

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO
MESTRADO PROFISSIONAL DE ENGENHARIA APLICADA E
SUSTENTABILIDADE DO CAMPUS RIO VERDE-GO

EFICIÊNCIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE
BIODIGESTORES EM GRANJA DE SUÍNOS EM
TERMINAÇÃO DE RIO VERDE – GOIÁS

Aluno: Kenedy Vieira dos Reis
Orientador: Prof. Dr. Carlos Frederico de Souza Castro

RIO VERDE-GO
2019

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM
ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE

EFICIÊNCIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE
BIODIGESTORES EM GRANJA DE SUÍNOS EM
TERMINAÇÃO DE RIO VERDE – GOIÁS

Autor: Kenedy Vieira dos Reis
Orientador: Prof. Dr. Carlos Frederico de Souza Castro

Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE, do Programa de Pós-Graduação – *Stricto Sensu* em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde - Área de concentração (Engenharia Aplicada e Sustentabilidade).

RIO VERDE - GO
Agosto – 2019

dR375e dos Reis, Kenedy Vieira
EFICIÊNCIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE BIODIGESTORES
EM GRANJA DE SUÍNOS EM TERMINAÇÃO DE RIO VERDE -
GOIÁS / Kenedy Vieira dos Reis; orientador Carlos
Frederico de Souza Castro; co-orientador Bruno
Botelho Saleh. -- Rio Verde, 2019.
73 p.

Dissertação (em PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO
SENSU EM ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE) --
Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2019.

1. Digestão anaeróbia. 2. Dejetos de suínos. 3.
Biodigestores. 4. FOS/TAC. 5. Sustentabilidade. I.
Castro, Carlos Frederico de Souza, orient. II.
Saleh, Bruno Botelho, co-orient. III. Título.



INSTITUTO FEDERAL
Goiano

Repositório Institucional do IF Goiano - RIIF Goiano
Sistema Integrado de Bibliotecas

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

Identificação da Produção Técnico-Científica

- | | |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese | <input type="checkbox"/> Artigo Científico |
| <input checked="" type="checkbox"/> Dissertação | <input type="checkbox"/> Capítulo de Livro |
| <input type="checkbox"/> Monografia – Especialização | <input type="checkbox"/> Livro |
| <input type="checkbox"/> TCC - Graduação | <input type="checkbox"/> Trabalho Apresentado em Evento |
| <input type="checkbox"/> Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____ | |

Nome Completo do Autor: Kenedy Vieira dos Reis
Matrícula: 2017202331440048

Título do Trabalho: EFICIÊNCIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE BIODIGESTORES EM GRANJA DE SUÍNOS EM TERMINAÇÃO DE RIO VERDE - GOIÁS

Restrições de Acesso ao Documento

Documento confidencial: Não Sim, justifique: _____

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 03/12/2019

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não
O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O/A referido/a autor/a declara que:

- o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Rio Verde, 03/12/19
Local Data

Kenedy Vieira dos Reis
Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:

[Assinatura]
Assinatura do(a) orientador(a)



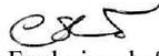
SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO
CAMPUS RIO VERDE - GO
DIRETORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO, PESQUISA E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE

ATA Nº 07 (SETE) BANCA EXAMINADORA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Aos vinte e seis dias do mês de agosto do ano de dois mil e dezenove, às 08:00 (oito horas), reuniram-se os componentes da Banca Examinadora: Prof. Dr. Carlos Frederico de Souza Castro (orientador), Prof. Dr. Edio Damasio da Silva Junior (avaliador interno) e Prof. Dr. Celso Martins Belisário (avaliador externo), sob a presidência do primeiro, em sessão pública realizada na Sala 53 do prédio da Diretoria de Pós-Graduação, Pesquisa e Inovação do IF Goiano – Campus Rio Verde, para procederem a avaliação da defesa de Dissertação, em nível de mestrado, da autoria de **Kenedy Vieira dos Reis**, discente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde. A sessão foi aberta pelo presidente da Banca Examinadora, Prof. Dr. Carlos Frederico de Souza Castro, que fez a apresentação formal dos membros da Banca. A palavra, a seguir, foi concedida ao autor da Dissertação para, em 30 min., proceder à apresentação de seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da banca arguiu o examinado, tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se a avaliação da defesa. Tendo-se em vista as normas que regulamentam o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, e procedida às correções recomendadas, a Dissertação foi APROVADA, considerando-se integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de **MESTRE EM ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE**, na área de concentração Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, pelo Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde. A conclusão do curso dar-se-á quando da entrega na secretaria do PPGEAS da versão definitiva da Dissertação, com as devidas correções. Assim sendo, a defesa perderá a validade, se não cumprida essa condição, em até 60 (sessenta) dias da sua ocorrência. A Banca Examinadora recomendou a publicação dos artigos científicos oriundos dessa Dissertação em periódicos de circulação nacional e/ou internacional, após procedida as modificações sugeridas. Cumpridas as formalidades da pauta, a presidência da mesa encerrou esta sessão de defesa de Dissertação de Mestrado, e para constar, eu, Renata Maria de Miranda Rios Resende, secretária do PPGEAS, lavrei a presente Ata, que, após lida e achada conforme, será assinada pelos membros da Banca Examinadora em cinco vias de igual teor.


Prof. Dr. Edio Damasio da Silva Junior
Avaliador interno
IF Goiano / Rio Verde


Prof. Dr. Celso Martins Belisário
Avaliador externo
IF Goiano / Rio Verde


Prof. Dr. Carlos Frederico de Souza Castro
Presidente da Banca
IF Goiano / Rio Verde

DEDICATÓRIA

Àquele que nunca me deixou e nunca me abandonou (Hebreus 13:13)

AGRADECIMENTOS

A DEUS, por todo amor, graça e bondade em me permitir viver tantas coisas com as quais nunca imaginei que viveria.

À minha família, que tem me amado, amparado e apoiado em cada decisão que tenho tomado. Eles suportam meus medos e me guiam em minhas dúvidas. Um agradecimento mais que especial aos meus pais.

Aos meu orientador, que suportou meus atrasos e ausências, sempre se disponibilizando com paciência e mansidão em solucionar minhas dúvidas. Sem o senhor nada disto seria possível.

Aos professores que permitiram minha construção intelectual com o decorrer do curso, permitindo crescer e aprimorar cada vez mais.

Aos amigos que fiz no PPGEAS, que por mais que tenhamos pouco tempo de convivência, estarão sempre guardados no meu coração.

Ao meu amigo Lucas, que mesmo com a distância se propôs em me ajudar com as figuras do meu projeto.

Aos professores que irão compor a banca, trazendo contribuições valorosas para aperfeiçoamento do presente trabalho.

A Nathália, que sempre me ajudou e incentivou a me tornar uma pessoa melhor.

Muito obrigado a todos.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Kenedy Vieira dos Reis, nascido em 05 de julho de 1994 na cidade de Morrinhos, Goiás. Graduado em Engenharia Ambiental em 2017 no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde. Ingressou no Programa de Mestrado Profissional em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade (PPGEAS) em 2017/2, realizando a defesa de sua dissertação em agosto de 2019.

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABELAS	7
ÍNDICE DE GRÁFICOS	7
ÍNDICE DE FIGURAS	9
LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS, ABREVIACÕES E UNIDADES	10
RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	12
1. INTRODUÇÃO	13
1.1. Relação Homem x Energia.....	13
1.2. A suinocultura e seus impactos	14
1.3. Biogás.....	17
1.3.1. Hidrólise	19
1.3.2. Acidogênese	20
1.3.3. Acetogênese.....	20
1.3.4. Metanogênese	20
1.4. Parâmetros de análise.....	21
1.4.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	21
1.4.2. Demanda Química de Oxigênio.....	22
1.4.3. Temperatura.....	23
1.4.4. Nitrogênio Amoniacal.....	25
1.4.5. Influência do pH	26
1.5. Relação FOS / TAC	28
1.6. Reatores anaeróbios	29
1.6.1. Digestor anaeróbio de cúpula Fixa	30
1.6.2. Digestor anaeróbio de tambor flutuante.....	31
1.6.3. Digestor anaeróbio tubular de polietileno	33
1.7. Produção de biogás no Brasil e no mundo	34
1.8. Estudos para otimização da produção de biogás	34
1.9. Justificativa.....	35
1.10. Referências	36
2. OBJETIVOS.....	45
2.1. Objetivo Geral	45
2.2. Objetivos Específicos.....	45

3. CAPÍTULO 1	46
Resumo	46
Abstract.....	47
3.1. INTRODUÇÃO	48
3.2. MATERIAIS E MÉTODOS	49
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
3.4. CONCLUSÕES	66
REFERÊNCIAS	67

ÍNDICE DE TABELAS

1. INTRODUÇÃO

1.2. A suinocultura e seus impactos

Tabela 1. Produção média diária de dejetos em diferentes fases produtivas de suínos.....15

Tabela 2. Características físico-químicas média dos dejetos líquidos de suínos.....16

3. CAPÍTULO 1

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tabela 1. Temperatura do efluente durante o 1° ciclo de terminação.....55

Tabela 2. Temperatura do efluente durante o 2° ciclo de terminação.....56

Tabela 3. pH do efluente durante o 1° ciclo de terminação.....57

Tabela 4. pH do efluente no 2° ciclo de terminação.....58

Tabela 5. Relação FOS/TAC durante dois ciclos de terminação.....59

Tabela 6. Relação FOS/TAC corrigida após teste de Outlier.....60

Tabela 7. Concentração e eficiência de remoção de DBO na saída do biodigestor 1.....61

Tabela 8. Concentração e eficiência de remoção de DBO na saída do biodigestor 2.....62

Tabela 9. Concentração e eficiência de remoção de DQO na saída do biodigestor 1.....62

Tabela 10. Concentração e eficiência de remoção de DQO na saída do biodigestor 2.....63

Tabela 11. Análise de Variância da eficiência de remoção de DQO em dois ciclos.....63

Tabela 12. Informações de Agrupamento Usando Método de Tukey a 95% de confiança
.....63

Tabela 13. Carga de DQO e volume teórico de biogás gerado no biodigestor 1.....64

Tabela 14. Carga de DQO e volume teórico de biogás gerado no biodigestor 2.....64

Tabela 15. Relação DQO/DBO do efluente bruto.....65

Tabela 16. Concentração e eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal no biodigestor 1.
.....66

Tabela 17. Concentração e eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal no biodigestor 2
.....66

ÍNDICE DE GRÁFICOS

1. INTRODUÇÃO

1.4. Parâmetros de análise

1.4.3. Temperatura

Gráfico 1. Relação Produção de Biogás e Temperatura.....25

3. CAPÍTULO 1

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Gráfico 1. Outlier na saída do biodigestor 1.....59

ÍNDICE DE FIGURAS

1. INTRODUÇÃO

1.3. Biogás

Figura 1. Fases da digestão anaeróbia.....19

1.6. Reatores anaeróbios

1.6.1. Digestor anaeróbio de cúpula Fixa

Figura 2. Digestor anaeróbio de cúpula fixa.....31

1.6.2. Digestor anaeróbio de tambor flutuante

Figura 3. Digestor anaeróbio de tambor flutuante.....32

1.6.3. Digestor anaeróbio tubular de polietileno

Figura 4. Digestor anaeróbio tubular de polietileno.....33

3. CAPÍTULO 1

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

Figura 1. Granja Agropecuária situada na Fazenda Talhado 5 de Março.....50

Figura 2. Sistema anaeróbio para tratamento dos dejetos líquidos dos suínos.....50

LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS, ABREVIACÕES E UNIDADES

Símbolo / Sigla	Significado	Unidade de medida
pH	Potencial hidrogeniônico	-
P	Fósforo	Mg/dm ³
ANOVA	Análise de Variância	-
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo	-
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente	-
DLS	Dejeto líquido suíno	-
%	Porcentagem	-
TWh	Terawatt - hora	-
GW	Gigawatt	-
MWh	Megawatt – hora	-
KWh	Kilowatt – hora	-
m ³	Metros cúbicos	-
N	Nitrogênio	g/m ³
K	Potássio	-
Ca	Cálcio	-
Mg	Magnésio	-
Mo	Molibdênio	-
CH ₄	Metano	-
CO ₂	Dióxido de Carbono	-
NH ₄	Amônia	g/m ³
DQO	Demanda Química de oxigênio	g/m ³
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio	g/m ³
Mg	Miligrama	-
L	Litro	-
FOS	Ácidos Orgânicos Voláteis	mg CH ₃ COOH/l
TAC	Capacidade Tampão do meio	mg CH ₃ COOH/l
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto	-
MnP	Manganês Peroxidase	-
LiP	Lignina Peroxidase	-
H ₂ SO ₄	Ácido Sulfúrico	-
CaCO ₃	Carbonato de cálcio	-
Mol	Unidade de base do Sistema Universal de Unidades (SI)	-
mL	Mililitro	-
ODi	Oxigênio dissolvido inicial	Mg
ODf	Oxigênio Dissolvido Final	Mg
K ₂ Cr ₂ O ₇	Dicromato de potássio	-

RESUMO

REIS, KENEDY VIEIRA DOS. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde – GO, agosto de 2019. **Eficiência da digestão anaeróbia de biodigestores em granja de suínos em terminação de rio verde - Goiás.** Orientador: Carlos Frederico de Souza Castro. Coorientador: Bruno Botelho Saleh.

A suinocultura nacional vem passando por profundas transformações de natureza tecnológica em busca do aumento de produtividade, trazendo como consequência grande produção de dejetos com elevado potencial de poluição. Com isto, a utilização de reatores anaeróbios para tratamento de dejetos líquidos de suínos (DLS) é apresentado como solução capaz de permitir a destinação correta dos efluentes e reduzir a pressão ambiental causada por tal atividade. No presente trabalho objetivou-se estudar um sistema de biodigestores funcionando em paralelo, de modo a proporcionar ao produtor um relatório das condições de digestão anaeróbia operado no sistema, propiciando ainda alternativas para melhorar o rendimento do mesmo caso seja necessário. O presente estudo foi desenvolvido em uma granja em confinamento comportando aproximadamente 4.200 suínos. Foram realizadas coletas semanais do DLS no sistema de biodigestores por um período de 8 meses, acompanhando dois ciclos de engorda dos suínos. Foram realizadas análises de temperatura, pH, nitrogênio amoniacal, DBO, DQO e a relação FOS/TAC, tanto na entrada quanto nas saídas dos biodigestores. Ao analisar os resultados obtidos, tem-se que os biodigestores operam em uma faixa ótima de temperatura em períodos climáticos mais quentes e possuem comportamento estatisticamente iguais quanto a remoção de matéria orgânica. Não foram observados irregularidades nos parâmetros analisados que implicariam a interrupção da digestão anaeróbia, sendo comprovado pela queda na relação FOS/TAC entre a entrada e a saída do sistema. Conclui-se que a digestão anaeróbia no sistema não é prejudicada por nenhuma anormalidade em qualquer parâmetro analisado, não sendo necessário a correção do DLS.

PALAVRAS-CHAVE: Digestão anaeróbia, Dejetos de suínos, Biodigestores, FOS/TAC, Sustentabilidade, Suinocultura.

ABSTRACT

REIS, KENEDY VIEIRA DOS. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde – GO, August of 2019. **Anaerobic digestion efficiency of pig digesters in Rio Verde finished swine farm - Goiás**. Adviser: Carlos Frederico de Souza Castro. Co-adviser: Bruno Botelho Saleh.

National swine farming has been undergoing profound technological changes in search of increased productivity, resulting in a large waste production with high pollution potential. Thus, the use of anaerobic reactors for swine manure (SM) treatment is presented as a solution capable of allowing the correct disposal of effluents and reducing the environmental pressure caused by such activity. The objective of this work was to study a system of biodigestors working in parallel, in order to provide the producer with a report of the anaerobic digestion conditions operated in the system, providing alternatives to improve the yield if necessary. The present study was carried out in a feedlot farm with approximately 4,200 pigs. SM weekly collections were performed in the digesters system for a period of 8 months, following two swine fattening cycles. Temperature, pH, Ammonia Nitrogen, BOD, COD and FOS / TAC analyzes were performed at the inlet and outlet of the digesters. By analyzing the results obtained, it is observed that the biodigestors operate in an optimal temperature range in warmer climatic periods and have statistically equal behavior regarding the removal of organic matter. No irregularities were observed in the analyzed parameters that would imply the interruption of anaerobic digestion, being confirmed by the drop in the FOS / TAC relationship between the system input and output. It is concluded that anaerobic digestion in the system is not impaired by any abnormality in any parameter analyzed, and no SM correction is necessary.

KEYWORDS: Anaerobic digestion, Swine Manure, Biodigestors, FOS / TAC, Sustainability, pig farming.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Relação Homem x Energia

De acordo com Farias (2011), o homem sempre foi capaz de utilizar as formas ao seu redor, para satisfação de suas necessidades, atuando como um ser transformador do meio em que habita. Desde a pré-história tais características puderam ser observadas, como a descoberta do fogo que veio através da necessidade do ser humano de ter uma fonte artificial de luz para realização de suas tarefas que eram predominantemente diurnas, e a partir de então, o mesmo pôde se aquecer e continuar suas atividades após o pôr do sol (FONSECA, 1972).

À medida que o tempo passou, as sociedades acabaram por aumentar seu desenvolvimento e provocar um crescimento populacional muito acelerado, acarretando no aumento das necessidades de consumo, levando as indústrias a crescerem de forma considerável, seja em número ou em áreas de atuação de acordo com a variedade dos produtos comercializados.

Com isto, a partir do processo da industrialização da sociedade, a utilização da energia obteve grande aumento com o cenário da denominada Revolução Industrial, possuindo a matriz fóssil como fonte geradora de energia.

