma alternativa promissora, devido às características (principalmente alcalinidade), contribuindo com o sistema de tamponamento (HEJNFELT; ANGELIDAKI, 2009; MATA-ALVAREZ et al., 2014; ZHANG et al., 2016).

A utilização do digestato gerado a partir da codigestão envolve inevitavelmente riscos para a saúde pública e meio ambiente, sendo essencial a redução de patógenos. Bactérias são amplamente utilizadas como indicadores de contaminação fecal de ambientes agrícolas, água e alimentos, especialmente *E. coli* (LI et al., 2015). A *Salmonella* é considerada uma

bactéria zoonótica (KICH et al., 2011), sendo o agente causador da Salmonelose, uma das doenças entéricas de maior importância na cadeia suinícola (KIM; ISAACSON, 2017). O *Circovírus suíno* tipo 2 (PCV2) é representante dos vírus entéricos e considerado um dos mais resistentes e estáveis (RAMIREZ; ZAABEL, 2012). Pode ser encontrado em rebanhos suínos de todo o mundo, sendo responsável por impactos econômicos na cadeia produtiva (FRANZO et al., 2015). Os bacteriófagos são conhecidos pela elevada resistência aos tratamentos térmicos, quando comparados com bactérias e vírus entéricos, assim, são ótimos modelos de biomarcadores (BERTRAND et al., 2012; MAGRI; PHILIPPI; VINNERÅS, 2013). Os bacteriófagos mais estudados são pertencentes ao grupo dos colifagos somáticos (ex: PhiX 174), e fagos F-específicos RNA (ex: MS2) (JOFRE et al., 2016).

Diante desse cenário, o presente estudo objetivou determinar o potencial bioquímico de biogás da carcaça suína, da codigestão anaeróbia de dejetos suínos e carcaça suína e a cinética de inativação de micro-organismos modelo: *Escherichia coli* (*E.coli*), *Salmonella entérica* – sorovar Senftenberg (*S. Senftenberg*), *Circovírus suíno* tipo 2 (PCV2), bacteriófagos MS2 e PhiX- 174, durante o processo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Coleta e caracterização das amostras

Amostras de dejetos suínos foram coletadas em uma Unidade Produtora de Desmamados localizada em Concórdia - SC, Brasil. Para a carcaça foram coletadas duas amostras: 1) carne processada: porção de carne suína, composta por carne, gordura e pele, proveniente do comércio local; 2) carcaça suína: matriz de 270 kg foi triturada inteira (<4 mm). As amostras foram caracterizadas quanto ao pH, concentrações de nitrogênio amoniacal, alcalinidade, sólidos totais, sólidos voláteis, segundo APHA (2012). As concentrações de carbono total (CT) e nitrogênio total (NT) foram determinadas em analisador elementar *Thermo-Scientific TM Flash 2000 CHNS/O* (Waltham, MA, USA), segundo as recomendações do fabricante. Para determinação de gorduras presente na amostra foi utilizado o método oficial AOCS Am 5-04.

2.2 Potencial bioquímico de biogás (PBB)

Foram avaliados o PBB da amostra de carne processada, da carcaça suína, amostras de dejetos e das relações $3 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$, $7,5 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$ e $15 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$, as quais representam 1, 2,5 e 5 vezes a relação entre a mortalidade suína e o dejetos produzido em uma Unidade produtora de desmamados (UPD) (FATMA, 2014; MACHADO, 2014).

Os experimentos foram conduzidos em batelada e em triplicata, por meio de reatores de 250 mL vinculados a tubos eudiômetros de 500 mL. O sistema foi mantido em temperatura mesofílica (37 °C), de acordo com as normas VDI 4630 (VDI, 2006) e DIN 38414-8 (DIN, 1985). A produção de biogás foi avaliada diariamente até sua estabilização, quando a produção diária de biogás foi igual ou inferior a 1% do total produzido (VDI, 2006)

O inóculo de micro-organismos anaeróbios mesofílicos foi preparado a partir de partes iguais de: a) inóculo anaeróbio alimentado com dejetos suínos; b) inóculo anaeróbio de indústria de gelatina; c) dejetos bovino fresco. Duas semanas antes do início dos testes, a mistura de biomassa foi aclimatada ($37 \pm 1 \text{ °C}$) em um reator do tipo CSTR e alimentado na carga de $0,3 \text{ kgSV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ por sete dias consecutivos. O inóculo permaneceu por sete dias sem alimentação para reduzir a produção de biogás advinda do inóculo (STEINMETZ et al., 2016).

2.2.1 Análise do biogás

Para determinação da composição do biogás (CH_4 e CO_2), as amostras foram analisadas utilizando-se sensor infravermelho BIOGAS 5000 (Landtec, USA)

2.3 Inativação de micro-organismos modelo

Para os experimentos de inativação, foram montados reatores de 500 mL, conduzidos em triplicata, os quais foram alocados e mantidos em diferentes temperaturas (24°C e 37°C). Condições semelhantes aos testes de PBB foram realizadas, ou seja, foi utilizado inóculo anaeróbio mesofílico. Optou-se por testar as relações $3 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$ e $15 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$, por serem condições extremas. Diferentes condições foram realizadas (Tabela 1) para os testes 1 a 4, em que foram adicionadas suspensões bacterianas contendo *Escherichia coli* (*E. coli*) e *Salmonella entérica* sorovar Senftenberg (*S. Senftenberg*) nas concentrações equivalentes ao tubo 0,5 da escala de Macfarland (Remel®). Nos testes 5 a 8 as amostras foram artificialmente contaminadas com quantidade conhecida dos vírus: bacteriófago MS2

(F-específico 10^6 unidades formadoras de placas (UFP mL⁻¹) e bacteriófago PhiX 174 (10^6 UFP mL⁻¹). Para o PCV2 não foi necessária à adição, pois já se encontrava em número suficiente para o experimento. As amostras foram coletadas no tempo zero (T_0), e posteriormente por até 30 dias, sendo que a frequência amostral variou em função da inativação dos mesmos.

