



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA AGROALIMENTAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM SISTEMAS
AGROINDUSTRIAIS**

JOSÉ CÁSSIO FERREIRA DE SALES

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS SUÍNOS E RESÍDUOS DE ALIMENTOS
EM BIODIGESTOR CANADENSE**

**POMBAL – PB
JULHO DE 2017**

JOSÉ CÁSSIO FERREIRA DE SALES

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS SUÍNOS E RESÍDUOS DE ALIMENTOS
EM BIODIGESTOR CANADENSE**

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Sistemas Agroindustriais da Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Sistemas Agroindustriais.

Linha de Pesquisa: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Dra. Roberlúcia Araujo Candeia
Coorientador: Dr. Camilo Allyson Simões de Farias

**POMBAL – PB
JULHO DE 2017**

JOSÉ CÁSSIO FERREIRA DE SALES

**DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS SUÍNOS E RESÍDUOS DE ALIMENTOS
EM BIODIGESTOR CANADENSE**

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Sistemas Agroindustriais da Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Sistemas Agroindustriais.

Aprovada em: __/__/__

Banca Examinadora:

Prof.^a Dr.^a Roberlúcia Araújo Candeia
Orientadora (PPGSA/CCTA/UFCG)

Prof. Dr. Camilo Allyson Simões de Farias
Coorientador (PPGSA/CCTA/UFCG)

Prof.^a Dra. Adriana Silva Lima
Examinadora Interna (PPGSA/CCTA/UFCG)

Prof. Dr. José Tavares de Sousa - UEPB
Examinador Externo

**POMBAL - PB
JULHO DE 2017**

DEDICATÓRIA

À minha mãe, Maria de Fátima, pelo amor incondicional.
Às minhas irmãs Cristina, Cristiane e Carla, pela força e confiança.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus por conceder-me a vida e a determinação necessária para eu atingir todos os meus objetivos.

A toda a minha família pelo apoio de sempre que me foi dado no decorrer deste programa de pós-graduação. O carinho e a atenção de vocês foram bastante importantes para eu concluir mais essa etapa da minha vida.

Agradeço à minha orientadora, Profa. Dra. Roberlúcia Araújo Candeia, por confiar em mim para o desenvolvimento deste trabalho, e pelo financiamento desta pesquisa. Agradeço pelos ensinamentos repassados, pela paciência, pelo apoio e pela amizade, e, sobretudo, pela convivência, do qual levarei comigo, seu exemplo de competência e ética. Muito obrigado, Professora.

Ao meu co-orientador, Dr. Camilo Allyson Simões de Farias, pelo apoio e o financiamento desta pesquisa. Muito obrigado pelos ensinamentos, pela disponibilidade da co-orientação e pela boa amizade que construímos.

A toda equipe de bolsistas que me ajudaram: José Lucas Abreu; José Joaquim; e Miquéias Formiga. A ajuda de vocês foi fundamental para o sucesso deste trabalho.

Agradeço ao irmão que a pós-graduação me deu - o técnico Emanuel Farias -, responsável pelo Laboratório de Resíduos Sólidos-LABRES, que não mediu esforços para me ajudar nos 240 dias do experimento, sempre presente. Muito obrigado!

Agradeço aos técnicos Luiz Fernando, do Laboratório de Análises de Águas-LAAg, Jeanne Medeiros, do Laboratório de Química e Senhor Francisco, do Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas, pela ajuda em algumas análises e pela disponibilidade na solução de dúvidas.

Ao técnico de laboratório Dr. Tiago Cardoso pela grande ajuda no processamento dos dados estatísticos.

Agradeço ao Senhor Alécio e aos seus funcionários Valdemir e Damião pelas coletas dos dejetos de suínos. Bem como, agradeço às meninas do Restaurante Universitário do *Campus* CCTA pela separação e armazenamento dos resíduos sólidos orgânicos usados nesta pesquisa.

Ao pessoal da indústria de doces de Pombal-PB e ao pessoal do Mercado Público pela doação de resíduos sólidos orgânicos.

Agradeço ao pessoal da sub-prefeitura do *Campus* CCTA, em especial ao Charliê, pela disponibilidade do carro, para coleta de resíduos, e por disponibilizar pessoal para me ajudar

em toda a pesquisa. Portanto, agradeço aos motoristas Adriano, Marcos, “Macaquinho” e “Zezim”, e aos terceirizados Manoel, “Fonim”, Cláudio, Alcides, “Dia dez”, Raimundo Nonato, “Bastião”, Renan, “Baiano” e o pessoal da jardinagem. Certamente, a ajuda de vocês foi fundamental para a execução deste trabalho. Muito Obrigado!