Assim, o carvão e o petróleo foram os principais elementos que permitiram uma das mais rápidas e profundas mudanças na sociedade humana ao longo da sua história (HENDRIKS, 2004). Ainda neste contexto, observa-se que a energia fóssil constitui a primeira e principal fonte geradora de energia utilizada pela humanidade, desde o processo da revolução industrial até os dias atuais e constituem mais da metade da matriz elétrica mundial, sendo representado na matriz elétrica pelo carvão mineral (39,3%) e gás natural (22,9%) e derivados de petróleo (4,1%) (ANEEL, 2015).

Porém, a preocupação com o meio ambiente não teve tanto destaque durante muitos anos no processo de revolução industrial, de modo que os meios produtivos e as fontes geradoras de energia elétrica capazes de movimentar tal atividade econômica, provocaram problemas ambientais de grandes dimensões (LEAL, 2008).

No caso do Brasil, as fontes de energias renováveis começaram a ganhar espaço com a finalidade de ser uma alternativa para utilização dos combustíveis fósseis apenas partir da crise de petróleo ocorrida na década de 1970, de modo que, com o aumento dos preços dos barris de petróleo, o governo brasileiro implantou o Proálcool (Programa Nacional do Álcool) visando a utilização do álcool como combustível automotivo.

Mesmo neste contexto, os biocombustíveis do ponto de vista ambiental, são tidos como ecologicamente favoráveis, uma vez que liberam 50% menos material particulado, 98% menos enxofre, além de ser biodegradável e não tóxico (NASS, 2007; DEMIRBAS, 2009).

Tal programa (Proálcool) se deu em incentivos fiscais e outras formas de subsídios oferecidos tanto aos produtores de álcool quanto às indústrias automobilísticas, marcando o começo de uma utilização mais efetiva do potencial energético da biomassa no Brasil (Santos, 2001).

As mudanças climáticas provocadas pela crescente emissão dos gases de efeito estufa vindouras das grandes usinas de queima de combustível fóssil demonstram crise ambiental sem precedentes que abrange o planeta todo, revelando a importância da utilização de outra forma de produção energética, sendo as renováveis e com baixo impacto ambiental, capazes de reduzir os efeitos de tal crise (BERMANN, 2008).

Uma vez estabelecido tal desequilíbrio, fenômenos climáticos (anômalos ou extremos) têm sido constantemente observados em vários lugares do mundo, assim como no Brasil, que tem sofrido atualmente uma denominada crise hídrica, originada por vários fatores, sendo um deles, a falta de chuvas, levando o país a vivenciar sua pior seca nos últimos 84 anos, que por sua vez tem prejudicado o país, tanto nos setores de geração de energia quanto no sistema de abastecimento urbano e agricultura (CERQUEIRA, 2015).

1.2. A suinocultura e seus impactos

A produção de suínos em granjas pode ser operada de diferentes formas, sendo estas classificadas conforme as fases fisiológicas dos leitões. Com isto, tem-se a existência de unidades de ciclo completo (CC), os sistemas de produção de leitões (SPL) e o sistema vertical terminador (SVT). As unidades de ciclo completo contemplam a maternidade, as fases de gestação, creche até o abate dos leitões. Já as unidades de produção de leitões seguem o acompanhamento das fases de gestação, maternidade (parto e acompanhamento dos suínos até o desmame – aproximadamente 6kg de peso vivo) e creche (engorda dos leitões até peso próximo de 25kg) (OLIVEIRA, 1993). Já o sistema vertical terminador compreende a fase final da produção dos suínos, sendo estes destinados ao abate. Esta fase pode ser ainda dividida em recria e terminação. A recria trata da engorda do suíno após a saída da creche até a metade do peso de abate (50-60kg). A terminação tem início após a recria e se mantém até o suíno atingir um peso médio de 100 a 120kg de peso vivo (DIAS, 2011). Algumas granjas em SVT mantêm

os suínos por um período de aproximadamente 120 dias, atingindo um peso variando de 120 a 135kg, para então ser enviado ao frigorífico para o abate.

Tal produção caracteriza-se por um sistema intensivo de confinamento, tendo como consequência a produção de elevada quantidade de dejetos em uma pequena área. Esses contribuem para a degradação ambiental por meio da poluição e contaminação das águas superficiais e subterrâneas, presença de microrganismos enteropatogênicos e poluição do ar pela emissão de odores e presença de insetos. De acordo com Oliveira (1993), os suínos produzem dejetos em diferentes proporções, variando com o desenvolvimento dos animais, de modo que os mesmos com peso na faixa de 16 a 100kg produzem diariamente, de 8,5 a 4,9% do seu peso corporal em urina mais fezes. O volume dos dejetos também depende do manejo utilizado, tipo de bebedouro, número de animais, volume de água e sistema de higienização adotado. De um modo geral, estima-se que as produções de efluente em ciclo completo se dá em 70 L/matriz/dia, 30 L/matriz/dia em unidades de SPL, e de 7,0 L/cabeça/dia em modelos SVT.

Tabela 1. Produção média diária de dejetos em diferentes fases produtivas de suínos.

Fases de produção	Esterco kg/dia	Esterco + urina kg/dia	Dejetos líquidos L/dia
25 a 100kg	2,30	4,90	7,00
Porcas	3,60	11,00	16,00
Porca Lactação	6,40	18,00	27,00
Macho	3,00	6,00	9,00
Leitões creche	0,35	0,95	1,40

Fonte: Adaptado de Oliveira (1993)

O conhecimento das características dos dejetos que são gerados em um sistema é essencial para o projeto dos sistemas de tratamento, assim como para a avaliação dos impactos negativos vindouros de uma disposição inadequada dos mesmos. Por exemplo, o nitrogênio oxidável é ligado diretamente a concentrações de nitritos e nitratos em águas, sendo estes responsáveis pela metahemoglobina (cianose), que é uma doença infantil. O nitrogênio total pode estar presente nos dejetos em forma de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato variando de 0,15 e 0,60 kg/dia.1000kg de acordo com o estágio de desenvolvimento corporal (JÚNIOR, 1994). Ainda neste contexto, existem outros elementos causadores de contaminação presentes nos dejetos como o fósforo e outros elementos minerais ou orgânicos que podem se tornar um problema ao atingir os mananciais, causando o processo de eutrofização de água. Também existem os metais pesados, que podem se acumular no solo causando toxicidade as

plantas e contaminar a cadeia trófica (ABREU; ABREU; BERTON, 2002). Estima-se que 92 a 96% do zinco, 72 a 80% do cobre que é ingerido pelos suínos através da alimentação, são expedidos pelos animais através do dejetos (JONGBLOED, 2008 *apud* TAVARES, 2012). Na Tabela 2 se tem as características físico-químicas médias dos dejetos de suínos.

Tabela 2. Características físico-químicas média dos dejetos líquidos de suínos.

Parâmetro	Mínimo (mg/L)	Máximo (mg/L)	Média (mg/L)
DQO	11.530,00	38.448,00	25.543,00
Sólidos Totais	12.697,00	49.432,00	22.399,00
Sólidos Voláteis	8.429,00	39.024,00	16.389,00
Sólidos Fixos	4.268,00	10.408,00	6.010,00
Sólidos Sedimentares	220,00	850,00	429,00
Nitrogênio Total	1.660,00	3.710,00	2.374,00
Fósforo Total	320,00	1.180,00	578,00
Potássio Total	260,00	1.140,00	536,00

Fonte: Adaptado Manhães (1996)

Deste modo, a utilização dos dejetos suínos, quando manejados e tratados corretamente, pode ser uma alternativa para um mercado em que o preço dos fertilizantes se dá baseado na importação de elementos como o P (Fósforo) e K (potássio) (CNA, 2008), uma vez que em tais dejetos são encontradas as principais fontes de nutrientes como N, P, K, Ca, Mg e Mo (DORTZBACH, 2009), permitindo menores custos e riscos de danos ao meio ambiente.

O sistema de produção de suínos se apresenta como um caso ambientalmente relevante para ser estudado, por envolver um tipo de poluição agrícola que pode ser considerada como representativa, em relação a aplicação da legislação vigente e/ou da falta de recursos para estimar os níveis de poluição da água, do ar e do solo.

As empresas agroindustriais enfrentam uma situação complexa frente ao controle ambiental, por envolver no seu sistema produtivo duas fontes de poluição: a gerada no âmbito das propriedades dos integrados e a gerada nas plantas de processamento industrial. Portanto, entender como se processa o manejo ambiental dos dejetos de suínos, é buscar alternativas estratégicas de sustentabilidade, no momento em que vem sendo direcionados altos recursos públicos e privados para investimentos nessa atividade em várias regiões do país (MATTIAS, 2006).

A criação de suínos em confinamento é considerada pelos órgãos de fiscalização ambiental como de alto potencial poluidor de acordo com o Programa Nacional do Meio

Ambiente criado em 1992, e cabe destacar que a Resolução Conama nº 237/1997, obriga a obtenção de licença ambiental para empreendimentos e atividades consideradas efetiva ou potencialmente causadoras de significativa degradação ambiental. Assim, o produtor pode ser responsabilizado criminalmente por eventuais danos causados ao meio ambiente e à saúde humana e animal.

Uma forma bastante utilizada para se avaliar o grau de impacto dos dejetos líquidos de suínos no ambiente está no conceito de equivalente populacional de poluição. Tal parâmetro representa a equivalência do potencial poluidor de uma determinada atividade com uma população que produz esta mesma carga, ou seja, representa a quantidade de pessoas que equivalem a poluição ocasionada pela atividade em estudo (SPERLING, 2014). Diesel et al (2002) discorrem que a capacidade de poluição dos dejetos de apenas 1 suíno equivale a aproximadamente 3,5 pessoas e Bezerra (2002) diz que um suíno polui mais que 4 pessoas. Já Souza et al. (2009) diz que o equivalente populacional para suínos em terminação é superior a 10 habitantes quando comparadas as concentrações de nitrogênio total. Oliveira (2016) observou que em granjas situadas no município de Rio Verde – GO, cada suíno polui 2,5 vezes mais que cada ser humano ao se comparar os dados de nitrogênio total.

Portanto, deve-se reavaliar a aplicação de dejetos de suínos acondicionados nos locais de produção e não tratados, atentando-se sempre ao fato de que existem diversos parâmetros que devem ser levados em consideração antes de decidir sobre a sua utilização

1.3. Biogás

A partir desta problemática, uma nova busca por fontes alternativas para produção energética com caráter renovável e ambientalmente limpo tem ganhado destaque no mundo, demonstrando que se pode incrementar tais meios nos cenários industriais permitindo um caráter sustentável ao mesmo.

Dentre as variadas formas de energias renováveis que têm sido estudadas no mundo, encontra-se a energia vindoura da biomassa, sendo exemplos desta forma de energia a cana-de-açúcar, eucalipto, beterraba, biogás, lenha e carvão vegetal, óleos vegetais, entre outros (OLIVEIRA, 2004).

Neste sentido, o biogás é uma valiosa fonte de energia, sendo capaz de produzir de 5,5 a 7 kWh/m³ possuindo conteúdo energético diretamente ligado ao metano presente na composição do biogás. Sua utilização sustentável de energia possui caráter flexível pois permite tanto sua utilização para aquecimento em forma de queima, quanto para a geração de

eletricidade como e quando necessário, podendo ser armazenada em balões para utilizações periódicas.

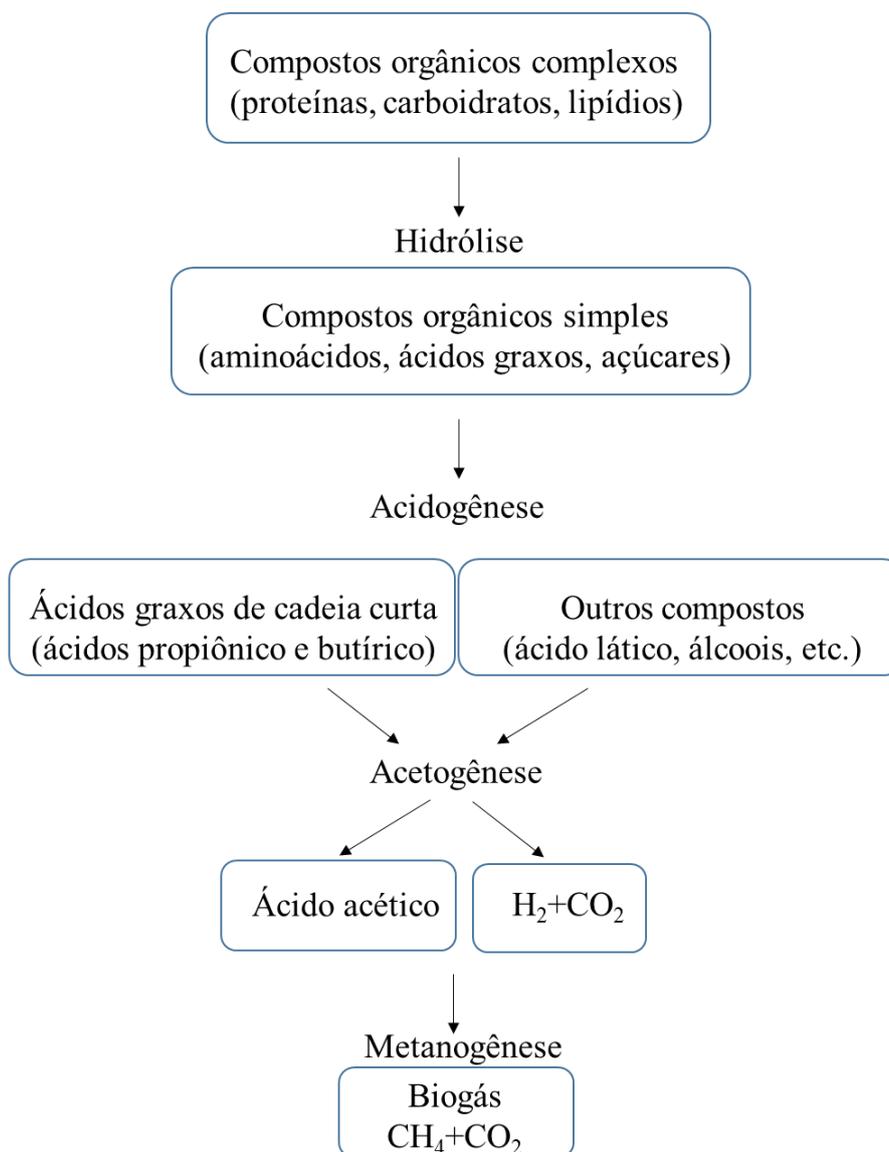
Paula (1982) afirma que os resíduos de confinamento de suínos não devem ser descartados em cursos d'água sem um tratamento, não somente pela poluição ambiental que este pode causar, mas também pelo considerável potencial energético que é perdido por não se reciclar os mesmos. Tal potencial energético é definido pela capacidade de produção de biogás decorrente a matéria orgânica digerível presente no resíduo. Segundo Kozen (1983), 1m³ de esterco de suíno pode produzir em torno de 50m³ de biogás, sendo aproximadamente 0,051m³ de biogás por Kg de dejetos. Com isto, tem-se que 1m³ de biogás é equivalente a 0,66 litros de diesel ou 0,7 litros de gasolina (OLIVEIRA, 1993)

Lucas Júnior (1998) realizou estudos visando estimar a produção de biogás a partir de dejetos de suínos utilizando dos dados do plantel da suinocultura no Brasil em 1997 em biodigestores modelo batelada, com tempo de retenção hidráulica de 30 dias. Os resultados obtidos demonstravam que eram produzidos em torno de 53.875.092 kg de dejetos por dia, possuindo um potencial de produção de 0,1064m³ de biogás por kg de dejetos, ou seja, tinha-se um potencial diário de produção de 5.732.310m³ de biogás, que equivale a 191.077 botijões de 13kg de gás GLP.

Conforme descrito por dos Santos (2018) o biogás é uma mistura de gases gerada pela digestão anaeróbia, sendo composto principalmente por metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), podendo ser utilizado para geração de energia elétrica, aquecimento de residências, combustível para automotores, dentre outros.

Segundo Chernicharo (2007), a formação do metano ocorre preferencialmente em ambientes em que o oxigênio, sulfato e nitrato não estão prontamente disponíveis para serem utilizados como aceptores de elétrons. Isto ocorre pois, na presença destes compostos a matéria orgânica acaba por ser oxidada em processos aeróbios, porém, ainda nestas condições uma baixa produção de metano pode ocorrer pela versatilidade da comunidade metanogênicas.

A digestão anaeróbia é um processo que envolve diferentes etapas que ocorrem simultaneamente, estas são definidas pela interação entre o substrato e as bactérias, de modo a ser dividido em quatro fases principais conforme apresentado na figura 1, sendo estas a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Figura 1. Fazes da digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Rohstoffe (2010).

1.3.1. Hidrólise

O primeiro passo no processo de degradação anaeróbia consiste na hidrólise, em que os materiais particulados complexos (polímeros), como carboidratos, proteínas e lipídeos, serão transformados em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores), como açúcares, aminoácidos e peptídeos, que podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas.

Tal ação se dá através de exoenzimas que são liberadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas. No processo de digestão anaeróbia, tal processo é lento, porém são vários os

fatores que podem influenciar no grau e taxa em que o substrato é hidrolisado, como por exemplo a temperatura do reator, pH do efluente, concentração de ácidos orgânicos voláteis e NH_4 , composição do substrato, dentre outros (LETTINGA, 1996).

1.3.2. Acidogênese

Os compostos resultantes do processo de hidrólise como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos, são fermentados por organismos acidogênicos para a produção de compostos mais simples, como os ácidos orgânicos (principalmente acético, propiônico e butírico), álcoois, cetonas, dióxido de carbono e hidrogênio. Ao passo que os ácidos orgânicos são os principais produtos dos organismos fermentativos, os mesmos são usualmente designados de bactérias fermentativas acidogênicas.