Tabela 1 Descrição das 8 estratégias de inativação testadas durante a codigestão anaeróbia de carcaça suína e dejetos suínos

Teste	Micro-organismos modelo	Relação carcaça suína/dejeto suíno (kg _{carcaça} .m ³ _{dejeto})	Temperatura (°C)
1		3	24
2	Bactérias (<i>E. coli</i> e <i>S. Senftenberg</i>)	15	37
3		3	
4		15	
5	Vírus (PCV2, MS2 e PhiX- 174)	3	24
6		15	37
7		3	
8		15	

2.3.1 Análise microbiológica

Para a quantificação de *E. coli* e *S. Senftenberg* durante os experimentos foram coletados 6 mL (fração líquida e sólida) e submetidos à diluição seriada na base logarítmica. Subsequente às células de *E. coli* presentes em 1 mL de cada diluição foram semeadas por profundidade em Agar Chromocult® (Merck, Germany), com incubação a 37 °C por 24 h. A contagem de colônias típicas foi realizada conforme orientação do fabricante, sendo expresso em Unidades formadoras de colônias (UFC). As células de *S. Senftenberg* foram quantificadas utilizando-se ágar de desoxicolato-lisina-xilose (Merck, Germany), conforme descrito por Magri, Philippi e Vinnerås (2013), e expresso em UFC. O MS2 foi enumerado, segundo a norma ISO 10705-1 (ISO, 1995), em Unidade formadora de placa (UFP), após 16±2h de incubação a 37 °C das placas contendo as amostras avaliadas. PhiX-174 foi quantificado em *E. coli* ATCC 13706, pelo método ágar de dupla camada conforme a ISO 10705-2 (ISO, 2000), sendo contabilizado pela contagem de (UFP).

Para a quantificação dos genomas virais de PCV2, os ácidos nucleicos totais foram extraídos usando o kit comercial, QIAmpMinElute®Virus Spin Kit (Qiagen®), segundo recomendações do fabricante As reações de qPCR foram realizadas como descrito por Opriessing et al. (2003) sendo expresso em cópias genômicas (CG).

2.4 Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o *software* R. Valores de $p < 0,05$ foram considerados diferentes estatisticamente (GOMES, 2009).

O coeficiente de inativação diário (k) e o tempo necessário para a redução de 1 Log_{10} dos micro-organismos modelo ($T_{90} = 1/k$) foram calculados de acordo com Ottoson, Schnürer e Vinnerås. (2008) e Fongaro (2016), considerando as curvas de regressão linear (sempre que houve ajuste com $r^2 \geq 0,75$), geradas pelo *software Microsoft Excel*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Potencial bioquímico de biogás

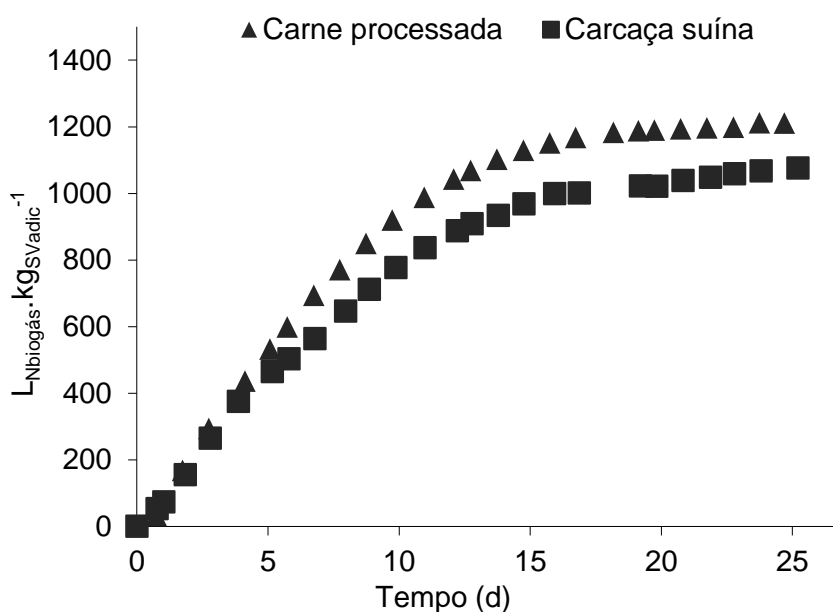
As características físico-químicas dos substratos e as relações carcaça/dejeto estudadas são apresentadas na Tabela 2. As amostras de carne processada e carcaça suína apresentaram, respectivamente, 40% e 49,9% de sólidos voláteis, 16,7% e 11,7% de proteínas e 25,7% e 38,3% de gordura. Essas características sugerem que a carcaça animal é um excelente substrato para a digestão anaeróbia (RAJAGOPAL; MASSÉ; SAADY, 2014).

Tabela 2 Caracterização das amostras de carne processada, carcaça suína, dejetos suínos e das relações carcaça/dejeto estudadas

Amostra	ST (% m.m ⁻¹)	SV (% m.m ⁻¹)	pH	Nitrogênio amoniaco total (N-NH ₃ mg.L ⁻¹)	Proteínas (%)	Gorduras (%)	Relação C/N
Carne processada	42,5	40,0	5,93	-	15,8	24,2	9,2
Carcaça suína	51,7	49,9	6,10	-	11,7	38,3	18,5
Dejeto suíno 1	2,1	1,5	7,49	1006	-	-	-
Dejeto suíno 2	5,7	4,3	7,63	1401	-	-	-
Experimento A - Relação carcaça/ dejetos (kg _{carcaça} .m ⁻³ _{dejetos})							
3	2,2	1,6	7,88	1467	-	-	-
7,5	2,4	1,8	7,88	1505	-	-	-
15	2,7	2,1	7,85	1526	-	-	-
Experimento B - Relação carcaça/ dejetos (kg _{carcaça} .m ⁻³ _{dejetos})							
3	5,8	4,4	7,63	1411	-	-	-
7,5	5,9	4,6	7,67	1613	-	-	-
15	6,4	5,0	7,70	1686	-	-	-

Nota: Exp. A: Carne processada e dejetos suínos 1. Exp. B: Carcaça suína e dejetos suínos 2.

Os resultados dos testes de PBB das amostras estudadas são apresentados na Tabela 3 e as cinéticas de degradação da amostra de carne processada e de carcaça estão expressas na Figura 1. O PBB das amostras de carne processada e de carcaça suína não apresentaram diferença significativa pelo teste de Tukey, apresentando um potencial de $1211 \pm 37 \text{ L}_{\text{Nbiogás}} \cdot \text{kg}_{\text{SVadico}}^{-1}$ e $1076 \pm 48 \text{ L}_{\text{Nbiogás}} \cdot \text{kg}_{\text{SVadico}}^{-1}$, respectivamente. A velocidade máxima de degradação ocorreu entre o 2º e 3º dia de incubação, sendo de $145 \text{ L}_{\text{N}} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{kg}_{\text{SVadico}}^{-1}$ e $130 \text{ L}_{\text{N}} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{kg}_{\text{SVadico}}^{-1}$, para a carne processada e carcaça suína, respectivamente. Esses dados da cinética da degradação das amostras reforçam a similaridade de ambas.