Agradeço ao meu amigo Gleson Moreira pela amizade e pelo grande apoio durante o curso.

Agradeço a Saulo Soares e Janine Patrícia pela grande ajuda no início, na minha mudança para Pombal-PB.

Agradeço aos amigos Brehnda Liberato, Wandra LS, Daniele Cajá, Estânley Pires e Wosley Nogueira pelos momentos alegres, pelas brincadeiras e pela amizade. Levarei vocês sempre em meus pensamentos.

Agradeço a todos os colegas da turma 2015.2 pelo convívio troca de conhecimentos durante o curso.

Agradeço a todos os professores do PPGSA pelos conhecimentos repassados.

Enfim, agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

“Não se deve ir atrás de objetivos fáceis. É preciso buscar o que só pode ser alcançado por meio de maiores esforços”.

ALBERT EINSTEIN

RESUMO

Os resíduos sólidos e líquidos gerados por atividades agropecuárias, como a atividade suinícola, bem como os resíduos orgânicos gerados a partir do desperdício de empresas de hortifrútis, feiras livres e/ou restaurantes, apresentam um grave problema ambiental devido ao seu elevado teor de contaminantes, logo, se faz necessário buscar alternativas de tratamento eficientes e dentro de um padrão de sustentabilidade técnica, econômica e ambiental. A biodigestão anaeróbica tem sido bastante estudada, pois além de fornecer um tratamento adequado aos resíduos e ser uma técnica economicamente viável, pode agregar valor aos produtos do processo. Dessa forma, este trabalho objetivou avaliar o comportamento das etapas metabólicas do processo de digestão anaeróbia de dejetos suínos e resíduos de alimentos sob diferentes proporções em um biodigestor do tipo canadense. O sistema foi instalado no Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande, sendo exposto ao clima semiárido do sertão paraibano. O sistema funcionou durante oito meses, entre 15 de abril a 13 de dezembro de 2016, totalizando 240 dias, sendo o experimento dividido em três fases, e para cada fase foram tratados 3.200 kg de materiais. A condução ocorreu da seguinte forma: Na primeira fase o biodigestor foi alimentado apenas com dejetos suínos; Na segunda fase, do valor total a ser tratado, 75% foi de dejetos suínos e 25% de material orgânico (restos de frutas, legumes e verduras); A terceira fase, o biodigestor foi alimentado com 50% de dejetos de suínos e 50% de material orgânico. Para cada fase adotou-se um TRH de 35 dias, após esse tempo foi realizado análises quinzenalmente, até do 80º dia, onde ocorria o fim de uma fase e o início da seguinte. As análises, dos afluentes e efluentes, abrangeram as Físicas, Químicas e Microbiológicas, determinação dos macronutrientes nitrogênio, fósforo e potássio, e quantificação e qualificação do biogás gerado. Os resultados revelaram que, no funcionamento do biodigestor canadense, a segunda fase foi que apresentou os melhores resultados relacionados à digestão anaeróbica. Quanto aos macronutrientes avaliados, as maiores concentrações, no biofertilizante do biodigestor foram observadas na terceira fase do experimento, com 4,17 %. Quanto à produção de metano, constatou-se que a primeira fase foi a que maior produziu o gás, indicando que a adição de materiais secundários não influenciou na sua produção.

Palavras-Chave: Biomassa. Biogás. Biofertilizante. Cascas de frutas e vegetais. Suinocultura.

ABSTRACT

Solid and liquid waste generated by agricultural activities, such as pig farming, as well as organic waste generated from the waste of horticultural companies, fairgrounds and / or restaurants, a serious problem, a serious problem, a contaminant content, Therefore, it is necessary to seek efficient treatment alternatives and within a standard of technical, economic and environmental sustainability. Anaerobic biodigestion has been well studied, as well as providing adequate waste treatment and being an economically viable technique, can add value to the products of the process. Thus, this work aimed to evaluate the behavior of the metabolic stages of the anaerobic digestion process of swine manure and food residues under different proportions in a Canadian type biodigester. The system was installed at the Center of Science and Technology Agrifood of the Federal University of Campina Grande, being exposed to the semi-arid climate of the Paraíba hinterland. The system worked for eight months, between April 15 and December 13, 2016, totaling 240 days, the experiment being divided into three phases, and for each phase and treated 3,200 kg of materials. A conduction of the following form: In the first phase of the biodigester was fed only with swine manure; In the second phase, of the total value of one being treated, 75% of swine manure and 25% of organic material (fruit, vegetable and vegetable remains); In the third stage, the biodigester was fed with 50% of waste and 50% of organic material. For each phase, a HRT of 35 days was adopted, after that time was carried out biweekly, until 80th day, where the end of a phase and beginning of the follow-up occurred. As analyzes, of the tributaries and effluents, included as Physical, Chemical and Microbiological, determination of the macronutrients nitrogen, phosphorus and potassium, and quantification and qualification of the biogas generated. The results showed that in the operation of the Canadian biodigester, a second phase for the best results related to anaerobic digestion. As for the macronutrients, as higher concentrations, no biofertilizer of the biodigester was observed in the third stage of the experiment, with 4.17%. As for methane production, it was found that it is a first stage for a higher gas release, indicating that it is an addition of secondary materials did not influence its production.