1.3.3. Acetogênese

Os produtos originados na acidogênese (propionato e butirato) serão oxidados na acetogênese em substratos apropriados (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono) para serem utilizados pelos microrganismos metanogênicos.

As bactérias responsáveis pelo processo de oxidação na fase da Acetogênese se chamam bactérias sintróficas acetogênicas, e possuem este nome pelo fato que sua existência no meio depende de atividade de microrganismos consumidores de hidrogênio.

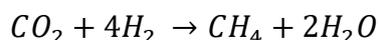
Conforme McCarty (1971) *apud* Chernicharo (2007), a acetogênese possui grande importância na digestão anaeróbia, de modo que cerca de 60 a 70% dos elétrons do substrato original é canalizado para a produção de acetato. Com isso, tem-se que a remoção da demanda química de oxigênio (DQO) da fase líquida depende da conversão de acetato em metano durante a metanogênese.

1.3.4. Metanogênese

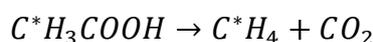
Esta é a etapa final no processo anaeróbico de conversão dos compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono, sendo realizada pelas Archeas metanogênicas.

Esta etapa pode ser realizada de duas maneiras. A primeira é a mais comum e se dá pelo processo oxidativo da metanogênese hidrogenotróficas, que é a produção do metano realizado pelo grupo microbiano das metanogênicas hidrogenotróficas a partir de hidrogênio.

Neste processo, quando o hidrogênio está disponível, o dióxido de carbono atua como aceptor dos átomos de hidrogênio sendo reduzido a metano.



O segundo caminho é o mais importante, sendo responsável pela maior parte das conversões presentes na anaerobiose, sendo este, a metanogênese acetotrófica que é realizado pelo grupo microbiano das metanogênicas acetoclásticas, em que o carbono orgânico, que está presente na forma de acetato (ácido acético) é reduzido a metano e o grupo carboxílico é oxidado a gás carbônico.



Por mais que poucas espécies metanogênicas consigam formar metano a partir do acetato, estes são os microrganismos predominantes na digestão anaeróbia, sendo responsáveis por cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano. (CHERNICHARO, 2007).

Quanto a composição geral do biogás que é produzido pela digestão anaeróbia, tem-se que o mesmo varia de acordo com as condições do reator, de modo que o mesmo muda rapidamente durante o ponto de partida do sistema até que o mesmo possa operar de maneira estável.

A proporção de metano em relação ao gás carbônico pode variar dependendo das características do composto orgânico a ser degradado, sendo de 70 a 80% de CH₄ e de 20 a 30% de CO₂ no caso do biogás gerado a partir de esgotos domésticos (CHERNICHARO, 2007). Porém, de acordo com Kunz, Oliveira e Piccinin (2007) a composição média da mistura do biogás é de aproximadamente 50 a 80% de CH₄ e de 20 a 40% de CO₂.

1.4. Parâmetros de análise

Uma vez que se tem a intenção de utilizar matéria orgânica com a finalidade geração elétrica a partir do biogás gerado na digestão anaeróbia, alguns parâmetros devem ser observados e analisados para que se tenha um sistema operando em condições ótimas para o mesmo.

1.4.1. Demanda Bioquímica de Oxigênio

A análise da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) se trata de um teste laboratorial com procedimentos usados para determinar as exigências relativas de oxigênio em águas e efluentes. Esta análise mede o oxigênio molecular utilizado para a degradação bioquímica da matéria orgânica, juntamente com o oxigênio usado na oxidação de produtos inorgânicos durante um determinado período de tempo. Tal análise também indica o oxigênio utilizado para oxidar formas reduzidas de nitrogênio pelos microrganismos aeróbios (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2011).

Tem-se que o oxigênio dissolvido na água pode ser consumido por três diferentes maneiras: Pela oxidação da matéria orgânica carbonácea por microrganismos aeróbios; oxidação da amônia, nitrito e nitrogênio orgânico por bactérias nitrificantes; pela oxidação química de compostos como íon ferroso.

Com base no fato de que a oxidação bioquímica é um processo lento que depende da população biológica e da temperatura, pode-se dizer que a DBO é a taxa de oxigênio que será consumida bioquimicamente durante certo intervalo de tempo, em uma certa temperatura em um determinado volume de amostra. Sendo o oxigênio dissolvido diretamente proporcional a quantidade de matéria orgânica oxidada (de MEDEIROS, 2006), este tem sido utilizado como parâmetro indireto da concentração de matéria orgânica biodegradável em um determinado meio.

Esta análise é um teste padrão, sendo realizado a temperatura constante de 20°C durante o período de incubação de 5 dias. Tal medida busca recriar em laboratório o fenômeno que ocorre em um corpo d'água (VALENTE, 1997).

Sabe-se que as características do efluente variam conforme a alimentação, raça do animal, forma do bebedouro utilizado, dentre outros fatores. Porém alguns estudos são realizados para se saber os valores médios das características físico-químicas do DLS, assim como os realizados por Oliveira (1995), que encontrou o valor médio de 5.980 mg/L de DBO em dejetos líquidos de suínos. Já Seganfredo (2007) encontrou a concentração média de 6.214 mg/L de DBO no DLS. Sousa (2014) encontrou a concentração de 6.240 mg/L de DBO em DLS em lagoas de estabilização, porém Silva (2015) afirma que o potencial poluidor dos suínos é tão grande que a concentração de DBO pode chegar a valores de 52.000 mg/L.

1.4.2. Demanda Química de Oxigênio

A análise da demanda química de oxigênio (DQO) também é utilizada para medir o oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica no meio líquido. Porém, neste processo faz-

se necessária a utilização de um composto fortemente oxidante (geralmente o dicromato) (VALENTE, 1997) em um meio fortemente ácido, de modo que até mesmo a matéria orgânica mais resistente a oxidação acaba por ser oxidada e convertida em dióxido de carbono e água.

Com as condições fortemente oxidantes da DQO, a maioria dos compostos orgânicos fornece de 95 a 100% do oxigênio consumido, mesmo para moléculas aromáticas mais estáveis como o benzeno e tolueno. Com isto, a DQO utiliza de reações químicas para quantificar a quantidade de oxigênio que seria consumido, sem a intervenção de microrganismos, determinando de maneira indireta a quantidade de matéria orgânica presente no meio.

A análise da DQO é mais simples e rápida que a DBO, uma vez que todo material existente (biodegradável ou não) será oxidado. Com isto, os resultados são maiores ou iguais aos da DBO. Uma das vantagens da sua utilização está na sua praticidade e rapidez, uma vez que demanda aproximadamente 3 horas enquanto a DBO demanda 5 dias. Outra vantagem desta análise está em não depender de processos biológicos para ser realizada, de modo que este pode ser aplicado em meios que contêm alta toxicidade para os microrganismos (de MEDEIROS, 2006).

Tanto a DQO quanto a DBO são parâmetros de análises que têm sido amplamente empregados com o intuito de se verificar não apenas a quantidade de matéria orgânica presente em um corpo d'água, mas também de monitorar a eficiência de remoção de matéria orgânica em sistemas de tratamento.

1.4.3. Temperatura

Dentre os fatores físicos que afetam no crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes, uma vez que é através dela que se tem a seleção das espécies que estarão presentes no meio.

Existem três faixas de temperatura que na maioria dos processos biológicos podem ser associadas ao crescimento microbiano (BATSTONE, 2002), sendo estas a faixa psicrófila (entre 4 e aproximadamente 15°C), faixa mesófila (entre 20 e 40°C) e faixa termófila (entre 45 e 70°C). Em cada uma destas faixas, ainda é possível referenciar três valores de temperatura que caracterizam o crescimento dos microrganismos, sendo estas:

- Mínima, valor abaixo do qual não se tem crescimento;
- Ótima, em que se tem o crescimento máximo;
- Máxima, acima do qual não se tem o crescimento.

Conforme abordado por Rohstoffe (2010), a temperatura é um fator que influencia diretamente o processo de transformação e degradação da matéria orgânica pelo fato que cada microrganismo que está envolvido no processo metabólico possui sua própria faixa de temperatura ideal, por sua vez, a variação de temperatura que destoa da faixa ideal pode acarretar inibições dos microrganismos e até levar a danos irreversíveis no sistema.

Segundo Chernicharo (2007), a formação microbiana do metano pode ocorrer em ampla faixa de temperatura, sendo de 0° a 97°C, porém tem sido observado dois níveis ótimos para a produção do mesmo associado a digestão anaeróbia, sendo um na faixa mesófila, aproximadamente de 30 a 35°C e outro na faixa termófila, sendo aproximadamente de 50 a 55°C. Porém, sabe-se que a maioria dos biodigestores são projetados na faixa mesófila uma vez que se têm muitas dúvidas a respeito da vantagem de se operar na faixa termófila, por causa dos gastos energéticos requeridos para aquecer os digestores, além da má qualidade do sobrenadante e instabilidade do processo.

Através dos estudos realizados por Souza et al. (2002), que estudou a partida de biodigestores de bancada abastecidos com dejetos de suínos em temperaturas de 25, 35 e 40°C, tem-se que nas condições estabelecidas, as temperaturas de 35 e 40°C favoreceram a partida dos biodigestores uma vez que foi obtido maior produção acumulada de biogás.

Em conformidade os estudos de Massé, et al. (2003) demonstraram que o desempenho de um biodigestor anaeróbio cai significativamente em condições em que a temperatura operacional diminui de 20 para 10°C. Rohstoffe (2010) discorre que o intervalo em que a temperatura é ideal para a produção de metano em biodigestores está na faixa de 37 a 42°C, permitindo rendimentos relativamente elevados de gás e estabilidade do processo.

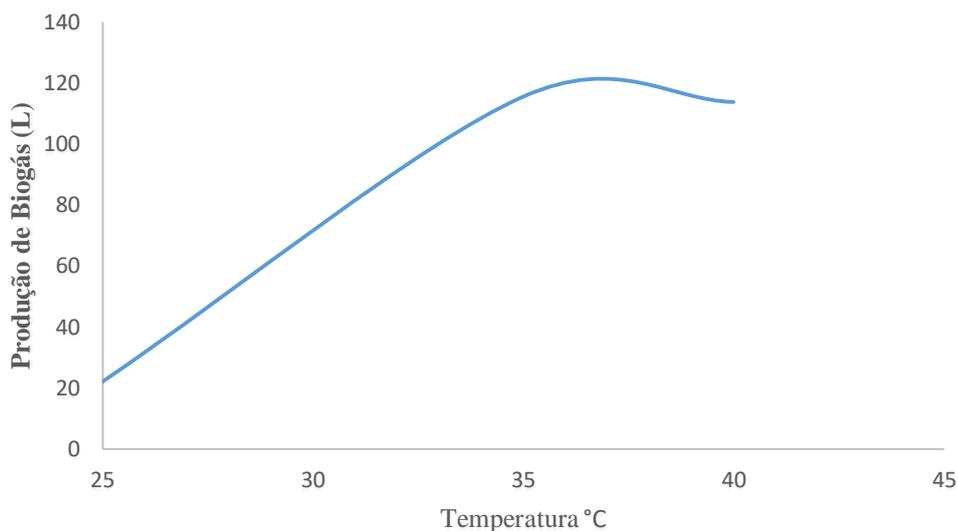
A importância dos dados quantitativos referentes aos efeitos das temperaturas na população microbiana se dá pelo fato que é possível conseguir considerável redução no volume do reator quando operado próximo da temperatura ótima, de modo que a taxa de crescimento específica máxima da população microbiana cresce com o aumento da temperatura.

Por mais que seja desejado maiores temperaturas, deve-se dar maior atenção na manutenção da temperatura uniforme dentro do reator para evitar um desbalanceamento entre as populações microbianas, que pode acarretar em falha do processo (CHERNICHARO, 2007).

Os microrganismos metanogênicos possuem a capacidade de adaptação em diferentes níveis de temperatura quando sua variação é lenta, deste modo, a estabilidade do processo depende mais da constância da temperatura do que em seu valor absoluto em si (ROHSTOFFE,

2010). Com base nisto, deve-se monitorar as temperaturas de biodigestores que são instalados em propriedades rurais, uma vez que os mesmos estão sujeitos a flutuações de temperatura pelas grandes variações da temperatura do ar ambiente (MASSÉ, 2003; OLIVEIRA, 2005).

Gráfico 1. Relação Produção de Biogás e Temperatura.



Fonte: Adaptado de Souza (2005).

Ao observar o Gráfico 1, percebe-se a influência da temperatura sobre a produção de biogás através dos resultados obtidos por Souza (2005). O autor obteve os valores médios de produção acumulada de biogás durante os 71 dias da fase de partida para as temperaturas de 40, 35 e 25°C, obtendo a média de 113,75 L para a temperatura de 40°C, 115,49 L na temperatura de 35 °C e 22,02 L em 25°C.

1.4.4. Nitrogênio Amoniacal

Sabe-se que o nitrogênio é o nutriente que normalmente se requer em maiores concentrações para o crescimento de microrganismos, porém, quando se trata de um cenário em condições anaeróbias, o nitrogênio nas formas de nitrito e nitrato não estão disponíveis para o crescimento de populações bacterianas presentes no meio, pelo fato de que este é reduzido a nitrogênio gasoso pela desnitrificação, sendo liberado na atmosfera.

Deste modo, a amônia e a parte de nitrogênio orgânico que é liberado no processo de degradação, são as principais fontes de nitrogênio que são utilizadas pelos microrganismos

dentro de um reator. Com isto, a presença do bicarbonato de amônia que é produto resultante da digestão de efluentes ricos em proteínas ou ureia, acabam por beneficiar o digestor como fonte de nitrogênio e como tampão para as mudanças no pH, porém, tanto o íon amônia (NH_4^+) quanto a amônia livre (NH_3) são capazes de se tornarem inibidores no processo de formação de metano quando se encontram em elevadas concentrações (CHERNICHARO, 2007).

Sendo assim, o nitrogênio amoniacal é um parâmetro importante que deve ser monitorado em reatores anaeróbios que visam a produção de energia através do biogás gerado, uma vez que, conforme apresentado por McCarthy (1964) quando tais valores excedem uma concentração de 3000 mg/L, o processo de digestão anaeróbia é inibido em qualquer pH operacional, podendo ainda ocorrer inibição severa das bactérias metanogênicas quando tais valores excedem 4000 mg/L (PROCHÁZKA, 2012).

Para tal fato, existem pesquisas que visam a mitigação da inibição da digestão anaeróbia com diversas técnicas, assim como a apresentada por Tao (2017) que percebeu que a utilização de materiais trocadores de íons permitiu não apenas a redução do nível de amônia livre nos digestores mas também a multiplicação de 6 e 5 vezes para populações de bactérias metanogênicas dentro dos reatores.

Os valores do teor de sólidos do material que adentra no sistema anaeróbio também é de suma importância, uma vez que, quanto maior for o mesmo, a concentração de nitrogênio amoniacal nos efluentes também aumenta, de modo que se deve mantê-los em uma faixa próxima de 25% (CHEN, 2015).

1.4.5. Influência do pH

O potencial Hidrogenônico (pH) é um parâmetro que está inteiramente relacionado com a alcalinidade e os ácidos voláteis, sendo todos importantes para o controle e operação correta da anaerobiose, uma vez que o mesmo afeta a toxicidade de um número de compostos presentes no meio e também traz influências sobre a atividade enzimática, com a alteração de suas estruturas proteicas pelas mudanças no pH (LETTINGA, 1996).

Conforme descrito por Chernicharo (2007) por mais que os microrganismos produtores de metano consigam estabilidade no processo de formação de metano em uma faixa de pH variando de 6,0 a 8,0, os mesmos possuem crescimento ótimo na faixa de pH em torno de 6,6 a 7,4, porém, tais valores ótimos dependem dos tipos de microrganismos envolvidos, assim como o tipo de substrato utilizado no processo.

Sabe-se que são vários microrganismos que estão envolvidos no processo da digestão anaeróbia em biodigestores, e com isto, os mesmos necessitam de diferentes valores de pH para que tenham o seu desenvolvimento no estado ótimo. Como no caso das bactérias hidrolíticas e acidogênicas em que seu pH ideal está na faixa de 5,2 a 6,3 (WEILAND, 2001). No entanto, estas bactérias não dependem estritamente desta faixa, sendo capaz de realizar a transformação do substrato mesmo em pH levemente elevado, de modo que sua atividade seja apenas ligeiramente diminuída. Já no caso das bactérias acetogênicas e as arqueas metanogênicas, estas dependem inteiramente de um pH próximo da neutralidade, com valores entre 6,5 e 8 (LEBUHN, 2008).

Sendo assim, quando se tem a digestão de efluentes utilizando apenas um biodigestor, deve-se respeitar a faixa de pH requerido pelas arqueas metanogênicas, objetivando a eliminação do risco de inibição dos microrganismos metanogênicos por baixos valores de pH, uma vez que as bactérias produtoras de ácidos ainda se mostram muito ativas em valores de pH tão baixos quanto 4,5, resultando na prática em um cenário em que a produção de ácidos em biodigestor continua livremente, ainda que a produção de metano tenha sido praticamente interrompida, resultando no denominado azedamento do biodigestor (CHERNICHARO, 2007).

Desta maneira, o pH tem sido muito estudado pela sua extrema importância no processo de digestão anaeróbia, de modo que têm estudos como os de Latif (2017) que verificou que o volume de metano dentro do biogás é reduzido em sistemas cujo pH que não esteja próximo da neutralidade, tendo dados que constam a perda de 88% da comunidade de bactérias metanogênicas em pH de 5,5.