**Figura 1** Média do Potencial Bioquímico de Biogás das amostras: carne processada e carcaça suína.

As amostras de dejetos suínos 1 e 2 apresentaram uma produção de biogás de $203 \pm 12 \text{ L}_{\text{Nbiogás}} \cdot \text{kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ e $218 \pm 8 \text{ L}_{\text{Nbiogás}} \cdot \text{kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, não apresentando diferença significativa entre si. A carcaça animal obteve uma produção de biogás 6 vezes superior ao dejetos suínos, sendo observada também uma maior composição de metano.

Os testes do PBB (Tabela 3) demonstram aumento da produção de biogás/metano com o aumento da relação de carne processada ou carcaça suína no dejetos. Quando a codigestão foi realizada com carne processada (Exp. A), observou-se um aumento de 15, 55 e 117% na produção de biogás com a adição de $3 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$, $7,5 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$ e $15 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$, respectivamente. Já para a codigestão com carcaça suínas (Exp. B), os aumentos foram de 52, 95 e 119%, para as mesmas relações. Esse fenômeno é atribuído às concentrações de proteínas e lipídios presentes na carne processada e na carcaça suína (Tabela 2).

Os resultados estão de acordo com os relatados por Luste et al. (2012), que apontaram um aumento de 30% na produção de metano com a adição de subprodutos da indústria animal, em relação à produção do dejetos de bovinos leiteiros. Pitk et al. (2014) demonstraram um aumento em até 3,5 vezes na produção de biogás de dejetos bovino com a adição de resíduos sólidos ricos em proteínas (35,8% a 37,3% dos ST) e lipídeos (14,4% a 99,6% dos ST) provindos de abatedouros. O mesmo foi reportado por Rodríguez-Abalde, Flotats e Fernández (2016), que a adição de efluentes de abatedouros e glicerina incrementaram a produção de metano em 2,9 vezes em relação ao dejetos suínos.

Simulando mortes catastróficas, Rajagopal, Massé e Saady (2014) investigaram a adição $117 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$, $233 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$ e $467 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$ em reatores SBR (Reator em batelada sequencial) operados com dejetos suínos a $24,5^{\circ}\text{C}$. Os resultados indicaram que houve acúmulo de ácido propiônico e inibições por amônia livre já na menor relação estudada, fato atribuído à lenta degradação dos lipídios presentes na carcaça suína.

Tabela 3 Média do potencial bioquímico de biogás (PBB), desvio padrão e concentração de CH_4 das amostras estudadas

Amostra	PBB ($L_{Nbiogás} \cdot kg_{SVadic}^{-1}$)	Desvio padrão	CH ₄ (%)
Carne processada	1211	37	58
Carcaça suína	1098	48	56
Dejeto suíno 1	203	12	44
Dejeto suíno 2	218	8	53
Experimento A - Relação carcaça/ dejeto ($kg_{carcaça} \cdot m^{-3}_{dejeto}$)			
3	232	7	44
7,5	315	18	46
15	442	11	54
Experimento B - Relação carcaça/ dejeto ($kg_{carcaça} \cdot m^{-3}_{dejeto}$)			
3	352	53	55
7,5	436	20	55
15	475	3	56

Notas: Exp. A: Carne processada e dejeto suíno 1. Exp. B: Carcaça suína e dejeto suíno 2.
* Acompanhamento da cinética de degradação descrito no Apêndice A.

3.2 Inativação de patógenos

Os resultados de decaimento das bactérias e dos vírus durante a codigestão anaeróbia são apresentados na Figura 2.

3.2.1 Inativação de micro-organismos modelo durante a codigestão a 24 °C

Os resultados dos experimentos conduzidos demonstram que a *E. coli* a 24 °C não foi mais detectada após 31 dias e 25 dias, para as relações $3 kg_{carcaça} \cdot m^{-3}_{dejeto}$ e $15 kg_{carcaça} \cdot m^{-3}_{dejeto}$, respectivamente (Figura 2A). Já a *S. Senftenberg* não foi detectada após 10 dias para as duas relações de carcaça suína/ dejeto suíno estudadas (Figura 2B). Viancelli et al. (2013) e Fongaro et al. (2014) identificaram micro-organismos bioindicadores (*E. coli*, *Salmonella sp.*, PCV2, Adenovírus Porcinos (PA_{AdV}), Rotavírus A (RVA)) em reatores contínuos sem sistema de aquecimento, posterior à digestão anaeróbia de dejetos suínos, demonstrando que nestas condições não ocorre uma inativação total de patógenos. Pandey et al. (2015) demonstraram que na digestão anaeróbia a 25°C de dejeto bovino são necessários, aproximadamente, 60 dias para a inativação de *E. coli*.

O PhiX -174 durante a codigestão a 24 °C não apresentou tendência de decaimento durante os primeiros 30 dias, já o modelo MS2 mostrou-se mais sensível que o PhiX- 174, inativando entre 1 e 1,5 log₁₀ a 24 °C; no mesmo período, para o PCV2 ocorreu uma redução de, aproximadamente, 2,9 log₁₀ para as duas relações de carcaça suína e dejeto suíno.

3.2.2 Inativação de micro-organismos modelo durante a codigestão a 37 °C

Nos reatores a 37°C e relação de 3 kg_{carcaça}·m⁻³_{dejetos}, a *E.coli* não foi detectada após 10 dias e na relação 15 kg_{carcaça}·m⁻³_{dejetos} após 8 dias. Já a cinética de inativação da *S. Senftenberg* não variou com a diferença de temperatura (24 e 37 °C) e com o aumento da relação de carcaça e dejetos (3 kg_{carcaça}·m⁻³_{dejetos} e 15 kg_{carcaça}·m⁻³_{dejetos}), não sendo detectada após 10 dias.

Quanto ao comportamento dos vírus, o PCV2 a 37 °C não foi detectado após o 30º dia (para as duas relações de carcaça/dejetos suíno), enquanto que, no mesmo período, o bacteriófago PhiX -174 obteve uma redução de, aproximadamente, 1,8 log₁₀ para as duas relações. O bacteriófago MS2 se mostrou mais sensível que o PhiX- 174, também a 37 °C, inativando de 2 log₁₀ a 3 log₁₀. Ziembra e Peccia (2011) obtiveram uma redução de apenas 0,7 log do bacteriófago MS2 após 15 dias de operação em reator do tipo batelada em condições mesofílicas, relatando a resistência deste indicador ao processo de digestão anaeróbia.