Keywords: Biomass. Biogas. Biofertilizante. Peel of fruit and vegetables. Suinoculture.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Quantidade de suínos e número de abates, segundo as Unidades da Federação.	20
Figura 2 - Detalhe de um biodigestor modelo Chinês. A-Corte lateral 3D, B-Croqui de Construção.....	26
Figura 3 - Detalhe de um biodigestor modelo Indiano. A-Corte lateral 3D, B-Croqui de Construção.....	27
Figura 4 - Detalhe de um biodigestor modelo Canadense.....	27
Figura 5 - Localização do município de Pombal-PB.....	33
Figura 6 - Croqui do Biodigestor Canadense.	34
Figura 7 - Detalhe da montagem do biodigestor. A-Preparação do solo para instalação do biodigestor, B-Instalação da Manta Bidim, C-Instalação das caixas de entrada e saída do biodigestor, D-Biodigestor instalado.....	35
Figura 8 - Resíduos utilizados no experimento, (A) Local de coleta dos dejetos suínos e (B) Resíduos Orgânicos.	36
Figura 9 - Detalhe da pesagem do material a ser tratado no biodigestor.....	37
Figura 10 - Processo de trituração da matéria orgânica utilizado nas fases 2 e 3.	38
Figura 11 - Fluxograma da primeira fase do estudo.....	40
Figura 12 - Fluxograma da segunda fase do estudo.	40
Figura 13 - Fluxograma da terceira fase do estudo.	40
Figura 14 - Médias mensais de variáveis climáticas para Pombal-PB no período de abril a dezembro de 2016.....	42
Figura 15 - Detalhe das análises de Amônia e Gás sulfídrico (A) e Gás carbônico e Metano (B).....	44
Figura 16 - Temperaturas de entrada e saída do biodigestor.	45
Figura 17 - Variação dos parâmetros de CH ₄ e CO ₂ nas fases da pesquisa.	67
Figura 18 - Detalhe da cor da Chama produzida através da queima do biogás.....	67
Figura 19 - Comportamento da variável Gás Sulfídrico (ppm) nas fases da pesquisa.....	68
Figura 20 - Comportamento da variável Gás Amônia (ppm) nas fases da pesquisa.	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição química do Biogás.	31
Tabela 2- Caracterização do Esterco Suíno e das misturas Esterco e Resto de alimentos.	41
Tabela 3 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável sólidos totais (ST), nas respectivas fases da pesquisa.	47
Tabela 4 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável sólidos fixos (SF), nas respectivas fases da pesquisa.	49
Tabela 5 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável sólidos voláteis (SV), nas respectivas fases da pesquisa.	50
Tabela 6 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável condutividade elétrica, nas respectivas fases da pesquisa.	52
Tabela 7 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável demanda química de oxigênio (DQO), nas respectivas fases da pesquisa.	54
Tabela 8 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável oxigênio dissolvido (OD), nas respectivas fases da pesquisa.	56
Tabela 9 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável potencial hidrogeniônico (pH), nas respectivas fases da pesquisa.	58
Tabela 10 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável alcalinidade total, nas respectivas fases da pesquisa.	60
Tabela 11 - Monitoramento dos nutrientes nas respectivas fases da pesquisa.	61
Tabela 12 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, das variáveis Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K), nas respectivas fases da pesquisa.	62
Tabela 13 – Estimativa da produção de metano, na Fase 1, de acordo com o modelo de Chen (1983).	65
Tabela 14 - Estimativa da produção de metano, na Fase 2, de acordo com o modelo de Chen (1983).	65
Tabela 15 - Estimativa da produção de metano, na Fase 3, de acordo com o modelo de Chen (1983).	65