Tais dados referentes ao pH também foram confirmados por Zhou (2016) que observou não apenas melhoria na degradação da matéria orgânica como a produção de biogás com maior teor de metano em pH 7,0 (51,81%) do que em reatores com dejetos com pH 6,0 (42,9%) e 8,0 (35,6%).

Com isto, ressalta-se a importância do monitoramento deste parâmetro para buscar manter o mesmo em uma faixa adequada que permita o desenvolvimento máximo da maior parte de microrganismos envolvidos no processo anaeróbio, uma vez que o pH se relaciona diretamente com as concentrações de ácidos orgânicos voláteis no meio, resultando do equilíbrio dos microrganismos e a alcalinidade total do sistema. Qualquer desequilíbrio neste sistema pode trazer como consequência acúmulo de ácidos orgânicos no meio, e acarretaria numa queda do pH (PEREIRA, 2009).

1.5. Relação FOS / TAC

Conforme relatado por Nielsen (2007), resultados como a produção de metano, pH ou a taxa de acetato não devem ser tratados como sendo os únicos parâmetros confiáveis para indicar desequilíbrio em processos anaeróbios. Os materiais de entrada acabam por determinar a composição das variações do substrato, mas a medição da qualidade do substrato é algo demorado e dispendioso.

Sendo assim, a relação FOS/TAC foi desenvolvida pela Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft / FAL através do Método Nordmann (1977) com o intuito de se calcular o teor da concentração ácida e a capacidade tampão do meio (LOSSIE, 2018).

Esta relação tem sido aplicada de maneira a permitir que a estabilização do processo de degradação anaeróbia seja monitorada continuamente de maneira prática. O resultado desta relação é um resultado único dependente de dois parâmetros, sendo estes a concentração ácida através dos ácidos orgânicos voláteis (FOS) e a capacidade tampão do meio (TAC) (LILLI, 2011).

A sigla “FOS” vem do alemão “Flüchtige Organische Säuren” que significa ácidos orgânicos voláteis e é medido em mg de ácido acético. TAC significa Totais Anorganiches Carbonat, que significa carbonato inorgânico total, ou seja, é a medida da capacidade de compensação alcalina do meio, sendo dada por mg de CaCO_3 (LOSSIE, 2018).

A análise destes parâmetros é de suma importância dentro de um sistema anaeróbio uma vez que possuem influência direta sobre o equilíbrio do mesmo. Tendo isto, entende-se o tamponamento como sendo a capacidade de uma solução em evitar mudanças no seu pH.

Conforme descrito por Chernicharo (2007), uma solução tampão consiste na mistura de um ácido fraco com seu sal correspondente, de modo que se permite o agrupamento dos íons H^+ e OH^- evitando tanto o crescimento quanto a queda do pH. Em processos anaeróbios, os dois principais fatores que afetam o pH são os ácidos carbônicos e ácidos voláteis, de modo que na faixa de pH entre 6,0 e 7,5 a capacidade de tamponamento do meio é quase completamente dependente do sistema gás carbônico/alcalinidade, tendo a regulação da concentração do íon hidrogênio com a dissociação do ácido carbônico.

Durante o processo de digestão, a alcalinidade interage com os ácidos voláteis de modo que, a alcalinidade do sistema neutraliza os ácidos que são formados no processo e também tampona o pH quando se tem a acumulação de ácidos voláteis. Os ácidos voláteis,

assim como a alcalinidade, derivam da decomposição dos compostos orgânicos durante a digestão.

Sendo assim, a avaliação conjunta do pH com a alcalinidade é ainda mais importante do que apenas o monitoramento do pH, uma vez que pequenos abaixamentos de pH podem implicar no consumo de grande parcela da alcalinidade, diminuindo por sua vez a capacidade de tamponamento do meio.

Para a avaliação do valor referente a relação FOS / TAC têm-se as seguintes atribuições: com valores maiores a 0,6, tem-se uma excessiva sobrecarga de biomassa, exigindo que seja interrompida a adição de matéria orgânica no sistema. Com a relação entre 0,5 e 0,6, o sistema se encontra com excessiva entrada de biomassa, bastando apenas regular a quantidade de matéria orgânica que está adentrando ao sistema.

Caso a relação seja de valores entre 0,4 e 0,5 significa que o sistema está com muita carga orgânica, requerendo monitoramento constante do mesmo. Valores entre 0,3 e 0,4 significa que o sistema está com máxima produção de biogás, deste modo, recomenda-se que seja mantida constante a entrada de matéria orgânica no sistema.

Se a relação for de valores entre 0,2 e 0,3, o sistema analisado está com deficiência na entrada de biomassa, de modo que se recomenda o aumento lento da entrada de matéria orgânica. Com resultados menores que 0,2, implica que a entrada de biomassa é muito baixa, requerendo que seja aumentado rapidamente a carga de matéria orgânica dentro do sistema (LILI, 2011).

1.6. Reatores anaeróbios

A descrição dada por von Sperling (2002) a respeito do sistema de lagoas anaeróbias se aplica para os reatores anaeróbios em geral, de modo que o mesmo, consiste basicamente em uma forma alternativa para o tratamento de dejetos em um sistema que se tem a existência de condições estritamente anaeróbias. Esta condição é alcançada pela entrada de grande carga de DBO por unidade de volume no sistema, e por sua vez, leva a taxa de consumo de oxigênio dentro do reator ser superior à taxa de produção.

A conversão de matéria orgânica nas condições anaeróbia é lenta porque as bactérias anaeróbias se reproduzem numa taxa vagarosa. Isto porque as reações anaeróbias geram menos energia do que as reações aeróbias de estabilização da matéria orgânica.

Este sistema anaeróbio tem sido muito utilizado para o tratamento de esgotos domésticos e despejos industriais cuja caracterização é predominantemente orgânica, com altos

teores de DBO. Segundo Chernicharo (2007), esta tecnologia atende aos principais requisitos que devem ser analisados em estudo técnico-econômico para a escolha de alternativas para o tratamento dos rejeitos, de modo que, os reatores anaeróbios requerem baixo custo na sua implantação; possui alta sustentabilidade por possuir pouca dependência de fornecimento de energia, peças e equipamentos de reposição; o sistema operacional, a manutenção e o controle do mesmo são simples, não sendo necessários operadores altamente especializados; possui baixos custos operacionais; baixos requisitos de área, dentre outros.

Sabe-se que, em princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela digestão anaeróbia, sendo que este processo se mostra ainda mais eficiente e econômico quando os dejetos são facilmente biodegradáveis. Com isto, as principais vantagens na utilização da tecnologia anaeróbia são as de possuir baixa produção de sólidos; possui baixo consumo de energia; baixos custos na implantação e operação; possui tolerância a elevadas cargas orgânicas; permite a operação com elevado tempo de retenção de sólidos com baixo tempo de detenção hidráulica, permite a captação do biogás gerado; baixo consumo de nutrientes, o que por sua vez, permite a utilização do efluente tratado como fertilizante para culturas. Neste princípio, os digestores anaeróbios têm sido constantemente utilizados no mundo para o tratamento de resíduos sólidos, incluindo culturas agrícolas, dejetos de animais, lodos de estações de tratamento de esgoto (ETEs), lixo urbano, dentre outros (CHERNICHARO, 2007).

Dentre os modelos de biodigestores existentes, têm-se três modelos que são os mais utilizados atualmente em escala familiar pelos países em desenvolvimento, sendo estes os de cúpula fixa, digestor de tambor flutuante e digestor tubular de polietileno. Uma vez instalados, os biodigestores devem permanecer herméticos para que se permita a formação das condições anaeróbias dentro do mesmo.

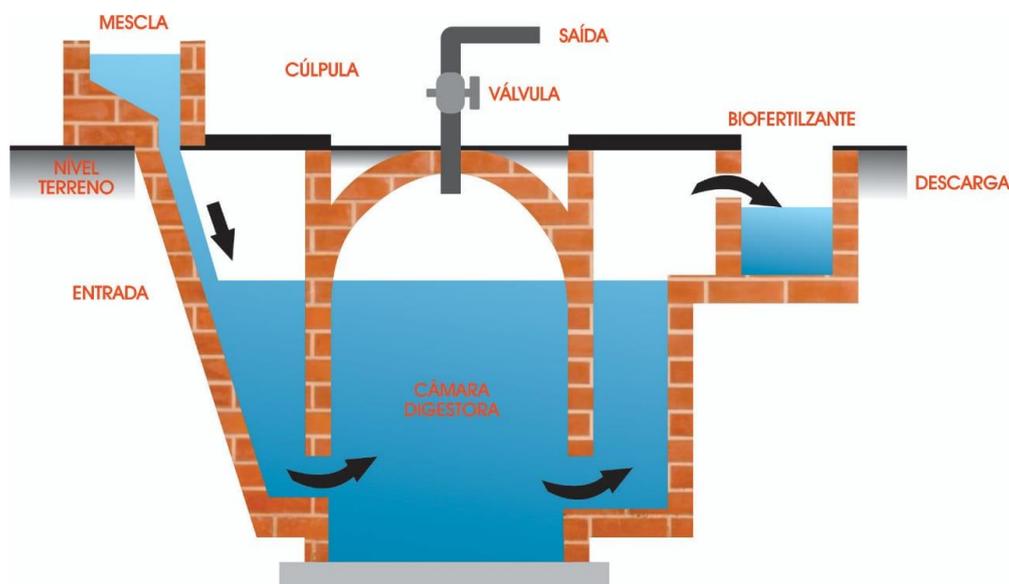
O biogás produzido dentro deste sistema possui a concentração de metano em torno de 60 a 70%, podendo ser utilizado como fonte de calor, eliminando a necessidade de queima de madeira e compra de gás natural para cozinha.

1.6.1. Digestor anaeróbio de cúpula Fixa

Este modelo de digestor anaeróbio de cúpula fixa possui um compartimento de alvenaria subterrânea conhecido como câmara de fermentação (podendo ser constituída por tijolo ou concreto) e uma cúpula fixa para o armazenamento do biogás. Para se reduzir a complexidade de manutenção do mesmo, este sistema é feito como estrutura de peça única que

funciona com a entrada de esterco misturado com água, de modo que este flui por gravidade na parte inferior do digestor (ROWSE, 2011).

Figura 2. Digestor anaeróbio de cúpula fixa



Fonte: adaptado pelo autor

Tal biodigestor funciona com base no princípio da prensa hidráulica, de modo que com a digestão anaeróbia realizada pelos processos microbiológicos, os sólidos voláteis são consumidos e tem-se a produção de biogás dentro do sistema, sendo este armazenado dentro do digestor criando aumento gradual de pressão. Assim, ao passo em que a pressão do biogás aumenta o efluente é deslocado da câmara de fermentação para o depósito de coleta. Tal depósito deve ser esvaziado quando estiver cheio (DEGANUTTI, 2002).

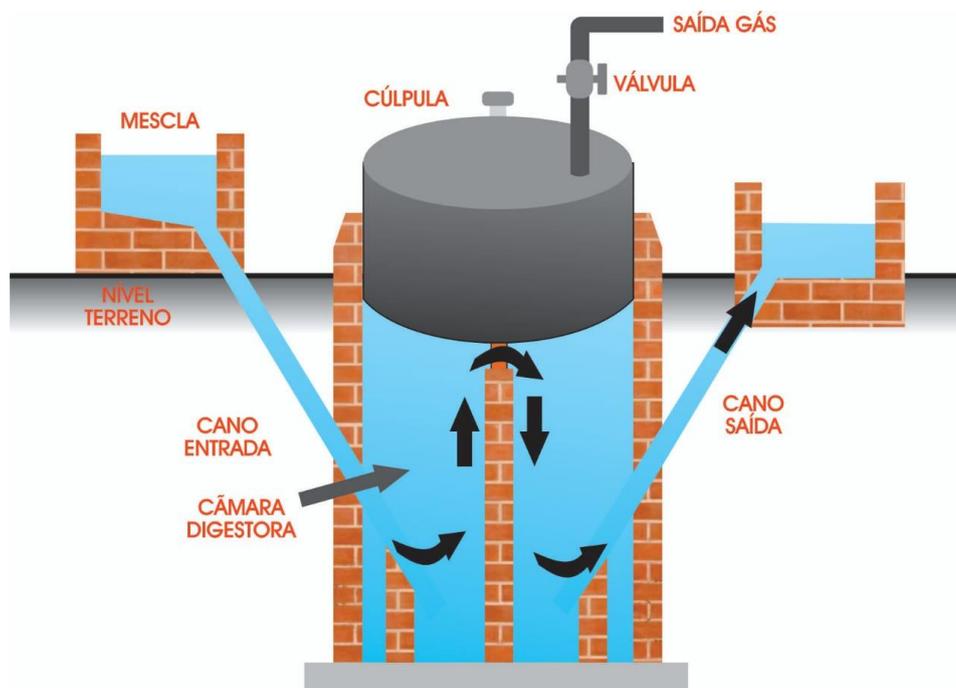
Tais digestores são construídos dentro de um buraco cavado no solo, que protege a estrutura e proporciona isolamento dos gases. A alvenaria da estrutura se veda com uma pintura de polímero para vedar o interior do digestor. As principais vantagens deste modelo são: não possui partes móveis; possui custos relativamente baixos e possuir vida útil de aproximadamente 20 anos (GTZ, 1999). Porém, tal modelo requer alto conhecimento técnico para a construção, pressões flutuantes dos gases no sistema tornando complicado a utilização dos mesmos e a existência da necessidade de vedações especiais (OCWIEJA, 2010).

1.6.2. Digestor anaeróbio de tambor flutuante

Este modelo de biodigestor caracteriza-se por possuir um tanque de armazenamento em forma cilíndrica (composto com pedra, tijolo ou concreto) uma campânula funcionando como gasômetro, podendo estar mergulhada diretamente sobre a biomassa ou em um selo d'água externo; e uma parede central que divide o tanque de fermentação em duas câmaras. Tal parede possui a função de fazer com que o efluente circule por todo o interior da câmara de fermentação.

O modelo analisado possui pressão de operação constante, de modo que à medida que o volume de gás produzido não é consumido de imediato, o gasômetro tende a deslocar-se verticalmente, permitindo o aumento do volume do reator mantendo a pressão no seu interior constante (DEGANUTTI, 2002).

Figura 3. Digestor anaeróbico de tambor flutuante



Fonte: adaptado pelo autor

O efluente que adentrará o sistema deverá possuir concentração de sólidos totais (ST) não superior a 8% de modo a facilitar a circulação dos resíduos pelo interior da câmara de fermentação e evitar entupimentos dos canos de entrada e saída. O abastecimento do mesmo também deve ser realizado de maneira contínua, sendo recomendado a alimentação por dejetos bovinos e /ou suínos, que apresentam certa regularidade (DEGANUTTI, 2002). Uma das vantagens deste digestor em relação ao modelo chinês é que o operador consegue ver e entender

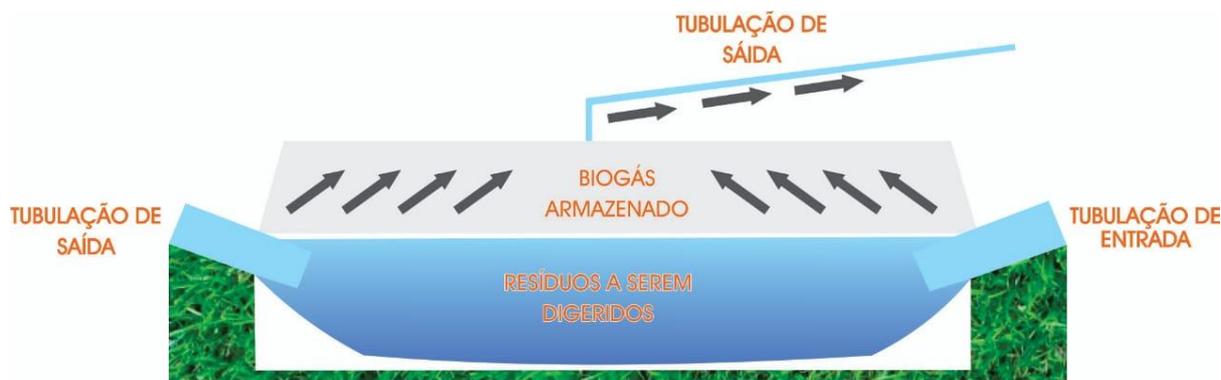
melhor o funcionamento do digestor uma vez que a cúpula se eleva e descende com a maior ou menor pressão do gás (OCWIEJA, 2010).

1.6.3. Digestor anaeróbio tubular de polietileno

O presente modelo é o mais utilizado na região de Goiás, sendo composto por uma bolsa de polietileno de espessura fina, usualmente composto por duas capas para ser capaz de suportar pressões de trabalho do biogás assim como o armazenamento dos dejetos. A construção deste biodigestor deve ser feita com uma vala de inclinação de 2,5% permitindo que o fluxo dos dejetos sejam realizados através da gravidade. Quando o digestor está em equilíbrio, a massa líquida de dejetos que sai do sistema é igual a massa de entrada, sendo direcionada através de um tubo de saída para um recipiente de coleta.

Existe a necessidade da retirada periódica do lodo formado pelos sólidos presentes no efluente utilizado. O biogás gerado através da digestão anaeróbia é armazenado acima do efluente que é envolto pelo polietileno, criando uma bolsa de gás, e é levado através de tubulação para o local onde será realizado o seu aproveitamento.