De acordo com Pandey e Soupir (2011) e Franke-Whittle e Insam (2013), a temperatura é o principal fator de influência na inativação de patógenos durante a digestão anaeróbia. O aumento da temperatura pode causar desnaturação das proteínas na membrana celular, tornando-a mais permeável e permitindo a difusão de compostos no citoplasma (AITKEN et al., 2005; ZIEMBA; PECCIA, 2011), quanto maior a temperatura em que é realizada a digestão anaeróbia menor é o tempo necessário para a inativação de patógenos (SCAGLIA et al., 2014; CHEN et al., 2016).

Pandey et al. (2016) estudaram a inativação de *E. coli* e *S. Typhimurium* durante a digestão anaeróbia mesofílica de dejetos bovino e os resultados demonstraram que são necessários, aproximadamente, 80 dias para a inativação total da *E. coli* e 30 a 35 dias para a *S. Typhimurium*. Já Scaglia et al. (2014) estudaram a inativação de *E.coli* e *Salmonella* sp. durante a digestão anaeróbia de lodos de esgoto, reportando que são necessários 60 dias para a inativação a 20 °C e 6 dias para 35 e 55 °C. Sendo que a matriz do substrato pode influenciar no tempo necessário para a inativação dos patógenos entéricos (SMITH et al., 2005; AVERY et al., 2014).

Os resultados demonstram uma maior resistência dos bacteriófagos comparados com os outros micro-organismos modelo, em seus respectivos tratamentos. O mesmo foi apontado por Mohaibes e Tanski (2012) e Jofre et al. (2016), assim, os bacteriófagos podem subestimar a eficiência dos sistemas de tratamento (BERTRAND et al., 2012).

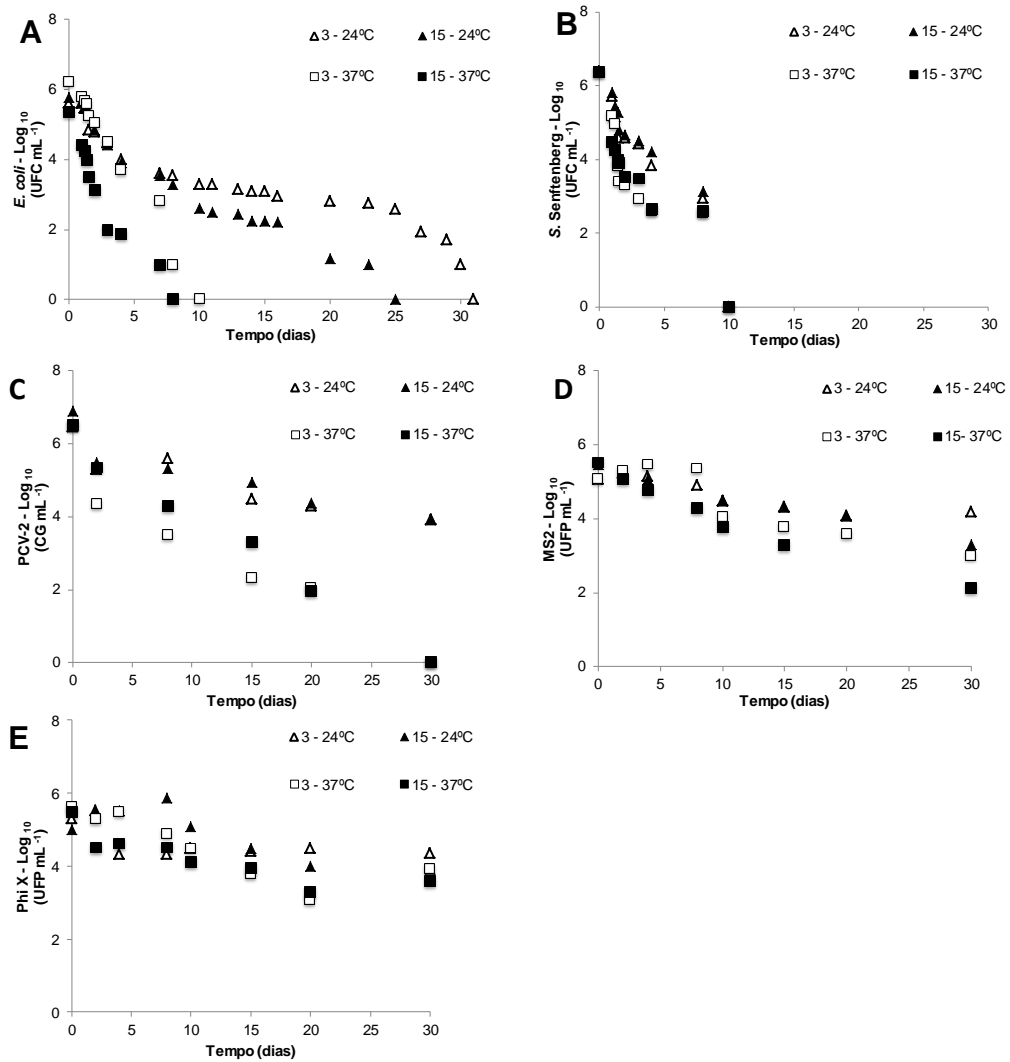


Figura 2 Perfil cinético de inativação de *E. coli* (A), *S. Senftenberg* (B), PCV2 (C), MS2 (D) e PhiX-174 (E), durante a codigestão de dejetos suínos e carcaça suína em função do tempo.

Nota: 3 e 15 representam $3\text{kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$ e $15\text{kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejetos}}$, respectivamente.

3.3 Inativação de 90% dos micro-organismos modelo, durante a codigestão anaeróbia

A partir dos resultados do perfil de inativação dos micro-organismos modelo a diferentes temperaturas, durante a codigestão de carcaça suína e dejetos suínos, foi possível estimar o tempo necessário para 90% de inativação (T_{90}) de bactérias e vírus. Os resultados ajustados por regressão linear e utilizando como *cutoff* $r^2 \geq 0,75$. O T_{90} , e o coeficiente de inativação ($-k$) estão apresentados na Tabela 4.

Comparando-se os valores de k entre os patógenos, considerando seus respectivos tratamentos, PCV2, MS2 e PhiX-174 foram significativamente mais estáveis que, *S. Senftenberg* e *E. coli*.