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- °C – Graus Celsius.
- C/N – Relação Carbono Nitrogênio.
- CCTA/UFMG – Centro de Ciência e Tecnologia Agroalimentar/Universidade Federal de Campina Grande.
- CH₄ – Gás Metano.
- CO₂ – Gás Carbônico.
- CV (%) – Coeficiente de Variação em porcentagem.
- DBO_{5,20} – Demanda Bioquímica de Oxigênio, 5 dias a 20°C.
- DP – Desvio Padrão.
- DQO – Demanda Química de Oxigênio.
- DS – Dejetos de Suínos.
- GLP – Gás Liquefeito de Petróleo.
- h/dia – Horas por dia.
- H₂ – Hidrogênio.
- H₂S – Gás Sulfídrico.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia.
- kg – Quilograma.
- kg/L – Quilograma por Litro.
- km² - Quilômetro Quadrado.
- kWh/m³ - Quilowatts hora por metro cúbico.
- LABRE – Laboratório de Resíduos Sólidos.
- m – Metro.
- m³ - Metro Cúbico.
- mg de CaCO₃/L – Miligrama de Carbonato de Cálcio por Litro.
- mg de O₂/L – Miligrama de Oxigênio por Litro.
- mg/L – Miligrama por Litro.
- mg/L de HCO₃ – Miligrama por litro de Bicarbonato.
- mm – Milímetro.
- MO – Matéria Orgânica.
- mS/cm – Milisiemens por Centímetro.
- NH₃ – Gás Amônia.
- Nm³ CH₄/kg SV – Normal metro cúbico de Metano por quilograma de sólidos voláteis.

NPK – Nitrogênio, Fósforo e Potássio.

$P < 0,01$ – Probabilidade Menor que 1%.

$P < 0,05$ – Probabilidade Menor que 5%.

$P > 0,05$ – Probabilidade Maior que 5%.

PET – Polietileno Tereftalato.

pH – Potencial Hídrico.

ppm – Partes por milhão.

PVC – Policloreto de Vinila.

RU – Restaurante Universitário.

TRH – Tempo de Retenção Hidráulica.

UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket.

UPL – Unidade Produtora de Leitões.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	17
3 REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1 AGROINDÚSTRIA SUINÍCOLA BRASILEIRA	18
3.2 AGROINDÚSTRIA SUINÍCOLA EM ÂMBITO REGIONAL.....	19
3.3 RESÍDUOS SÓLIDOS: FRAÇÃO ORGÂNICA	20
3.3.1 Dejetos suínos.....	22
3.3.2 Resíduos Sólidos Orgânicos	23
3.4 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS	23
3.4.1 Lagoas de Estabilização.....	23
3.4.2 Compostagem	24
3.4.3 Biodigestão Anaeróbia	24
3.4.3.1 Recarga/Alimentação do Biodigestor.....	28
3.4.3.2 Etapas do Processo de Digestão Anaeróbia.....	28
3.5 BIOGÁS	30
3.6 BIOFERTILIZANTE	31
4 MATERIAL E MÉTODOS	33
4.1 LOCAL DA PESQUISA	33
4.2 BIODIGESTOR CANADENSE: CARACTERIZAÇÃO E MONTAGEM.....	33
4.3 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO.....	36
4.3.1 Diluição	37
4.3.2 Preparação dos resíduos para a inserção no biodigestor	38
4.3.3 Tempo de Retenção Hidráulica (TRH).....	39
4.3.4 Fases da pesquisa.....	39
4.4 CARACTERIZAÇÃO.....	41
4.5 CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS UTILIZADOS E DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS DO LOCAL DA PESQUISA.....	41
4.6 QUANTIFICAÇÃO E QUALIFICAÇÃO DO BIOGÁS	42
4.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	44
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1 PARÂMETROS FÍSICOS	45

5.1.1 TEMPERATURA.....	45
5.1.2 SÓLIDOS TOTAIS (ST), SÓLIDOS FIXOS (SF), SÓLIDOS VOLÁTEIS (SV) E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE).....	46
5.2 PARÂMETROS QUÍMICOS	53
5.2.1 DQO (Demanda Química de Oxigênio) e Oxigênio Dissolvido (OD).....	53
5.2.2 Potencial Hidrogeniônico (pH) e Alcalinidade Total	57
5.3 MACRONUTRIENTES: NITROGÊNIO (N), FÓSFORO (P) E POTÁSSIO (K)	61
5.4 QUANTIFICAÇÃO E QUALIFICAÇÃO DO BIOGÁS PRODUZIDO	64
6 CONCLUSÕES.....	69
7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, inúmeros problemas têm promovido alterações e desequilíbrios nos ecossistemas e no meio ambiente global, a exemplo do desmatamento, das queimadas e o uso de técnicas e procedimentos inadequados no meio rural e urbano, ocasionando impactos incalculáveis para o Planeta Terra.