Figura 4. Digestor anaeróbio tubular de polietileno



Fonte: adaptado pelo autor

Após o efluente passar pelo processo de tratamento utilizando os digestores anaeróbios, tem-se que uma das formas para se ter o controle correto dos dejetos produzidos está na aplicação no meio rural como biofertilizante. Porém, faz-se necessário o conhecimento e análise de cada uma das etapas do processo para que se possa evitar problemas de contaminação e poluição, sendo estas as etapas de produção, coleta, armazenagem, tratamento, distribuição e utilização na forma sólida, pastosa ou líquida. Dependendo da carga dos dejetos assim como a quantidade dos mesmos que será tratada, pode ser que exista a necessidade de

complementar o tratamento dos dejetos com outros sistemas para que os mesmos não ofereçam riscos ambientais com sua aplicação.

Com isto, o tratamento dos dejetos produzidos passa a ser uma maneira de diminuir seu poder poluente, assim como o conhecimento de cada etapa se torna indispensável para garantir a sustentabilidade do sistema de produção de suínos.

1.7. Produção de biogás no Brasil e no mundo

Deste modo, ao passo em que se tem uma entrada contínua de dejetos, pode-se ter uma produção constante de energia. Consta-se que a injeção de biogás em redes de gás é uma prática constante em alguns países como a Suécia, Suíça, Alemanha, França e outros, de modo a ser utilizada como alternativa para substituição dos combustíveis fósseis após um tratamento apropriado do mesmo (APPELS, 2008).

Conforme os dados disponibilizados pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2017), atualmente existem apenas 20 usinas de biogás no Brasil, produzindo um total de 133,1 MW de potência, sendo equivalente a 0,92% da capacidade nacional de biomassa. Por mais que se tenham tais dados de geração, o Brasil ainda é iniciante neste setor de produção energética uma vez que em vários países europeus, tal fonte de energia renovável tem sido incorporada há muito tempo em suas matriz energética (RUTLEDGE, 2005) dando destaque para a Alemanha, cuja geração energética foi de aproximadamente 27 TW h^{-1} no ano de 2013, fornecendo energia para mais de 7,5 milhões de residências.

Por mais que a diferença entre os valores de geração de energia elétrica entre o Brasil e a Alemanha sejam tão discrepantes, dos Santos (2018) diz que o potencial de produção de biogás no Brasil é alto pela grande geração de resíduos orgânicos existente no país, permitindo uma faixa de potência instalada que varia de 4,5 a 6,9 GW, sendo suficiente para abastecer 180 mil frotas de ônibus em centros urbanos brasileiros. A mesma situação pode ser observada em Portugal onde a valoração do biogás ainda está em fase inicial, e que estudos mostram que a importância da digestão anaeróbia só foi reconhecida em 2007, possuindo potência instalada de cerca de 10% do potencial de energia elétrica do país (FERREIRA, 2012).

1.8. Estudos para otimização da produção de biogás

Através deste cenário de valorização da utilização do biogás como fonte renovável para geração de energia, vários estudos têm sido conduzidos para obter aprimoramentos dos processos de digestão anaeróbia e produção de metano, abrindo um leque de opções em

decisões corretivas em meio a um possível sistema deficiente. Dentre estes estudos, tem-se o realizado por Cai (2016) que constatou que a utilização de uma célula de eletrólise microbiana composta por um bioânodo e um biocátodo auxiliam na reciclagem de energia dentro de um sistema de digestão anaeróbia, de modo a melhorar a degradação da matéria orgânica, assim como a produção de metano pelo estímulo do metabolismo microbiano presente no sistema.

Estudos realizado por Hettiaratchi (2014) que visava a utilização de enzimas para tratamento de resíduos sólidos urbanos constatou que a utilização de enzima de Manganês Peroxidase (MnP) e Lignina Peroxidase (LiP) foram capazes de produzir 36 e 23 vezes mais metano acumulativo quando comparado com um sistema desprovido de tratamento enzimático. Outro estudo com caráter renovável permitindo a otimização da produção de biogás se dá nos estudos realizados por Battista (2016) que constatou que a utilização de resíduos gerados no processo de extração de café podem ser utilizados como alternativa para aumentar a carga orgânica em um sistema de biodigestão, com rendimento de processo de cerca de 83% quando comparado com um reator testemunho.

1.9. Justificativa

A criação de suínos é uma atividade considerada como de alto potencial poluidor devida as elevadas quantidades de dejetos que os mesmos produzem, de modo que tal efluente necessita passar por um processo de tratamento antes de ser depositado tanto no solo quanto em um curso d'água. Para assegurar a redução dos impactos ambientais ocasionados por tal atividade, a CONAMA 237 obriga o produtor a licenciar suas atividades, assegurando diante do órgão ambiental que os rejeitos gerados pelo seu sistema estão de acordo com os parâmetros estabelecidos pela legislação vigente.

Dentre as mais diversas formas de tratamento de efluente existente, o sistema anaeróbio se destaca pela constante geração de biogás no processo de degradação da matéria orgânica, demanda de pequenas áreas de construção e fácil manejo. Dentro da classe de sistemas anaeróbios de tratamento, o sistema de biodigestores permite a captação do biogás gerado, possibilitando seu reaproveitamento tanto em geração de energia elétrica quanto em geração de energia térmica. Porém, o processo de degradação da matéria orgânica em meio anaeróbio é realizado através de comunidades microbiológicas presentes no sistema que dependem de certas condições para manterem suas atividades em funcionamento.

Uma vez que se tem um sistema em que as condições de operação do mesmo não são monitoradas, tem-se a possibilidade de um cenário onde as comunidades microbiológicas estão

operando em baixa eficiência, que por sua vez acarreta em baixa redução das cargas de poluentes presente nos dejetos, e uma baixa geração de biogás. Com isto, os estudos dos parâmetros físico-químicos do efluente e do volume de biogás gerado pelo processo ganha relevância por permitir tanto a correção quando observado irregularidades no sistema, quanto a garantia da eficiência energética produzida devido ao funcionamento do sistema em condições ótimas.

1.10. Referências

ABREU, C.A.; ABREU, M.F.; BERTON, R.S. Análise química do solo para metais pesados. In: SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS, 2002. v.2. p.645-692.

AGRÍCOLA, Salvador. **Anais**. Salvador: Sbea, 2002. p.102-108.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica 2017. BIG – Management Information Bulletin. Acessado em 02/07/2018. Disponível em: < <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/CombustivelPorClasse.cfm?Classe=Biomassa> >.

ANEEL- Agência Nacional de Energia Elétrica. Anuário Estatístico de Energia Elétrica, 2015.

APPELS, L., BAEYENS, J., DEGRÈVE, J., DEWIL, R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Prog. Energy Combust. Sci.* 34, 755–781.

BATSTONE, D. J., KELLER, J., ANGELIDAKI, I. KALYUZHNYI, S.V., PAVLOSTATHIS, S. G., ROZZI, A., SANDERS, W. T. M., SIEGRIST, H., VAVILIN, V. A. *Anaerobic Digestion model no. 1 (ADMI)*. IWA Scientific and Technical Report No. 13, IWA Publishing, London, 77p. 2002.

BATTISTA, F., FINO, D., MANCINI, G. Optimization of biogas production from coffee production waste. *Bioresource technology*, v. 200, p. 884-890, 2016.

BERMANN, C. Crise ambiental e as energias renováveis. **Ciência e Cultura**, v. 60, n. 3, p. 20-29, 2008.

BEZERRA, S. A. Gestão Ambiental da Propriedade Suinícola: um modelo baseado em um biosistema integrado. p. 270. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), UFSC, Florianópolis, 2002.

BRASIL - Ministério de Minas e Energia. Balanço Energético Nacional, 2015.

CAI, Weiwei et al. Methane production enhancement by an independent cathode in integrated anaerobic reactor with microbial electrolysis. *Bioresource technology*, v. 208, p. 13-18, 2016.

CERQUEIRA, G. A.; PINTO, H. S.; FARIA, I. D., A crise hídrica e suas consequências. Boletim legislativo Nº 27 2015.

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*, v. 38, p. 436-442, 2015.

CHERNICHARO, C. A. L., Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Reatores anaeróbios. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.5, 2007.

CLEMENTINO, L. D. A Conservação de energia Por Meio da Co-Geração de Energia Elétrica. São Paulo: Érica, 2001.

CNA. Confederação Nacional da Agricultura e Pecuária. Disponível em: . Acesso em: 22 setembro 2008.

DE MEDEIROS, M. A. C., de SOUZA, T. M. J. A., VENDEMIATTI, T., SOBRINHO, M. G. D., & de ALBUQUERQUE, T. M. A. F. APOSTILA DE LABORATÓRIO. Universidade estadual de Campinas. Limeira, 2006.

DEGANUTTI, R., PALHACI, M. C. J. P., ROSSI, M., TAVARES, R., SANTOS, C., et al. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. *Proceedings of the 4th Encontro de Energia no Meio Rural*, 2002.

DEMANBORO, A. C., MARIOTONI, C. A., NATURESA, J. S, JUNIOR, J. R. S. A sustentabilidade através de empreendimentos energéticos descentralizados. **Proceedings of the 6. Encontro de Energia no Meio Rural**, 2006.

DEMIRBAS, A. *Biofuels: green energy and technology*. Springer, Londres, 2009.

DIAS, A. C., CARRARO, B. Z., DALLANORA, D., COSER, F. J, et al. Manual brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 140p, 2011.

DIESEL, R., MIRANDA, C. R., PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves; EMATER/RS, 2002. Boletim informativo de pesquisa e extensão, 2002.

DORTZBACH, D. **Dinâmica de atributos físicos e químicos em solo sob plantio direto adubado com dejetos suínos e uréia**. Florianópolis, 2009, 139p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas), Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

DOS SANTOS, A. C., DE OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios horizontais seguidos de reator aeróbio em batelada sequencial. *Engenharia Agrícola*, v. 31, n. 4, p. 781-794, 2011.

DOS SANTOS, I. F. S., VIEIRA, N. D. B., DE NOBREGA, L. G. B., BARROS, R. M., FILHO, G. L. T. Assessment of potential biogas production from multiple organic wastes in Brazil: Impact on energy generation, use, and emissions abatement. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 131, p. 54-63, 2018.

FARIAS, L. M.; SELLITTO, M. A. Uso da energia ao longo da história: evolução e perspectivas futuras. **Revista Liberato**, v. 12, n. 17, p. 07, 2011.

FERREIRA, M., MARQUES, I. P., MALICO, I. Biogas in Portugal: Status and public policies in a European context. *Energy Policy*, v. 43, p. 267-274, 2012.

FONSECA, R. S. *Iluminação Elétrica*. São Paulo: Editora McGraw-Hill do Brasil Ltda., 1972.

GARCIA, R. Energias renováveis frente à crise energética brasileira. **ETIC-ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA-ISSN 21-76-8498**, v. 11, n. 11, 2015.

GTZ/GIZ. *Biogas digest: Volume 2: Biogas application and product development*. GTZ. Available at: <http://ebookbrowse.net/isat-gtz-1999-biogas-digest-volume-ii-biogas-application-and-product-development-pdf-d331669159>. 1999.

HÉMERY, D.; BEBIER, J. C.; DELÉAGE, J. P. *Uma História da Energia*. Brasília: Editora Universidade de Brasília. 1993.

HENDRIKS, C., GRAUS, W. H. J. C. *Global carbon dioxide storage: potencial and cost*. Ecofys Utrecht, The Netherlands. 2004.

HETTIARATCHI, J. P. A., JAYASINGHE, P. A., BARTHOLAMEUZ, E. M., KUMAR, S.. Waste degradation and gas production with enzymatic enhancement in anaerobic and aerobic landfill bioreactors. *Bioresource technology*, v. 159, p. 433-436, 2014.

JONGBLOED, Age. Environmental pollution control in pigs by using nutrition tools. *Revista Brasileira de Zootecnia [suplemento especial]*, v. 37, p. 215-229, 2008.

JÚNIOR, L. Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios. Tese de Livre-Docência. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 137 p, 1994.

KONZEN, E. A. *Manejo e utilização de dejetos de suínos*. Brasília, DF: Embrapa Suínos e Aves, 1983. (Circular técnica, 6).

KUNZ, A.; OLIVEIRA, L. de; PICCININ, L. S. Manual de análise: Biogás. Alfakit LTDA e EMBRAPA Suínos e Aves, 2007.

LATIF, M. A., MEHTA, C. M., BATSTONE, D. J. Influence of low pH on continuous anaerobic digestion of waste activated sludge. *Water research*, v. 113, p. 42-49, 2017.

LEAL, G. C. G.; DE FARIAS, M. S. S.; ARAUJO, A. F. O processo de industrialização e seus impactos no meio ambiente urbano. **Qualitas Revista Eletrônica**, v. 7, n. 1, 2008.

LEBUHN, M.; BAUER, C. GRONAUER, A. Probleme der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen im Langzeitbetrieb und molekularbiologische Analytik.

LETTINGA, G., HULSHOF POL, L. W., ZEEMANG, G. Biological wastewater treatment. Part 1: Anaerobic wastewater treatment. Lecture notes. Wageningen Agricultural University, ed. January 1996.

LILI, M. BIRÓ, G. SULYOK, E. PETIS, M. BORBÉLY, J. TAMÁS, J. Novel approach on the basis of FOS/TAC method. **Analele Universității din Oradea, Fascicula Protecția Mediului**, v. 17, 2011.

LOSSIE, U.; PÜTZ, P. Control orientado de plantas de biogás com la ayuda de FOS/TAC, disponível em: <https://www.interempresas.net/FeriaVirtual/Catalogos_y_documentos/87050/FOSTAC.pdf> Acessado em 02/07/2018.

MANHÃES, F. C. Resultados de análises laboratoriais do Centro Nacional de pesquisa de Suínos e Aves. Concórdia. 1996.

MASSÉ, D. I., MASSE, L. ; CROTEAU, F. The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. **Bioresource Technology**, v.89, p.57–62, 2003.

MATTIAS, J.L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. 164f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

MCCARTHY, P., 1964. Anaerobic waste treatment fundamentals. Part III: toxic materials and their control. Public Works 95, 91–94.

NASS, L.L., P.A.A. PEREIRA e D. Ellis. Biofuels in Brazil: an overview. Crop Sci. 47, 2228-2237. 2007.

NIELSEN B.H., UELLEND AHL H., AHRING K. B., 2007, Regulation and optimization of the biogas process: Propionate as a key parameter. Biomass and Bioenergy, Vol. 31, pp. 820-830

NORDMANN W. Die Überwachung der Schlammfäulung. KA-Informationen für das Betriebspersonal, Beilage zur Korrespondenz Abwasser, 1977.

OCWIEJA, S. M. Life cycle thinking assessment applied to three biogas projects in central Uganda. Master's Report. Michigan Technological University. 2010.

OLIVEIRA, J. C., JÚNIOR, E. D. S, SALEH, B. B., CABALLERO, S. S. U. Equivalente populacional de poluição da atividade de suinocultura no município de Rio Verde, Goiás. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer – Goiânia, v.13, n.24; p.467, 2016.

OLIVEIRA, P. A. V. de. **Projeto de biodigestores e estimativa de produção de biogás em sistema de produção**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2005. 8p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 417).

OLIVEIRA, P. A. V., HIGARASHI, M. M., MATEI, R. M., MENDES, G. L. Uso dos resíduos de sistema de crescimento e terminação de suínos para a produção de biogás. In: **Tecnologia para o manejo de resíduos na produção de suínos**: Manual de boas praticas. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 109p.

OLIVEIRA, P.A.V. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 27, 1993. 188p.

OLIVEIRA, P.A.V.; COSTA, R.H.R. da; Troglío, J. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of Coopercentral. 3rd IAWQ, International specialist Conference and Workshop-Waste stabilisation ponds technology and applications, march, 1995, João Pessoa, Paraíba, Brazil, vol. 1, 1995.

PAULA, I. F. **Tratamento biológico de águas residuárias de abatedouro de suínos**. 1982. 206 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1982.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MONTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), tratando efluentes de suinocultura, **Revista Ambiente & Água** – Na interdisciplinar Journal of Applied Science, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

PROCHÁZKA, J., DOLEJŠ, P., MÁČA, J., DOHÁNYOS, M., 2012. Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. Appl. Microbiol. Biotechnol. 93, 439–447.

ROHSTOFFE, F. N. Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização. 5ª edição, Gülzow, Alemanha, 2010.

ROWSE, L.E. Design of Small Scale Anaerobic Digesters for Application in Rural Developing Countries. Thesis to obtain degree of Master. University of South Florida, 2011.

RUTLEDGE, B., 2005. California Biogas Industry Assessment, WestStart-CALSTART. Inc. Published, Pasadena, USA.

SANTOS, T.M.B. dos. Balanço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte. 2001. 179f. Tese (Doutorado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP, Jaboticabal.

SEGANFREDO, M. A. (Ed.). Gestão ambiental na suinocultura. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 302 p., 2007.

SILVA, A. D. A., LANA, Â. M., LANA, R. M., COSTA, A. M. Fertilização com dejetos suínos: influência nas características bromatológicas da *Brachiaria decumbens* e alterações no solo. *Engenharia Agrícola*, 35(2), 254-265. 2015.

SOUZA, C. F. et al. Caracterização de dejetos de suínos em fase de terminação. *Revista Ceres*. v.2.p.128-133. 2009.

SOUZA, C. F., LUCAS JUNIOR J. e FERREIRA, W. P. M. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos sob efeito de três temperaturas e dois níveis de agitação do substrato – considerações sobre a partida. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA.

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

SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472p.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 23th ed. Washington, 2017.

TAO, B., DONNELLY, J., OLIVEIRA, L., ANTHONY, R., WILSON, V., ESTEVES, S. R. Enhancement of microbial density and methane production in advanced anaerobic digestion of secondary sewage sludge by continuous removal of ammonia. *Bioresource technology*, v. 232, p. 380-388, 2017.