Para o T_{90} dos micro-organismos a 24 °C obteve-se a seguinte escala de inativação: *S. Senftenberg* (2 dias) > *E. coli* (3 dias) > PCV2 (16,5 a 17 dias) > MS2 (15,7 a 23,7 dias) > PhiX-174 (não apresentou tendência de decaimento durante os 30 dias). Já para 37 °C a escala apresenta-se como sendo a *E.coli* mais sensível que a *S. Senftenberg*: *E. coli* (1,6 dias) > *S. Senftenberg* (2,5 dias) > PCV2 (5,2 a 6,6 dias) > MS2 (9,5 a 10,7 dias) > PhiX-174 (7,5 a 11 dias).

Os valores de T_{90} para *E.coli*, *S. Senftenberg* e PCV2 foram semelhantes para as relações carcaça/dejeto estudadas, em seus respectivos tratamentos, sugerindo que a quantidade de carcaça adicionada por m³ de dejeto não influencia no tempo necessário para inativação de 90% dos micro-organismos entéricos.

Nos processos de tratamento a escolha dos micro-organismos é muito importante para determinação da eficiência. Os bacteriófagos são considerados modelos altamente resistentes, sendo que sua inativação garante o sucesso total dos tratamentos de higienização e sanitização (JOFRE et al., 2016, HARTARD et al., 2015). No entanto, devido a essa alta resistência, os fagos podem subestimar a eficiência dos processos (BERTRAND et al., 2012). Assim, a escolha dos bioindicadores está diretamente ligada ao uso final do digestato, sendo imprescindível a utilização de marcador viral.

Considerando a legislação brasileira sobre disposição de lodo de esgoto, é necessário que a concentração de agentes patogênicos presentes no material seja inferior a $3 \log_{10}$ NMP/gST para coliformes termotolerantes, <0,25 UFP/g ST para vírus e ausência de *Salmonella* (CONAMA, 2006). Para utilização do efluente produzido durante a digestão anaeróbia como fertilizante, é imprescindível que a segurança sanitária seja garantida (RESENDE et al., 2014). Considerando a natureza da carcaça suína (ZHONG, HUANG, WU, 2017) e as taxas de inativação de agentes patogênicos, durante a codigestão anaeróbia em sistema sem aquecimento e em temperaturas mesofílicas, são necessários passos adicionais, por exemplo, o tratamento térmico (HARRIS; MCCABE, 2015).

De acordo com a legislação Europeia, os subprodutos animais possuem diferentes categorias e, assim, os tratamentos exigidos são dependentes da categoria. As carcaças suínas classificam-se na categoria 2, subprodutos animais de alto risco (animais doentes, dejeto e conteúdo do aparelho digestivo) não podem ser utilizados como matéria-prima em plantas de biogás, a não ser que tenham sido primeiro submetidos a tratamento térmico (133°C, 300 kPa por 20 min) (EC, 2002, HEJNFET; ANGELIDAKI, 2009).

Tabela 4 Valor do T90, do -k e coeficiente de correlação (R²) dos patógenos estudados durante a codigestão de carcaça suína e dejetos suínos

	T °C	<i>E. coli</i>			<i>S. Senftenberg</i>			PCV2			PhiX - 174			MS2		
		-k (dias)	T ₉₀	R ²	-k (dias)	T ₉₀	R ²	-k (dias)	T ₉₀	R ²	-k (dias)	T ₉₀	R ²	-k (dias)	T ₉₀	R ²
3kgcarcaça.m ⁻³ dejeto	24	0,3310	3,0	0,8452	0,48510	2,0	0,8856	0,0600	16,5	0,8349	STD	STD	STD	0,0422	23,7	0,7741
	37	0,6200	1,6	0,9761	0,40920	2,5	0,7652	0,1518	6,6	0,9842	0,1350	7,5	0,9700	0,0936	10,7	0,8427
15kgcarcaça.m ⁻³ dejeto	24	0,3184	3,1	0,9407	0,50900	2,0	0,8893	0,0587	17,0	0,9828	STD	STD	STD	0,0635	15,7	0,7965
	37	0,5692	1,7	0,9156	0,39020	2,6	0,8616	0,1924	5,2	0,9856	0,0903	11,0	0,9376	0,1050	9,5	0,9664

Notas: -k: coeficiente de inativação diário;

T₉₀: tempo necessário para inativação de 90% dos micro-organismos;

R²: coeficiente de correlação;

STD: Sem tendência de decaimento durante os primeiros 30 dias.

4 CONCLUSÕES

Considerando os objetivos traçados e os resultados alcançados, pode concluir que:

- o teste PBB da carcaça suína resultou em uma produção de 1076 ± 48 $L_{\text{Nbiogás}} \cdot \text{kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$, o que representa um potencial elevado de energia renovável a partir desse tipo de resíduo;

- a codigestão de dejetos suíno e da carcaça suína resultam em um aumento na produção de biogás em comparação com a monodigestão do dejetos suíno (de 15% a 119%).

- os resultados de inativação sugerem que, durante a codigestão a 37 °C, ocorre uma redução de patógenos maior que o mesmo processo a 24 °C.

Em biodigestores sem sistema de aquecimento e em temperaturas mesofílicas, recomenda-se a utilização de processo de pré-tratamento, a fim de garantir a biossegurança.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL - ABPA. **Relatório anual 2015**, São Paulo. 2016.

AITKEN, M. D.; SOBSEY, M. D.; BLAETH, K. E.; SHEHEE, M.; CRUNK, P. L.; WALTERS, G. W. Inactivation of *Ascaris suum* and Poliovirus in Biosolids under Thermophilic Anaerobic Digestion Conditions. **Environmental Science & Technology**, v. 39, p. 5804-5809. 2005.

AVERY, L. M. ANCHANG, K. Y.; TUMSWEIGE, V.; STRACHAN, N.; GOUDE, P. J. Potential for Pathogen reduction in anaerobic digestion and biogas generation in sub-Saharan Africa. **Biomass and Bioenergy**, v. 74, p.112-124, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 22st. Ed. Washington: Apha, 2012.

BAYR, S. RANTANEN, M. KAPARAJU, P. RINTALA, J. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes. **Bioresource Technology**. v. 104, p. 28 -36. 2012.

BÉLINE, F.; RODRIGUEZ-MENDEZ, R.; GIRAULT, R.; LE BIHAN, Y.; LESSARD, P. Comparison of existing models to simulate anaerobic digestion of lipid-rich waste. **Bioresource Technology**, v. 226, p. 99-107. 2017.