TAVARES, Jorge Manuel Rodrigues; OLIVEIRA, Paulo Armando; BELLI FILHO, Paulo. Sustentabilidade da suinocultura – Reduções de consumo de água e de dejetos na produção

animal. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 15., 2012, Belo Horizonte, MG. Anais eletrônicos... Rio de Janeiro, 2012. 10p.

VALENTE, J. P. S., PADILHA, P. M., & SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu-SP. *Eclética Química Journal*, vol.22, 1997.

VDLUFA – Schriftenreihe 64, 2008, pp. 118-125.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. *Lodos Ativados*. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.4 p.428, 2002.

WEILAND, P. Grundlagen der methangärung – Biologie und Substrate; VDI – Berichte, nº 1620 “Biogas als regenerative Energie – Stand und Perspektiven”; pp. 19-32; VDI- Verlag 2001.

ZHOU, J., ZHANG, R., LIU, F., YONG, X., WU, X., ZHENG, T., JIANG, M., JIA, H. Biogas production and microbial community shift through neutral pH control during the anaerobic digestion of pig manure. *Bioresource technology*, v. 217, p. 44-49, 2016.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Estudar um sistema de biodigestores para proporcionar ao produtor um relatório das condições de digestão anaeróbia operado no sistema, propiciando ainda alternativas para melhorar o rendimento do mesmo.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar parâmetros físico-químicos do DLS;
- Analisar o potencial energético da granja;
- Avaliar o estado da fermentação da matéria orgânica dentro do biodigestor;
- Estudar a eficiência do sistema;
- Disponibilizar ao proprietário um relatório que informe quais são as condições de operação que o sistema de biodigestores se encontra.

3. CAPÍTULO 1

(Normas de acordo com a revista *Acta Scientiarum Technology*)

Eficiência da digestão anaeróbia de biodigestores em granja de suínos em terminação de rio verde – goiás

RESUMO

A suinocultura nacional vem passando por profundas transformações de natureza tecnológica em busca do aumento de produtividade, trazendo como consequência grande produção de dejetos com elevado potencial de poluição. Com isto, a utilização de reatores anaeróbios para tratamento de dejetos líquidos de suínos (DLS) é apresentado como solução capaz de permitir a destinação correta dos efluentes e reduzir a pressão ambiental causada por tal atividade. No presente trabalho objetivou-se estudar um sistema de biodigestores funcionando em paralelo, de modo a proporcionar ao produtor um relatório das condições de digestão anaeróbia operado no sistema, propiciando ainda alternativas para melhorar o rendimento do mesmo caso seja necessário. O presente estudo foi desenvolvido em uma granja em confinamento comportando aproximadamente 4.200 suínos. Foram realizadas coletas semanais do DLS no sistema de biodigestores por um período de 8 meses, acompanhando dois ciclos de engorda dos suínos. Foram realizadas análises de temperatura, pH, Nitrogênio amoniacal, DBO, DQO e a relação FOS/TAC, tanto na entrada quanto nas saídas dos biodigestores. Ao analisar os resultados obtidos, têm-se que os biodigestores operam em uma faixa ótima de temperatura em períodos climáticos mais quentes e possuem comportamento estatisticamente iguais quanto a remoção de matéria orgânica. Não foram observados irregularidades nos parâmetros analisados que implicariam a interrupção da digestão anaeróbia, sendo comprovado pela queda na relação FOS/TAC entre a entrada e a saída do sistema. Conclui-se que a digestão anaeróbia no sistema não é prejudicada por nenhuma anormalidade em qualquer parâmetro analisado, não sendo necessário a correção do DLS.

PALAVRAS-CHAVE: Digestão anaeróbia, Dejetos de suínos, Biodigestores, FOS/TAC, Sustentabilidade, Suinocultura.

ABSTRACT

National swine farming has been undergoing profound technological changes in search of increased productivity, resulting in a large waste production with high pollution potential. Thus, the use of anaerobic reactors for swine manure (SM) treatment is presented as a solution capable of allowing the correct disposal of effluents and reducing the environmental pressure caused by such activity. The objective of this work was to study a system of biodigestors working in parallel, in order to provide the producer with a report of the anaerobic digestion conditions operated in the system, providing alternatives to improve the yield if necessary. The present study was carried out in a feedlot farm with approximately 4,200 pigs. SM weekly collections were performed in the digesters system for a period of 8 months, following two swine fattening cycles. Temperature, pH, Ammonia Nitrogen, BOD, COD and FOS / TAC analyzes were performed at the inlet and outlet of the digesters. By analyzing the results obtained, it is observed that the biodigesters operate in an optimal temperature range in warmer climatic periods and have statistically equal behavior regarding the removal of organic matter. No irregularities were observed in the analyzed parameters that would imply the interruption of anaerobic digestion, being confirmed by the drop in the FOS / TAC relationship between the system input and output. It is concluded that anaerobic digestion in the system is not impaired by any abnormality in any parameter analyzed, and no SM correction is necessary.

KEYWORDS: Anaerobic digestion, Swine Manure, Biodigesters, FOS / TAC, Sustainability, pig farming.

3.1. INTRODUÇÃO

A suinocultura nacional vem passando por profundas transformações de natureza tecnológica em busca do aumento de produtividade, trazendo como consequência grande produção de dejetos. Simultaneamente ocorrem problemas relacionados com o destino desses efluentes, gerando preocupação com a poluição ambiental, considerada uma ameaça à sobrevivência dessa atividade nos grandes centros produtores (SALÉH, et al., 2008). De acordo com Oliveira (1993), os suínos produzem dejetos em diferentes proporções, variando com o desenvolvimento dos animais, de modo que os mesmos com peso na faixa de 16 a 100kg produzem diariamente, de 8,5 a 4,9% do seu peso corporal em urina mais fezes. O volume dos dejetos também depende do manejo utilizado, porém, de um modo geral, estima-se que as produções de efluente em ciclo completo se dá em 70 L/matriz/dia, 30 L/matriz/dia em unidades de SPL, e de 7,0 L/cabeça/dia em modelos SVT. Diesel et al (2002) discorrem que a capacidade de poluição dos dejetos de apenas 1 suíno equivale a aproximadamente 3,5 pessoas não apenas pelo volume produzido, mas também pela concentração de poluentes que este carrega. Bezerra (2002) diz que um suíno polui mais que 4 pessoas. Já Souza et al. (2009) diz que o equivalente populacional para suínos em terminação é superior a 10 habitantes quando comparadas as concentrações de nitrogênio total. Os estudos realizados por Oliveira (2016) em granjas situadas no município de Rio Verde – GO, constaram que cada suíno polui 2,5 vezes mais que cada ser humano ao se comparar os dados de concentração de nitrogênio total presente no DLS

De acordo com o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2018), o Brasil é o quarto maior produtor e exportador de carne de suínos do mundo, tendo sido registrado em 2011, cerca de 2,4 milhões de matrizes suínas, somando mais de 39 milhões de cabeças (ABCS, 2011), tal produção tem contribuído de forma econômica, social e cultural para as regiões que se utilizam desta atividade, como o estado de Goiás, que ocupa o sétimo lugar no ranking nacional, onde até o final de 2017, foram registradas 220 granjas, somando mais de 100 mil matrizes suínas (AGS, 2017).

No entanto, o desenvolvimento da suinocultura traz consigo grande passivo ambiental, uma vez que tal atividade é considerada como altamente poluidora dos mananciais, do solo, subsolo e do ar. Inúmeras alternativas são apresentadas pela pesquisa indicando caminhos com a finalidade de integrar produtividade e preservação ambiental, porém, a gestão desses dejetos no sentido de amenizar seus efeitos negativos ao meio ambiente é complexa.

Por mais que o sistema de suinocultura gere dejetos com elevadas quantidades de nutrientes, os mesmos quando estão em elevada concentração se tornam poluentes de água, solo e ar. Assim, para que sua utilização como biofertilizantes ou despejo no corpo receptor seja viável, faz-se necessário um tratamento eficaz até que os efluentes alcancem os níveis de concentração permitidos pela legislação ambiental vigente. Porém, este tratamento muitas vezes não é realizado, uma vez que o investimento necessário para tornar viável tal destinação está acima das capacidades dos pequenos e médios produtores (MEDRI, 1997).

Com isto, a utilização de reatores anaeróbios para tratamento de dejetos líquidos de suínos é apresentado como solução capaz de permitir a destinação correta dos efluentes e reduzir a pressão ambiental causada por tal atividade, pois o mesmo permite a aplicação de uma tecnologia mais sustentável em relação aos outros tipos de sistemas pelo fato de proporcionar a produção de energia através do biogás, possuir demanda de pequena área, além de possuir simplicidade na construção e permitir a utilização dos nutrientes contidos no efluente (nitrogênio e fósforo) em atividades agrícolas.

Para Kellner e Pires (1998) os reatores anaeróbios são dimensionados para receber cargas orgânicas elevadas, que impedem a existência de oxigênio dissolvido no meio líquido e, juntamente com sua profundidade, garantem as condições de anaerobiose. Porém, vários parâmetros são capazes de influenciar as atividades biológicas que ocorrem neste meio, existindo a necessidade de monitoramento do mesmo para garantir que este opere em condições ótimas.

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

O referido projeto é um estudo de caso que foi executado de maneira a abordar o método quantitativo, utilizando meios indutivos para desenvolvimento e ordenação do raciocínio. O estudo deste trabalho foi realizado em um sistema de biodigestores localizado na Granja Agropecuária (18°13'51.7"S, 51°06'08.6"W) que se reside na Fazenda Talhado Cinco de Março, distante 62 km de Rio Verde – GO. Nesta propriedade de 91ha, residem 3 núcleos que são denominados Ivan Klein, Ricardo Klein e Granja Agropecuária, todos em modelo SVT, comportando aproximadamente 4.200 suínos cada.

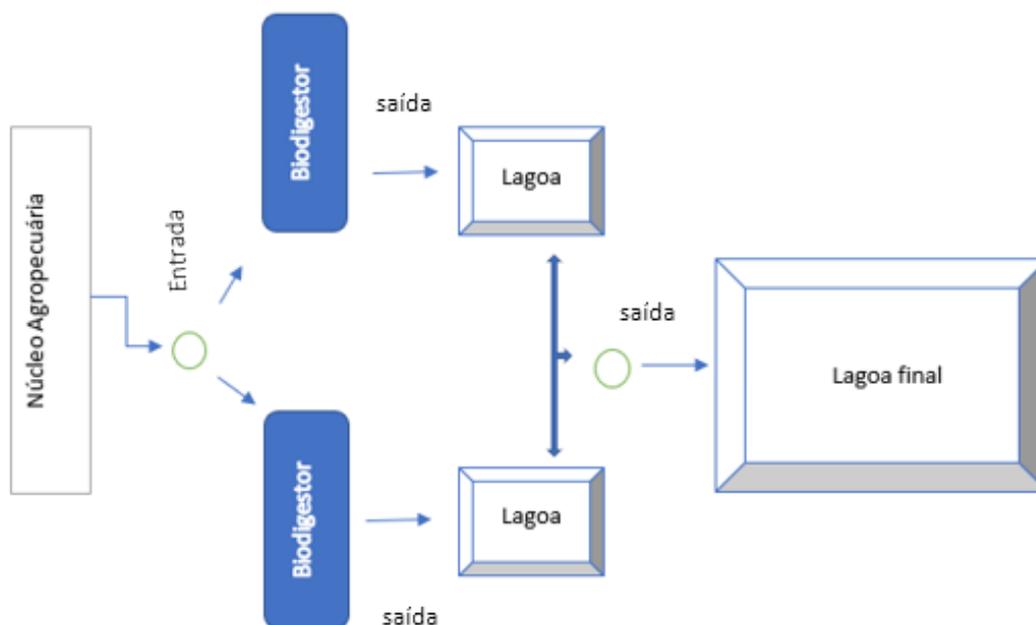
Figura 1. Granja Agropecuária situada na Fazenda Talhado 5 de Março.



Fonte: Do próprio autor.

Cada um dos núcleos possui um sistema próprio para tratamento dos dejetos líquidos dos suínos (DLS), sendo estes constituídos por dois biodigestores e três lagoas anaeróbicas conforme observado no esquema apresentado na Figura 2. Após os dejetos percorrerem por este sistema de tratamento, o DLS das três granjas é encaminhado para uma única lagoa que está situada no núcleo Granja Agropecuária. A retirada do dejetos tratados que será utilizado como fertilizante na propriedade é realizada nesta última lagoa anaeróbica

Figura 2. Sistema anaeróbio para tratamento dos dejetos líquidos dos suínos.



Fonte: Do próprio autor.

Para a utilização do biogás liberado no processo de digestão anaeróbica foi construído um sistema de pulmão que reúne o biogás formado nos biodigestores dos três núcleos e os

armazena na Granja Agropecuária para então serem encaminhados ao gerador da propriedade que se situa neste mesmo núcleo. Uma vez que o referido projeto tem por objetivo analisar as condições de funcionamento dos biodigestores apenas da Granja Agropecuária, não foram realizados estudos no DLS vindouro dos outros núcleos.

Desta maneira, foram realizadas coletas semanais do efluente no sistema de biodigestores por um período de 8 meses, acompanhando dois ciclos de engorda dos suínos. O primeiro ciclo de estudo teve início no dia 07 de maio de 2018, e encerrou no dia 10 de setembro do mesmo ano. Já o segundo ciclo iniciou no dia 20 de setembro de 2018 e finalizou dia 15 de janeiro de 2019.

As coletas das amostras se deram entre as 08h e 09h e foram realizadas utilizando frascos identificados com tampa, de modo que logo após efetuada a coleta dos efluentes, os mesmos foram alocados em uma caixa de isopor contendo gelo no intuito de reduzir ou interromper quaisquer atividades bacterianas no DLS que possa influenciar nos dados até a chegada ao laboratório.

A metodologia adotada para a coleta dos dejetos no presente trabalho se diferencia da utilizada por Lili (2011) para as análises de FOS/TAC, que retira o DLS do centro do biodigestor. Pelo fato de que o sistema implantado não tinha pontos de recolhimento de amostras do interior do biodigestor, as mesmas foram retiradas logo na entrada e nas saídas do sistema, sendo 1 coleta na entrada e 2 nas saídas.

As análises de temperatura foram realizadas diretamente nos pontos de coleta de DLS, de modo que a ponta do termômetro de mercúrio foi imerso no efluente até sua estabilização (aproximadamente 3 minutos) para então ser anotado o resultado da temperatura. Após o recolhimento das amostras, as mesmas foram encaminhadas ao Laboratório de Química Tecnológica (QUITEC) do Instituto Federal Goiano, campus Rio Verde – GO, para serem realizadas as análises de pH e a relação FOS/TAC.

Após a chegada no laboratório, as amostras foram centrifugadas em velocidade de 2000 rpm por um período de 15 minutos permitindo assim a breve separação da parte sólida da parte líquida. Com isto, foi realizada a análises de pH utilizando um PHmetro de bancada, para então dar início a análise da relação FOS/TAC. O procedimento para esta relação se deu através da titulação ácida seguindo as orientações de Nordmann method (1977) utilizando H_2SO_4 concentrado a 0,1 N (0,05 mol/L). Portanto, a determinação da capacidade tampão do meio (TAC) foi realizada pela titulação de 20ml de DLS do valor do seu pH original até o pH 5. O calculo do TAC em mg de $CaCO_3/L$ se deu através da formula:

$$TAC = A * 250$$

A = Volume de H₂SO₄ até atingir o pH 5

Já o cálculo dos ácidos orgânicos voláteis (FOS) foi realizado com a titulação dos mesmos 20ml de DLS, partindo do pH 5 até o valor de pH 4,4. Com isto, a fórmula utilizada para se obter o FOS em mg de ácido acético por litro foi:

$$FOS = [(B * 1,66) - 0,15] * 500$$

B = Volume de H₂SO₄ consumido ao levar o pH de 5 para pH 4,4

As análises da DBO, DQO e do Nitrogênio amoniacal foram realizadas no Laboratório Germinar, também situado na cidade de Rio Verde – GO, seguindo as orientações no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2017).

Na análise da DBO, a preparação da água de diluição se deu da seguinte maneira: para cada litro de água, foi realizada a adição de 1 mL de solução de Sulfato de Magnésio, 1 mL de solução de cloreto de cálcio e 1 mL de cloreto férrico. A água deionizada foi saturada com ar comprimido por 30 minutos e depois foi colocada em repouso por mais 30 minutos. A temperatura foi estabilizada em aproximadamente 20°C.

Depois de feita as diluições, foi realizada a análise do oxigênio dissolvido inicial da amostra (ODi) pelo método titulométrico. Então, a mesma amostra foi transferida para um frasco de Winkler e completado com a água de diluição até o preenchimento completo do frasco. O frasco foi incubado na estufa de DBO a 20°C por 05 dias.

Após este período, foi realizado a análise de oxigênio dissolvido final (ODf) nas amostras que foram retiradas da incubadora. Então, foram calculados os resultados da DBO através do seguinte cálculo:

$$DBO (mg/L) = \frac{(ODi - ODf) \times 300}{P}$$

Tendo:

P = Volume utilizado de amostra

Para a análise de DQO, foi utilizado o Método Colorimétrico utilizando um espectrofotômetro DR3900. A solução de digestão utilizada foi a de faixa alta, sendo dissolvido 10,216g de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) p.a., previamente seco a aproximadamente $150^\circ C$ por duas horas, juntamente com 33,3g de sulfato de mercúrio ($HgSO_4$), em uma solução previamente preparada de 167 ml de ácido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado em 500ml de água destilada, avolumando para 1000ml.

A solução de ácido sulfúrico / sulfato de prata foi preparado de modo a se pesar 11,0g de sulfato de prata, dissolvendo em ácido sulfúrico, completando para 1 litro. A solução de DQO foi preparada em uma cubeta cilíndrica de 10ml com tampa, adicionando 3,5 ml da solução de ácido sulfúrico / sulfato de prata e 1,5ml da solução de digestão.