BERGE, A. C.; GLANVILLE, T. D.; MILLNER, P. D.; KLINBORG, D. J. Methods and microbial risks associated with composting of animal carcasses in the United States. **Agricultural and Biosystems Engineering**. v. 234. p. 47-56, 2009.

BERTRAND, I.; SCHIJVEN, J.F.; SÁNCHEZ, G.; WYN-JONES, P.; OTTOSON, J.; MORIN, T.; MUSCILLO, M.; VERANI, M.; NASSER, A.; DE ROSA HUSMAN, A.M.; MYRMEL, M.; SELLWOOD, J.; COOK, N.; GANTZER, C. The impact of the temperature on the inactivation of enteric viruses in food and water: a review. **J. Appl. Microbiol.**, v. 112, p.1-16, 2012.

CHEN, L.; JIAN, S.; BI, J.; LI, Y.; CHANG, Z.; HE, J.; YE, X. Anaerobic digestion in mesophilic and room temperature conditions: Digestion performance and soil-borne pathogen survival. **Journal of Environmental Science**, v. 43, p. 224-233. 2016.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução 375**, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, DF: República Federativa do Brasil; Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>. Acesso em: 08/12/2016.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG - DIN. **DIN 38414-8**. German standard methods for the examination of waste, waste water and sludge. Sludge and sediments (group S). Determination of the amenability to anaerobic digestion (S 8). June 1985.

EUROPEAN PARLIAMENT AND COUNCIL. **Regulation (EC) N° 1774, 2002 of the European Parliament and of the Council of 3 October 2002 laying down health rules concerning animal by-products not intended for human consumption**. Official Journal 10 Oct. 2002. L273.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Environmental performance of pig supply chains**. 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-bl094e.pdf>. Acesso em: 05/12/2016.

FONGARO, G. Higienização de dejetos suínolas visando reciclo agrícola sanitariamente seguro. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Biociências, Florianópolis, 2016.

FONGARO, G.; VIANCELLI, A.; MAGRI, M.E.; ELMAHDY, E. M. BIESUS, L. L.; KICH, J. D.; KUNZ, A.; BARARDI, C.R.M. Utility of specific biomarkers to assess safety of swine manure for biofertilizing purposes. **Science of the Total Environment**, v. 479-480, n. 1, p. 277–283, 2014.

FRANKE-WHITTLE, I.; INSAM, H. Treatment alternatives of slaughterhouse wastes, and their effect on the inactivation of different pathogens: A review. **Critical review in Microbiology**, v. 39, p. 139-151, 2013.

FRANZO, G.; CORTEY, M.; OLVERA, A.; NOVOSEL, D.; CASTRO, A. M. M. G; BIAGNINI, P.; SEGALÉS, J.; DRIGO, M. Revisiting the taxonomical classification of porcine circovirus type 2 (PCV2): still a real challenge. **Virology Journal** v. 12, n. 131, 2015.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE - FATMA. **Instrução Normativa IN-11**. Outubro 2014. Portaria Intersectorial nº 01/04, de 14.11.2014. FATMA, Florianópolis [online] Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/instrucoes-normativas>. Acesso em: 10/12/2016.

GWYTHER, C. L; WILLIAMS, A. P; GOLYSHIN, P. N; EDWARDS-JONES, G; JONES, D. L. The environmental and biosecurity characteristics of livestock carcass disposal methods: A review. **Waste Management**, v. 31, n. 4, p. 767–778, 2011.

HAGOS, K.; ZONG, J.; LI, D.; LIU, C.; LU, X. Anaerobic-process for biogas production: Process, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. In Press, Corrected Proof — Note to users 2017

HARRIS, P. W.; MCCABE, B.K. Review of pre-treatments used in anaerobic digestion and their potential application in high-fat cattle slaughterhouse wastewater. **Applied Energy**, v. 155, p.560-575. 2015

HARTARD C, RIVET R, BANAS S, GANTZER C. Occurrence of and sequence variation among F-specific RNA bacteriophage subgroups in feces and wastewater of urban and animal origins. **Appl Environ Microbiol**, v. 81, p. 6505-6515, 2015.

HEJNFELT, A.; ANGELIDAKI, I. Anaerobic digestion of slaughterhouse e by-productos. **Biomass and Bioenergy**, 33. p. 1046-1054. 2009.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO. ISO 10715-2. **Water Quality** – Detection and enumeration of bacteriophages – Parte 2 - Enumeration of somatic coliphages. mar. 2000. 16 p.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION – ISO. ISO 10705-1. **Water Quality** – Detection and enumeration of bacteriophages -- Part 1: Enumeration of F-specific RNA bacteriophages. 1995.

JOFRE, J.; LUCENA, F.; BLANCH. A. R.; MUNIESA, M. Coliphages as model organisms in the characterization and management of water resources. **Water**, v. 8, n. 199, 2016.

KICH, J. D.; COLDEBELLA, A.; MORÉS, N.; NOGUEIRA, M. G.; CARDOSO, M.; FRATAMICO, P. M.; CALL, J. E.; FEDORKA-CRAY, P.; LUCHANSKY, J. B. Prevalence, distribution, and molecular characterization of Salmonella recovered from swine finishing herds and a slaughter facility in Santa Catarina, Brazil. **International Journal of Food Microbiology**, v. 151, n. 3, p. 307–313, 2011.

KIM, G.; PRAMANIK,S. Biosecurity procedures for the environmental management of carcasses burial sites in Korea. **Environ. Geochem Health.**, v. 38, n.6, p. 1229-1240, 2016.

KIM, H. B.; ISAACSON, R. E. Salmonella in swine: microbiota interactions. **Annu. Rev. Anim. Biosci.**, v. 5, p.43-63, 2017.

KUNZ, A.; STEINMTZ, R.; RAMME, M.; COLDEBELLA, A.; Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 1815-1818. 2009.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DAMASCENO, S.; COLDEBELA, A. Nitrogen removal from swine wastewater by combining treated effluent with raw manure. **Scientia Agricola**, v. 69, p. 352–356. 2012.

LEE, J.; KOO, T.; HAN, G.; SHIN, S. G.; HWANG, S. Anaerobic digestion of cattle offal: protein and lipid-rich substrate degradation and population dynamics of acidogens and methanogens. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 38, n. 12, p. 2349–2360, 2015.

LI, S.; SONG, W.; ZHOU, Y.; TANG, Y.; GAO, Y.; MIAO, Z. Spread of extended-spectrum beta-lactamase-producing Escherichia coli from a swine farm to the receiving river. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 17, p. 13033–13037, 2015.

LUSTE, S.; TANSKI, H. H.; LUOSTARINEN, S. **Co-digestion of dairy cattle slurry and industrial meat-processing by-products- Effect of ultrasound and hygienization pre-treatments**. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 195-201. 2012.

MACHADO, G. Estratégias de descarte de matrizes e reposição de plantéis. *In: Produção de suínos: teoria e prática*. Brasília, DF: Associação Brasileira de Criadores de Suínos. 2014. p 908.

MAGRI, M. E, PHILIPPI, L.S; VINNERÅS, B. Inactivation of pathogens in feces by desiccation and urea treatment for application in urine-diverting dry toilets. **Applied and Environmental Microbiology**. v. 79, n. 7, p. 2156–2163, 2013.

MANYI-LO, C. E.; MAMPHWELI, S.N.; MEYER, E. L.; OKOH, A. I.; MAKAKA,G.; SIMON, M. Microbial Anaerobic Digestion (Bio-Digesters) as an Approach to the Decontamination of Animal Wastes in Pollution Control and the Generation of Renewable Energy. **Int. J. Environ. Res. Public Health**. v. 10, v. 9, p. 4390-4417, 2013.

MATA-ALVARÉZ, J.; DOSTA, L.; ROMERO-GÜIZA, 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.

MOHAIBES, M.; HEINONEN-TANSKI, H. Effect of temperature on survival of micro-organisms and performance of anaerobic two-stage reactors treating cattle slurry. **Environmental Technology**, v. 33, p. 573-578. 2012.

OPRIESSNIG, T., YU, S., GALLUP, J.M., EVANS R.B., FENAUX, M., PALLARES, F., THACKER, E.L. Effect of vaccination with selective bacterins on conventional pigs infected with type 2 porcine circovirus. **Vet Pat**, v. 40, p. 521-5299, 2003.

OTTOSON, J. R., SCHNÜRER, A., E VINNERÅS, B. In situ ammonia production as a sanitation agent during anaerobic digestion at mesophilic temperature. **Letters in applied microbiology**, v. 46, n. 3, p. 325-330. 2008.

PANDEY, P. K.; SOUPIR M. L. Escherichia coli inactivation kinetics in anaerobic digestion of dairy manure under moderate, mesophilic and thermophilic temperatures. **AMB express**. v. 1, n. 18, 2011.

PANDEY, P. K.; BISWAS, S.; VADELLA, V. K.; SOUPIR, M. L. Escherichia coli persistence kinetics in dairy manure at moderate, mesophilic and thermophilic temperatures under aerobic and anaerobic environments. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 38, p. 457-467, 2015.

PANDEY, P. K.; CAO, W.; WANG , Y.; VADELLA, V.; CASTILLO, A. R.; SOUZA, A.; RIO, N. Simulating the effects of mesophilic anaerobic and aerobic digestions, lagoon system, and composting on pathogen inactivation. **Ecological Engineering**, v. 97, p. 633-641, 2016.

GOMES, F. P. **Curso de estatística experimental**. 15. ed. Piracicaba: FEALQ, 2009. 451 p.

PITK, P.; PALTSI, J.; KAPARAJU, P.; FERNÁNDEZ, B.; VILU, B. Mesophilic co-digestion of dairy manure and lipid rich solid slaughterhouse wastes: process efficiency, limitations and floating granules formation. **Bioresourcetechnology**, v. 166, p. 168-177, 2014.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D.I., SAADY, N. M. C. Low-temperature anaerobic co-digestion of swine carcass and swine manure: impact of high swine carcass loading rate. **Transactions of the ASABE**, v. 57, n. 6, p. 1811–1816, 2014.

RAMIREZ, A.; ZAABEL, P. **Swine biological risk management**. Veterinary Diagnostic and Production Animal. Iowa State Univerity, 2012.

RESENDE, J. A.; SILVA, V. L.; OLIVEIRA, T. L. R.; FORTUNATO, S. O.; CARNEIRO, J. C.; OTENIO, M. H.; DINIZ, C. G. Prevalence and persistence of potentially pathogenic and antibiotic resistant bacteria during anaerobic digestion treatment of cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 153, p. 284-291, 2014.

RODRÍGUEZ-ABALDE, A.; FLOTATS, X.; FERNÁNDEZ, B. Optimization of the anaerobic co-digestion of pasteurized slaughterhouse waste, pig slurry and glycerine. **Waste Management**, v. 61, p. 521-528, 2016.

SCLAGLIA, B., IMPORZANO, G. D.; GARUTI, G. NEGRI, M.; ADANI, F. Sanitation ability of anaerobic digestion performed at different temperature on sewage sludge. **Science of Total Environment**, v. 466-467, p. 888-897, 2014.

SMITH, S. R.; LANG, N.L.; CHEUNG, K. H.M; SPANOUDAKI, K. Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes. **Waste Management**, 2005.

STEINMETZ, R. L. R.; MEZARRI, M. P.; SILVA, M. L. B.; KUNZ, A.; AMARAL, A., C.; TÁPPARO, D .C.; SOARES, H. M. Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 21-28, 2016.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE - VDI. **Fermentation of organic materials**. Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. VDI 4630. Düsseldorf, Germany: The Association of German Engineers, 2006. 92 p.

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

ZIEMBA, C.; PECCIA, J.; Net energy production associated with pathogen inactivation during mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge. **Water Research**, v. 45, p. 4758- 4768, 2011.

ZHANG, Z.; JI, J. Waste pig carcasses as a renewable resource for production of biofuels. **Acs Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 3, n. 2, p. 204–209, 2015.

ZHANG, L.; ZHANG, K.; GAO, W.; ZHAI, Z.; LIANG, J.; DU, L.; FENG, X. Influence of Temperatura and pH on Methanogenic Digestion in two-pase Anaerobic Co-digestion of pig manure with Maize Straw. **Jornal of Residuals Science & Technonology**, v. 13, p. 27-32, 2016.

ZHONG, Y.; HUANG, Z.; WU, L. Identifying factors influencing the safety and quality related behaviors of pig farmers in China. **Food Control**, v. 73, p. 1532-1540, 2017.