As curvas de calibração foram preparadas em comprimento de onda de 600nm, e foi realizada a leitura da absorbância dos padrões de Biftalato de Potássio de 900mg/ IO_2 , 750 mg/ IO_2 , 500 mg/ IO_2 , 100 mg/ IO_2 e o branco (água deionizada).

As amostras foram transferidas para um frasco de 100ml, fixado com 1ml de ácido sulfúrico concentrado. Após a homogeneização com agitador magnético e barra magnética, foi pipetado 2,5ml da amostra em uma cubeta contendo a solução DQO preparada. Após o mesmo procedimento ser realizado com o branco contendo 2,5ml de água destilada, os frascos foram fechados, agitados e levados a digestão no bloco digestor por um período de 2 horas a uma temperatura de $150^\circ C$.

Após a digestão, os frascos foram agitados e colocados para esfriar. Com o resfriamento, foi realizada a leitura do branco e da amostra no espectrofotometro, de modo que o resultado obtido foi automaticamente demonstrado no display do aparelho.

As análises de Nitrogênio Amoniacal se deram primeiramente eliminando possíveis interferentes no equipamento, para isto foi adicionando 500ml de água deionizada no copo de destilação com 20ml de solução tampão de borato. O pH foi ajustado para 9,5 utilizando a solução de NaOH a 1N. Então, foram adicionadas esferas de vidro e acopladas no aparelho de destilação. A destilação foi sendo realizada até que o aparelho não apresentasse mais vestígios de amônia.

Com isto, foi adicionado 250ml da amostra no copo do aparelho de destilação, sendo realizado o mesmo com os padrões e água deionizada para o branco. Posteriormente, foi adicionado 12,5 ml de solução tampão borato, de modo a acertar o pH a 9,5 com a solução de NaOH a 1N. Com isto, a amostra foi destilada até o recolhimento de 100ml de destilado em erlenmeyer contendo 25ml de solução de Ácido Bórico (H_3BO_3)/ Indicador misto a 2%. A

amônia foi quantificada pela titulação ácida da amostra com ácido sulfúrico a 0,02N até a viragem, passando de verde para violeta.

Para se ter os dados da carga poluidora, foi utilizado a fórmula descrita por Von Sperling (2014) em que:

$$Carga = Concentração * Vazão$$

Já para os dados referentes a produção teórica de metano, foi utilizado a equação descrita por Chernicharo (2007) utilizando-se dos dados da remoção da carga de DQO (m³/d).

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO}{f(T)}$$

Tendo:

Q_{CH_4} = Produção Volumétrica de metano (m³/d);

DQO = Carga de DQO removida no reator e convertida em metano;

$f(T)$ = Fator de correção da temperatura operacional do reator (kgDQO/m³).

$$f(T) = \left(\frac{P * K}{R * (273 + T)} \right)$$

Em que:

P = Pressão atmosférica (1atm);

K = DQO correspondente a um mol de CH₄ (64gDQO/mol);

R = Constante dos gases (0,08206 atm.L/mol.K);

T = Temperatura operacional do reator (°C).

Assim, para o tratamento dos dados armazenados referentes ao FOS/TAC, foi utilizado o programa MINITAB 19 para realizar a análise de médias móveis com o intuito de saber se os dados de saída 1 e saída 2 seguem um padrão. Também foi utilizado a ANOVA e o Teste de Tukey para os valores de eficiência de remoção de DQO para saber se houve significância entre os biodigestores analisados.

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos referente a temperatura do efluente que passa pelo sistema de biodigestores durante o primeiro ciclo de terminação (24/05/2018 – 03/09/2018) é expresso na Tabela 1. Pode-se perceber que a temperatura de entrada é sempre inferior à temperatura de saída por causa da liberação de calor que ocorre durante os processos de digestão anaeróbia.

Tabela 1. Temperatura do efluente durante o 1º ciclo de terminação.

Data	Entrada (°C)	Saída 1 (°C)	Saída 2 (°C)
24/05/2018	24	27	27
07/06/2018	24	27	27
22/06/2018	25	27	27
13/07/2018	25	28	28
20/07/2018	24	27	27
26/07/2048	24	27	27
21/08/2018	25	27	27,5
03/09/2018	25	28	28
Média	24,5	27,25	27,31

Tem-se que durante todo o período analisado, tanto os valores de entrada quanto os de saída, não estiveram nas faixas consideradas ótimas para geração de metano, sendo estas de 30 a 35°C (CHERNICHARO, 2007) e 37 a 42°C (ROHSTOFFE, 2010), mas mantiveram seus valores próximos aos relatados por Chernicharo (2007), de modo que a média das saídas 1 e 2 foram de 27,25°C e 27,31°C respectivamente. Todas as temperaturas analisadas permaneceram dentro da faixa mesofílica (20 a 40°C) (BATSTONE, 2002) havendo pouca ou nenhuma variação nas temperaturas, de modo que a máxima variação observada foi de 1°, e conforme Parkin e Owen (1986) é bom para o sistema por não afetar negativamente as populações microbiológicas. Com isto, tem-se que durante o primeiro ciclo, as populações microbianas não interromperam a produção de metano dentro dos biodigestores por irregularidades na temperatura.

As temperaturas dos efluentes obtidas no segundo ciclo de terminação (04/10/2018 – 11/01/2019) estão expressos na Tabela 2. Através das médias, pode-se observar que as temperaturas são diferentes das apresentadas no primeiro ciclo. Isto ocorre pelo fato de que o período climático da região possui temperaturas mais elevadas nos meses de estudo do segundo ciclo, enquanto os meses do primeiro possuem temperaturas mais amenas.

Através da Tabela 2, pode-se observar que os valores da temperatura apresentados tanto na saída do biodigestor 1, quanto na saída do biodigestor 2 se encontram na faixa ótima para produção de metano, apresentada por Chernicharo (2007), ficando entre 30 e 35°C. Metcalf e Eddy (1991) discorrem que a temperatura ótima para a faixa mesófila varia entre 30 e 38°C. Já Castro e Cortez (1998) afirmam que a faixa de 30 a 40°C foi a mais favorável para a produção de biogás em resíduos bovinos. Tem-se também que não houve variações bruscas na temperatura, de modo que a maior variação apresentada foi de 3°C entre os dias 13/11/2018 e 22/11/2018 na saída do biodigestor 1. Estes dados não foram medidos na saída do biodigestor 2 nas datas de 22/11/2018 e 14/12/2018 pois o mesmo não estava recebendo dejetos. Com isto, tem-se que durante o período do segundo ciclo de terminação ambos os biodigestores se encontravam operando em ótima faixa térmica para produção de metano.

Tabela 2. Temperatura do efluente durante o 2º ciclo de terminação.

Data	Entrada (°C)	Saída 1 (°C)	Saída 2 (°C)
04/10/2018	26,5	30	29
11/10/2018	27	30	30
06/11/2018	28	31	31
13/11/2018	27	30	30
22/11/2018	30	33	-
14/12/2018	30	33	-
21/12/2018	30	34	34
04/01/2019	30	33	33
11/01/2019	30	33	33
Média	28,72	31,89	31,43

Vale ressaltar que estas análises se deram sempre na parte da manhã, entre as 8h e 09h, de modo que as variações de temperatura que ocorrem durante o restante do dia não foram consideradas.

Com a Tabela 3 pode-se saber a situação em que os biodigestores estão operando quanto aos seus valores de pH. Ao observar os resultados obtidos das médias de cada parte do sistema, percebe-se que o DLS que percorre tanto o biodigestor 1 quanto o biodigestor 2, possuem valores de pH muito próximos, sendo de 8,00 e 7,94 respectivamente, e implica que as atividades microbiológicas do meio estão agindo de maneira similar em ambos os biodigestores.

Ao comparar as médias de pH apresentadas com alguns autores, tem-se que dentro do sistema existe estabilidade no processo da formação de metano por apresentar valores entre 6,0 e 8,0, porém, não estão na faixa ótima descrita por Chernicharo (2007), sendo esta entre 6,6 e 7,4 para esgoto sanitário. Soares (1990) diz que a produção de metano em condições acima ou abaixo da faixa ideal tende a diminuir, sendo confirmado pela pesquisa de Zhou (2016), que obteve 51,81% de metano no biogás gerado por efluente em pH 7,0. Os demais resultados que destoavam da neutralidade de pH foram inferiores, sendo estes de 35,6% de metano em pH 8,0 e 42,9% de metano em pH 6,0.

Tabela 3. pH do efluente durante o 1º ciclo de terminação.

Data	Entrada	Saída 1	Saída 2
24/05/2018	7,86	8,3	8,02
07/06/2018	7,25	7,9	7,98
22/06/2018	7,93	8,23	8,02
13/07/2018	7,42	7,85	7,88
20/07/2018	6,75	7,64	7,65
26/07/2018	7,36	7,79	7,67
21/08/2018	7,96	7,93	7,95
03/09/2018	8,45	8,33	8,31
Média	7,62	8,00	7,94

Por mais que os resultados não estejam estritamente operando na faixa ideal para produção de metano descrita por alguns autores, não significa que o sistema de biodigestores em estudo esteja operando em condições ruins. Tal fato se confirma com as afirmações de Lebuhn (2008) que discorre que as bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas dependem de um pH neutro entre 6,5 e 8. Com isto, o autor segue dizendo que um biodigestor abastecido com dejetos de suínos deve respeitar tal faixa de pH.

Os dados presentes na Tabela 4 são os referentes ao pH monitorado no efluente durante o 2º ciclo de terminação.

Tabela 4. pH do efluente no 2º ciclo de terminação.

Data	Entrada	Saída 1	Saída 2
04/10/2018	6,36	7,35	7,46
11/10/2018	7,18	7,63	7,69
30/10/2018	6,68	7,84	7,87
06/11/2018	7,25	7,74	7,86
13/11/2018	7,4	7,83	7,83
22/11/2018	7,35	7,6	-
14/12/2018	7,53	7,99	-
21/12/2018	7,79	6,96	7,78
04/01/2019	7,43	7,85	7,81
11/01/2019	8,33	7,85	7,84
Média	7,33	7,66	7,77

É possível notar que os valores das médias de pH nos dois biodigestores, assim como observado no primeiro ciclo, continuam próximos, porém, com valores um pouco mais próximos da neutralidade, sendo estes de 7,66 e 7,77. Esta faixa de pH, assim como no primeiro ciclo, garante a estabilidade na geração de metano, mas ainda não estão nos valores considerados ótimos por Chernicharo (2007).

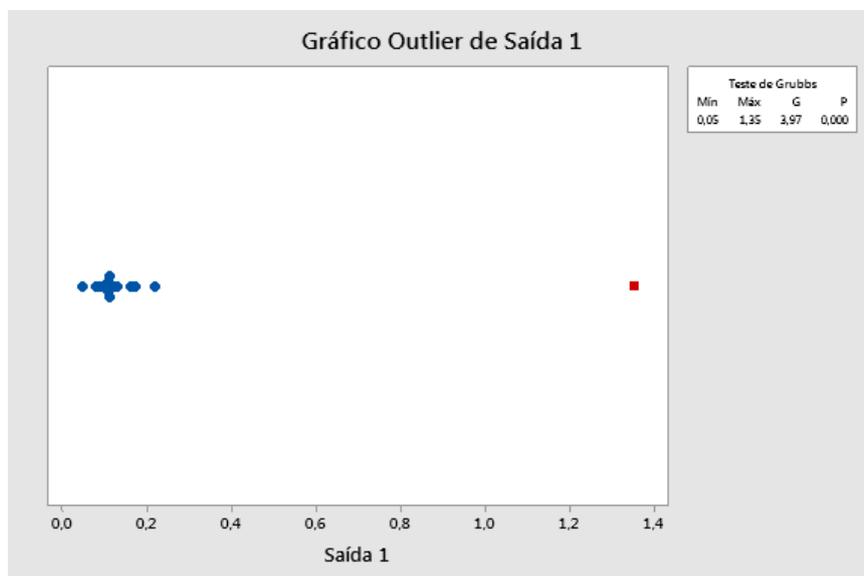
Campos (2006) descreve uma faixa ideal mais próxima da situação dos biodigestores analisados, sendo esta de 6,5 e 7,5. Com isto, novamente têm-se que as condições de ambos os biodigestores se enquadram na faixa que deve ser respeitada para desenvolvimento das bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas descrita por Leubhn (2008), sendo esta entre 6,5 e 8, não havendo necessidade de correção do pH do DLS.

A Tabela 5 contém os dados referentes as análises da relação FOS/TAC durante todo o período de estudo, sendo este de 2 ciclos de terminação. Para tratamento e análise destes dados, foi utilizado o teste de Outlier no intuito de identificar dados discrepantes, que fogem do padrão.

Tabela 5. Relação FOS/TAC durante dois ciclos de terminação.

Data	Entrada	Saída 1	Saída 2
24/05/2018	1,19	0,11	0,07
07/06/2018	1,42	0,1	0,09
22/06/2018	1,29	0,11	0,12
13/07/2018	0,83	0,11	0,11
20/07/2018	1,92	0,17	0,14
26/07/2018	1,14	0,16	0,13
21/08/2018	0,88	0,11	0,13
03/09/2018	0,56	0,08	0,09
04/10/2018	2,63	0,12	0,14
11/10/2018	1,09	0,10	0,13
30/10/2018	1,64	0,10	0,11
06/11/2018	0,95	0,09	0,08
13/11/2018	1,12	0,13	0,15
22/11/2018	1,04	0,10	-
14/12/2018	1,06	0,22	-
21/12/2018	0,11	1,35	0,11
04/01/2019	0,95	0,05	0,16
11/01/2019	0,63	0,10	0,10
Média	1,14	0,18	0,12

Através do Gráfico 1, nota-se um dado presente na saída do biodigestor 1 que não se assemelha aos demais dados registrados. Com isto, tal dado se revela como sendo um Outlier, ou seja, um dado inconsistente e atípico.

Gráfico 1. Outlier na saída do biodigestor 1.

Após a comprovação de que este dado é um Outlier, o mesmo foi desconsiderado na planilha de dados, de modo que foi gerada a Tabela 6, sendo referente a relação FOS/TAC corrigida.

Tabela 6. Relação FOS/TAC corrigida após teste de Outlier.

Data	Entrada	Saída 1	Saída 2
24/05/2018	1,19	0,11	0,07
07/06/2018	1,42	0,1	0,09
22/06/2018	1,29	0,11	0,12
13/07/2018	0,83	0,11	0,11
20/07/2018	1,92	0,17	0,14
26/07/2018	1,14	0,16	0,13
21/08/2018	0,88	0,11	0,13
03/09/2018	0,56	0,08	0,09
04/10/2018	2,63	0,12	0,14
11/10/2018	1,09	0,10	0,13
30/10/2018	1,64	0,10	0,11
06/11/2018	0,95	0,09	0,08
13/11/2018	1,12	0,13	0,15
22/11/2018	1,04	0,10	-
14/12/2018	1,06	0,22	-
21/12/2018	0,11	-	0,11
04/01/2019	0,95	0,05	0,16
11/01/2019	0,63	0,10	0,10
Média	1,14	0,12	0,12

Com base nos resultados da tabela, percebe-se que houve bastante variação nos dados de entrada no decorrer do período de terminação. Porém, mesmo com esta variação na entrada, os valores na saída do biodigestor 1 e biodigestor 2 foram próximos um do outro. Tal fato fica ainda mais evidente quando se analisa a média dos dados apresentados na tabela após sua correção, de modo que a média dos dados na saída são de 0,12, para ambos os biodigestores.

Conforme descrito por Lili (2011), um biodigestor operando com a relação FOS/TAC de 1,14, significa que o mesmo possui excessiva sobrecarga de biomassa. Já um biodigestor operado com a relação de 0,12 indica que o mesmo possui deficiência de matéria orgânica, havendo necessidade de aumento da carga de entrada. Através disto, tem-se que em ambos os biodigestores, as condições de anaerobiose entram em sobrecarga de matéria orgânica e na saída do sistema se encontram em deficiência do mesmo, revelando que houve não apenas o

processo de digestão anaeróbia dentro do sistema, como também a degradação da matéria orgânica e geração de biogás.

Dado isto, foram aplicadas as análises de tendência para saída do biodigestor 1 e saída do biodigestor 2, no intuito de compreender se os dados seguem algum comportamento padrão que caracterize influências na relação FOS/TAC ao longo do tempo. Os resultados obtidos não seguem a tendência traçada tanto pelo modelo quadrático quanto pelo modelo linear, de modo que a digestão anaeróbia dentro dos dois biodigestores não segue um comportamento padrão, em vista das variações da carga de entrada que ocorrem ao longo do período de engorda dos suínos.

Na tabela 7 estão contidos os dados referentes as análises de DBO que foram realizadas durante todo o período de estudo para o biodigestor 1.

Tabela 7. Concentração e eficiência de remoção de DBO na saída do biodigestor 1.

Data	DBO Entrada (g/m³)	DBO Saída 1 (g/m³)	Eficiência de remoção 1 (%)
17/05/2018	6907	3284	51,33
21/06/2018	15630	5720	59,51
09/08/2018	31100	10360	69,24
03/09/2018	9710	6105	40,13
06/11/2018	3910	6230	-
08/01/2019	12090	2795	76,88
11/01/2019	14560	2410	83,45
13/01/2019	9840	3910	60,26
Média	-	-	62,97

Os dados contidos nas tabelas acima, demonstram que a concentração de DBO na entrada do sistema varia conforme os animais em terminação se desenvolvem e vão para o abate. O primeiro ciclo inicia no dia 17/05/2018 e vai até o dia 03/09/2018, já o segundo ciclo tem seu início em 06/11/2018 e término em 13/01/2019.