APÊNDICE

APÊNDICE A Potencial Bioquímico de Biogás das amostras de dejetos suíno e relações carcaça/dejeto estudadas

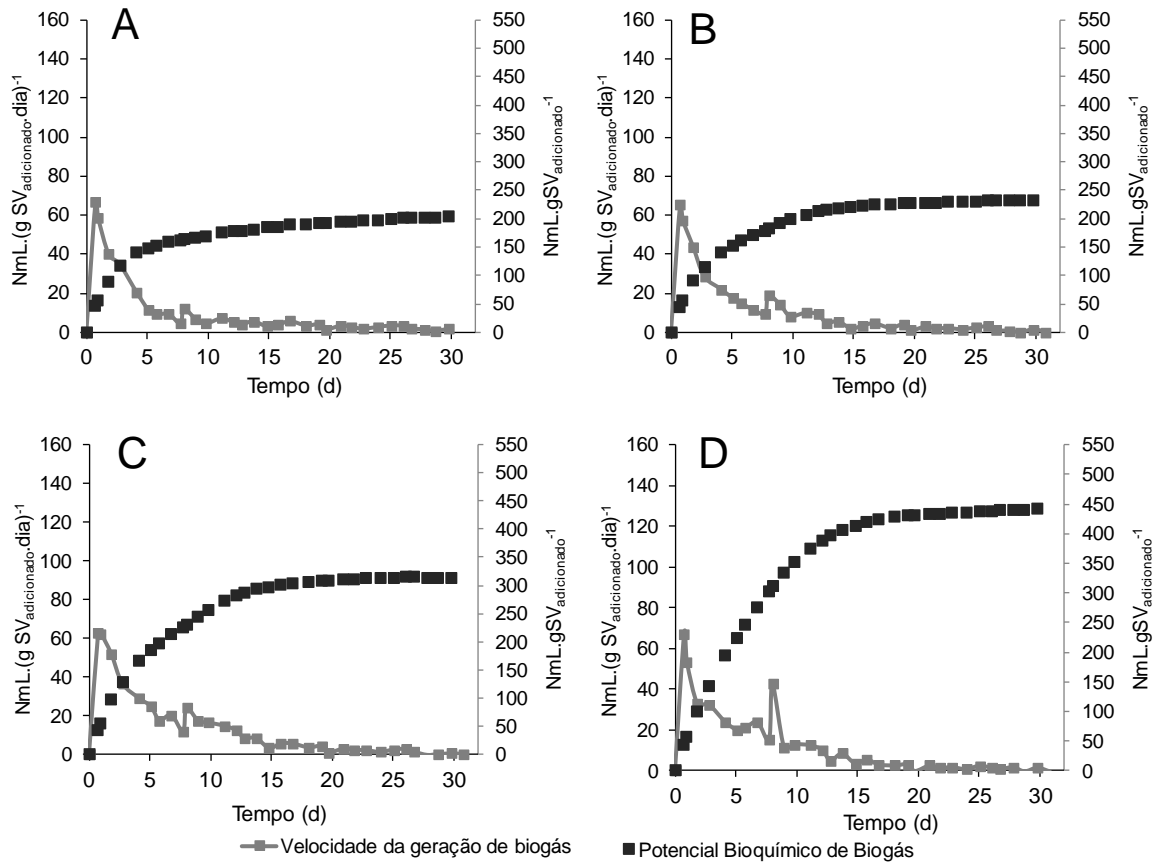


Figura 1 Média do potencial bioquímico de biogás e velocidade de geração de biogás, das amostras com carne processada e dejetos suíno 1 (A) nas relações 3 kg.m^{-3} (B), $7,5 \text{ kg.m}^{-3}$ (C) e 15 kg.m^{-3} (D).

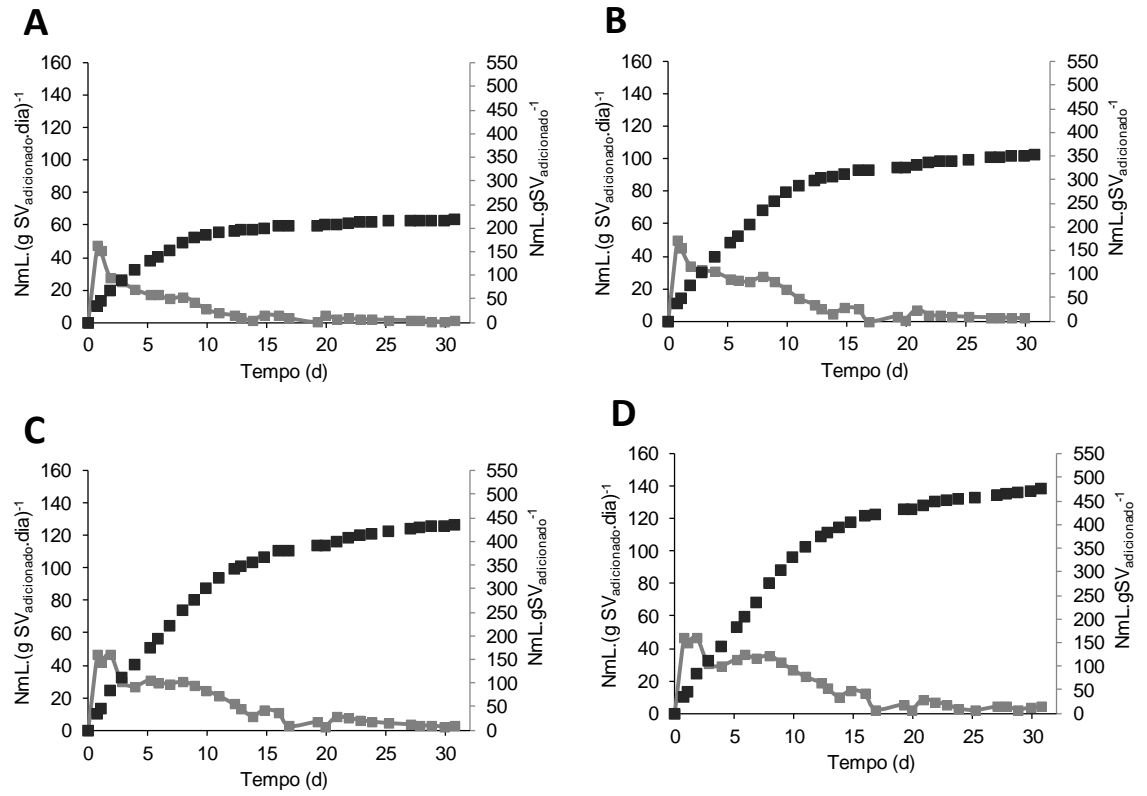


Figura 2 Média do Potencial Bioquímico de Biogás e Velocidade de geração de biogás das amostras com carcaça suína e dejetos suínos 2 (A) nas relações 3 kg.m⁻³ (B), 7,5 kg.m⁻³ (C) e 15 kg.m⁻³ (D).