Durante o segundo ciclo de terminação dos suínos, nota-se uma situação incomum na entrada e saída de DBO (Tabelas 7) no dia 06/01/2018, em que se tem um valor maior para a saída do sistema do que para a entrada. Isto ocorreu pelo inconveniente na amostragem, de modo que foram coletados resíduos de segunda descarga, estando estes diluídos em maior quantidade de água e apresentando menor concentração de matéria orgânica.

A média da eficiência de remoção da concentração de DBO do biodigestor 1 se deu em 62,97%. Tal dado não é igual ao valor de 70% atribuído por Von Sperling (2009) em lagoas anaeróbias, porém se mantém em uma faixa próxima ao mesmo.

Tabela 8. Concentração e eficiência de remoção de DBO na saída do biodigestor2.

Data	DBO Entrada (g/m³)	DBO Saída 2 (g/m³)	Eficiência de remoção 2 (%)
17/05/2018	6907	1980	71,33
21/06/2018	15630	5070	67,56
09/08/2018	31100	4400	85,85
03/09/2018	9710	6709	30,91
06/11/2018	3910	6860	-
08/01/2019	12090	7130	41,03
11/01/2019	14560	3230	77,82
13/01/2019	9840	2790	71,65
Média	-	-	63,74

Os dados referentes a remoção de DBO no segundo biodigestor (Tabela 8) segue o mesmo comportamento do primeiro biodigestor na data de 06/11/2018, possuindo um valor de entrada menor que o valor de saída. Em relação à média na eficiência, tal dado se mantém próximo ao valor de 70% e eficiência atribuídos por Von Sperling (2009) em lagoas anaeróbias, sendo no caso do biodigestor 2 de 63,74%.

Tabela 9. Concentração e eficiência de remoção de DQO na saída do biodigestor 1.

Data	DQO Entrada (g/m³)	DQO Saída 1 (g/m³)	Eficiência de remoção 1 (%)
17/05/2018	12780	6220	51,33
21/06/2018	29190	11820	59,51
09/08/2018	66000	20300	69,24
03/09/2018	19750	11825	40,13
06/11/2018	7580	12390	-
08/01/2019	23960	5725	76,11
11/01/2019	28640	4680	83,66
13/01/2019	19560	7760	60,33
Média	-	-	62,90

A tabela 9 contém os dados referentes a remoção da concentração de DQO no biodigestor 1 durante os dois ciclos de estudo. Com os dados referentes a média, tem-se que o sistema está operando com 62,90% de eficiência de remoção de DQO.

A tabela 10 expressa os dados da remoção de DQO para o biodigestor 2 durante o mesmo período de estudo.

Tabela 10. Concentração e eficiência de remoção de DQO na saída do biodigestor 2.

Data	DQO Entrada (g/m³)	DQO Saída 2 (g/m³)	Eficiência de remoção 2 (%)
17/05/2018	12780	4070	68,15
21/06/2018	29190	10500	64,03
09/08/2018	66000	8725	86,78
03/09/2018	19750	13850	29,87
06/11/2018	7580	13200	-
08/01/2019	23960	14075	41,26
11/01/2019	28640	6400	77,65
13/01/2019	19560	5650	71,11
Média	-	-	62,69

Os valores das médias de eficiência de remoção de DQO que foram analisados, tanto do biodigestor 1 quanto do biodigestor 2, foram submetidos a análise de variância (Tabela 11) e posteriormente ao Teste de Tukey a 95% de confiança (Tabela 12) no intuito de saber se existe significância entre o comportamento dos sistemas.

Tabela 11. Análise de Variância da eficiência de remoção de DQO em dois ciclos.

Fonte	GL	SQ Seq	Contribuição	SQ (Aj.)	QM (Aj.)	Valor-P
Fator	1	0,15	0,00%	0,15	0,148	0,983
Erro	12	3759,39	100,00%	3759,39	313,283	
Total	13	3759,54	100,00%			

Tabela 12. Informações de Agrupamento Usando Método de Tukey a 95% de confiança.

Fator	N	Média	Agrupamento
DQO1	7	62,90	A
DQO2	7	62,69	A

Conforme os dados apresentados pela Tabela 12, percebe-se que ambos os biodigestores estão funcionando sem que exista diferença entre os mesmos, ou seja, estão operando sobre o mesmo regime e eficiência na remoção de matéria orgânica.

Com isto, foi realizado os cálculos de vazão de efluente bruto conforme os dados descritos por Oliveira (1993), sendo considerado que cada suíno produz em média 7 litros de dejetos por dia, e que a vazão do DLS bruto se divide para as entradas dos biodigestores 1 e 2. As tabelas 13 e 14 contêm os dados de carga de DQO que entra e sai dos biodigestores, assim como o cálculo do volume teórico de biogás que é gerado no mesmo.

Tabela 13. Carga de DQO e volume teórico de biogás gerado no biodigestor 1.

Data	Suínos	Vazão (m³/d)	DQO Entrada (kg/d)	DQO Saída 1 (kg/d)	Biogás 1 (m³/d)
17/05/2018	4.200,00	14,70	187.866,00	91.434,00	37,12
21/06/2018	4.200,00	14,70	429.093,00	173.754,00	98,30
09/08/2018	4.200,00	14,70	970.200,00	298.410,00	258,62
03/09/2018	1.716,00	6,01	118.618,50	71.020,95	18,32
06/11/2018	4.260,00	14,91	113.017,80	-	-
08/01/2019	3.705,00	12,97	310.701,30	74.238,94	92,44
11/01/2019	3.705,00	12,97	371.389,20	60.687,90	121,46
13/01/2019	3.705,00	12,97	253.644,30	100.627,80	59,82
Média	-	12,99	344.316,26	131.863,56	98,01

Tabela 14. Carga de DQO e volume teórico de biogás gerado no biodigestor 2.

Data	Suínos	Vazão (m³/d)	DQO Entrada (kg/d)	DQO Saída 2 (kg/d)	Biogás 2 (m³/d)
17/05/2018	4.200,00	14,70	187.866,00	59.829,00	49,30
21/06/2018	4.200,00	14,70	429.093,00	154.350,00	105,79
09/08/2018	4.200,00	14,70	970.200,00	128.257,50	324,19
03/09/2018	1.716,00	6,01	118.618,50	83.238,50	13,65
06/11/2018	4.260,00	14,91	113.017,80	-	-
08/01/2019	3.705,00	12,97	310.701,30	182.552,75	50,04
11/01/2019	3.705,00	12,97	371.389,20	83.008,00	112,59
13/01/2019	3.705,00	12,97	253.644,30	73.280,50	70,42
Média	-	12,99	344.316,26	109.216,61	109,26

A produção média teórica de biogás durante dois ciclos nos sistemas de biodigestores se deu nas proporções de 98,01m³ e 109,26m³ para os biodigestores 1 e 2, respectivamente. Os resultados obtidos foram maiores que a média observada por Galbiatti (2010) com suínos da raça Landrace de idade entre 5 e 6 meses, que foi de 28,225 m³/d ao longo de 250 dias, obtendo o valor máximo de 91,9m³ com 120 dias. Os valores máximos de produção de biogás observados com as tabelas 13 e 14, foram de 258,62m³/d para o biodigestor 1 no primeiro ciclo, e de 324,19m³/d para o biodigestor 2 também no primeiro ciclo. Os resultados também foram maiores que os obtidos por Angonese (2006), que em uma granja de 600 suínos, obteve um valor médio de produção de 31,5m³/dia de biogás. Os dados de produção de biogás foram maiores no presente trabalho pela quantidade de suínos em estudo ser superior aos demais trabalhos observados.

Segundo Ross et al. (1996), o volume médio de biogás produzido pelo biodigestor 1, considerando a composição de 65% de metano equivale a aproximadamente 58,81 m³/dia de gás natural; 86,44 litros/dia de gás propano; 77,33 litros/dia de gás butano; 61,55 litros/dia de gasolina; 56,36 litros/dia de óleo combustível e 157 kg/dia de lenha seca. Já o biodigestor 2 possui a média de produção de biogás equivalente a 65,56 m³/dia de gás natural; 96,37 litros/dia de gás propano; 86,21 litros/dia de gás butano; 68,61 litros/dia de gasolina; 62,82 litros/dia de óleo combustível e 175,03kg/dia de lenha seca. Ao utilizar dos dados de Santos (2000) de que 1m³ de biogás equivale a 6,5 kWh, tem-se que o biodigestor 1 e 2 produzem ao longo de 2 ciclos, uma média de 637,06 kWh/dia e 710,19 kWh/dia respectivamente, totalizando para o produtor a produção de 1.347,25 kWh/dia.

Com a tabela 15, pode-se observar que o efluente mantém sua biodegradabilidade alta durante todo o período de estudo, de modo que a relação DQO/DBO entre suas cargas se mantém abaixo de 2,5. Tais dados também comprovam que o sistema biológico é o mais recomendado para o tratamento e aproveitamento deste efluente de maneira sustentável (VON SPERLING, 2014).

Tabela 15. Relação DQO/DBO do efluente bruto.

Data	Carga DQO Entrada (kg/d)	Carga DBO Entrada (kg/d)	DQO/DBO
17/05/2018	187.866,00	101.532,90	1,85
21/06/2018	429.093,00	229.761,00	1,87
09/08/2018	970.200,00	457.170,00	2,12
03/09/2018	118.618,50	58.318,26	2,03
06/11/2018	113.017,80	58.298,10	1,94
08/01/2019	310.701,30	156.777,08	1,98
11/01/2019	371.389,20	188.806,80	1,97
13/01/2019	253.644,30	127.600,20	1,99
Média	344.316,26	172.283,04	2,00

Quanto aos dados de Nitrogênio amoniacal, os mesmos foram medidos apenas no segundo ciclo de estudo. Na Tabela 16 estão contidos os valores da concentração, juntamente com sua eficiência de remoção no biodigestor 1.

Tabela 16. Concentração e eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal no biodigestor 1.

Data	Nitrogênio (g/m³)	Nitrogênio (g/m³)	ENAmônico (%)
06/11/2018	434,84	1618,40	-
08/01/2019	1981,40	286,70	85,53
11/01/2019	2811,60	360,70	87,17
13/01/2019	2180,30	807,80	62,95
Média	-	768,40	78,55

Ao observar as médias em que as concentrações de Nitrogênio amoniacal se encontram (768,40 g/m³), percebe-se que os mesmos estão abaixo dos limites relatados por Mccarthy (1964) e Procházka (2012) que são capazes de proporcionar inibição das bactérias metanogênicas, sendo esta para valores acima de 3000 g/m³ e 4000 g/m³.

Tabela 17. Concentração e eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal no biodigestor 2.

Data	Nitrogênio (g/m³)	Nitrogênio (g/m³)	ENAmônico (%)
06/11/2018	434,84	1703,20	-
08/01/2019	1981,4	680,90	65,64
11/01/2019	2811,6	608,90	78,34
13/01/2019	2180,3	461,10	78,85
Média	-	863,53	74,28

O mesmo ocorre no biodigestor 2, onde a média de Nitrogênio amoniacal é de 863,53 g/m³, demonstrando que não houve instabilidade na produção de metano no biodigestor por irregularidades na concentração deste parâmetro

3.4. CONCLUSÕES

Conforme as análises de FOS/TAC realizadas, conclui-se que houve digestão anaeróbia tanto para o biodigestor 1 quanto para o biodigestor 2 ao comparar os dados de entrada com os de saída. Com isto, têm-se que os biodigestores estudados se encontram operando em estado normal, não apresentando nenhuma interrupção ou inibição do mesmo por qualquer um dos parâmetros analisados, uma vez que nenhuma irregularidade foi observada.

O efluente que abastece os sistemas de biodigestores se manteve altamente biodegradável, de modo a possuir valor médio de relação DQO/DBO de 2, o que também indica que o sistema biológico é suficiente para tratamento dos dejetos gerados.

A temperatura dos biodigestores sofre com as variações de temperatura no ambiente externo, de modo que nos meses mais frios foram constatadas temperaturas fora da faixa ótima

de produção de metano, porém, a comunidade microbiana não foi desestabilizada uma vez que os biodigestores se mantiveram operando na faixa mesofílica. Nos meses de temperaturas mais elevadas, o biodigestor teve seu funcionamento operando na faixa ótima proposta por alguns autores.

O pH dos biodigestores não estão operando estritamente na faixa ótima para produção de metano, porém, seus valores permanecem próximos a esta faixa, e se mantêm entre os valores recomendados para favorecimento do desenvolvimento das bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas, não havendo necessidade de correção do DLS.

Não foi constatada diferença entre as eficiências de remoção da concentração de matéria orgânica nos biodigestores analisados, logo, ambos estão operando sob a mesma eficiência.

O presente sistema de biodigestores se demonstra eficiente em caráter sustentável por possuir a produção média teórica de geração de energia elétrica equivalente a aproximadamente 1.347,25 kWh/dia ao longo de 2 ciclos.

Os dados da concentração de Nitrogênio Amônia estão abaixo dos limites máximos estabelecidos pela literatura, de modo que não existe inibição da comunidade metanogênicas presente no DLS.

REFERÊNCIAS

AGS (Associação Goiana de Suinocultores). Disponível em: < <http://ags.com.br/>>. Acesso em 25 de julho de 2019.

ANGONESE, A. R., CAMPOS, A. T., PALACIO, S. M. Avaliação da Eficiência de um Biodigestor Tubular na Redução da Carga Orgânica e Produção de Biogás a partir de Dejetos de Suínos. Proceedings of the 6. Encontro de Energia no Meio Rural, 2006.

BATSTONE, D. J., KELLER, J., ANGELIDAKI, I. KALYUZHNYI, S.V., PAVLOSTATHIS, S. G., ROZZI, A., SANDERS, W. T. M., SIEGRIST, H., VAVILIN, V. A. *Anaerobic Digestion model no. 1 (ADMI)*. IWA Scientific and Technical Report No. 13, IWA Publishing, London, 77p. 2002.

BEZERRA, S. A. Gestão Ambiental da Propriedade Suinícola: um modelo baseado em um biossistema integrado. p. 270. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), UFSC, Florianópolis, 2002.

Brasil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Suinocultura ABC. Disponível em:<<http://www.agricultura.gov.br> > Acesso em: 14 fev.2018.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Development and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 30, p. 140-147, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L., *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Reatores anaeróbios*. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.5, 2007.

CASTRO, L. R. CORTEZ, LAB Influência da temperatura no desempenho de biodigestores com esterco bovino. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 2, n. 1, p. 97-102, 1998.

DIESEL, R., MIRANDA, C. R., PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves; EMATER/RS, 2002. Boletim informativo de pesquisa e extensão, 2002.

GALBIATTI, J. A., CAMELO, A. D., SILVA, F. G., GERARDI, E. A., CHICONATO, D. A. Estudo qualiquantitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, p. 432-437, 2010.

KELLNER, E.; PIRES, E.C. **Lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro: ABES, 1998. 244p.

LILI, M. BIRÓ, G. Sulyok, E. Petis, M. BORBÉLY, J. TAMÁS, J. Novel approach on the basis of FOS/TAC method. **Analele Universității din Oradea, Fascicula Protecția Mediului**, v. 17, 2011.

Manual Brasileiro de Boas Práticas Agropecuárias na Produção de Suínos. ABCS – Associação Brasileira de Criadores de Suínos, Embrapa Suínos e Aves, 2011. 140 p.

MCCARTHY, P., 1964. Anaerobic waste treatment fundamentals. Part III: toxic materials and their control. Public Works 95, 91–94.

MEDRI, V. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos.** 1997.206f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering:** treatment, disposal and reuse. 3. Ed. Singapore: McGraw-Hill Book Company, Inc., 1991. 1334p.

NORDMANN W., 1977, Die Überwachung der Schlammfäulung. KA-Informationen für das Betriebspersonal, Beilage zur Korrespondenz Abwasser, 3/77.

OLIVEIRA, P.A.V. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. EMBRAPA-CNPSA. Documentos, 27, 1993. 188p.

PARKIN, G. F.; OWEN, W. F. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludge. **Journal of Environmental Engineering**, v. 112, n.5, p. 867-920, 1986.

PROCHÁZKA, J., DOLEJŠ, P., MÁCA, J., DOHÁNYOS, M., 2012. Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. Appl. Microbiol. Biotechnol. 93, 439–447.

ROHSTOFFE, F. N. Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização. 5ª edição, Gülzow, Alemanha, 2010.

ROSS, C. C.; DRAKE, T. J.; WALSH, J. L. Handbook of biogas utilization. 2.ed. Atlanta: U.S. Department of Energy, 1996. 2p.

SALÉH, B. B., Zordan, M. S., & Mendonça, A. (2008). Monitoramento da eficiência de remoção de nutrientes das lagoas de estabilização da granja escola fesurv. *Global Science and Technology*, 1(1).

SANTOS, P. Guia técnico de biogás. Portugal: Centro para a Conservação de Energia, 2000.

SOARES, H. M. Digestão anaeróbia de efluentes de fábricas de cervejas e refrigerantes em reator tipo fluxo ascendente com manta de lodo (UASB). 1990. 253 f. – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1990.

SOUZA, C. F. et al. Caracterização de dejetos de suínos em fase de terminação. *Revista Ceres*. v.2.p.128-133. 2009.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 23th ed. Washington.

VON SPERLING, M. Lagoas de Estabilização-Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 2da Ed., vol. 3. **Belo Horizonte, Brasil: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG)**, 2009.

ZHOU, J., ZHANG, R., LIU, F., YONG, X., WU, X., ZHENG, T., JIANG, M., JIA, H. Biogas production and microbial community shift through neutral pH control during the anaerobic digestion of pig manure. *Bioresource technology*, v. 217, p. 44-49, 2016.