Sabe-se que os resíduos sólidos e líquidos gerados por atividades da agropecuária, a partir dos confinamentos de animais como, bovinocultura e suinocultura, e em atividades de pós-colheita, processamento de alimentos entre outros, vêm sendo reaproveitados em vários países, a exemplo do Brasil, Índia, Coreia, como matéria-prima para processos tecnológicos, que visam alternativas de conversão em bioenergia (JACOB; BANERJEE, 2016; LEE et. al., 2014; LEUNG, WU, LEUNG, 2010). Este reaproveitamento também pode contribuir para mitigar a poluição ambiental gerada por estes resíduos, os quais atuam na proliferação de vetores de doença, e na contaminação da água, solo e do ar (CHERUBINI et. al., 2015).

De acordo com a Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA, 2015), a expansão da suinocultura vem sendo crescente e o Brasil assume o 4º lugar no ranking mundial de país com a maior produção e exportação de carne suína. Acredita-se que com a expansão desse segmento, o aumento de resíduos e dejetos orgânicos, constituídos por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração e outros materiais decorrentes do processo criatório, desperte o interesse por opções de tratamento, tendo em vista que a destinação inadequada dessas frações orgânicas compromete o desenvolvimento sustentável da região (RIZZONI et. al., 2012; ALCÂTARA et. al., 2011).

Outros segmentos que crescem exponencialmente a cada dia e é responsável por gerar resíduos alimentares tem sido o setor de hotelaria, restaurantes, famílias, cantinas e empresas, ou até mesmo, as feiras livres e de hortifrútis. Segundo Mao et. al. (2015), a quantidade de resíduos alimentares na China, em 2010 foi de aproximadamente 90 milhões de toneladas. No Brasil, as perdas com os alimentos pós-colheita correspondem em média 30% no caso dos frutos, e 35% para as hortaliças, de acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura FAO (AGENCIABRASIL, 2015).

No Brasil, o Governo Federal tem procurado instituir mecanismos e leis para a efetivação do cuidado e manejo final dos resíduos, a exemplo da Política Nacional de Resíduos Sólidos, PNRS, Lei nº 12.305 de 02 de Agosto de 2010 (BRASIL, 2010). Para tanto, a literatura científica reúne trabalhos com diferentes técnicas de tratamento para os resíduos, dentre as quais, em especial, a digestão anaeróbica.

A digestão anaeróbica se destaca por degradar os resíduos sólidos orgânicos, visto que ocorre a estabilização do material inserido no biodigestor anaeróbico, convertendo a matéria orgânica putrescível no biogás, para geração de energia térmica, elétrica e/ou mecânica. Outro benefício é a obtenção do biofertilizante, propício para o restabelecimento do teor de húmus do solo, melhorando as propriedades físicas, químicas e biológicas. Sabe-se, ainda, que o biofertilizante gerado pode ser aplicado diretamente sob a forma líquida ou desidratada, dependendo das condições locais de infraestrutura e necessidades das atividades humanas (REIS, 2012; SAWIN et. al, 2012).

No entanto, a combinação de dois ou mais fatores, tais como concentração da biomassa, temperatura, pH, aditivo microbiológico entre outros, podem afetar a eficiência e/ou acelerar o desempenho do processo da biodigestão, em prol de viabilizar a obtenção de H_2 e CH_4 não apenas para energia, mas também para o pré-tratamento do substrato orgânico (MAO et. al, 2015).

Diante do exposto, esta pesquisa consistiu em investigar o comportamento das etapas do processo da biodigestão anaeróbica, quanto à influência da concentração da biomassa, através da adição de resíduos de alimentos (frutas e legumes) aos dejetos suínos, em um sistema de biodigestor canadense.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o comportamento das etapas do processo de digestão anaeróbia de dejetos suínos e resíduos de alimentos sob diferentes proporções em um biodigestor do tipo canadense.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Instalar o biodigestor canadense no Campus da UFCG em Pombal-PB;
- Investigar o processo de digestão anaeróbia sob diferentes proporções de dejetos suínos e resíduos de alimentos;
- Avaliar a produção de biogás em cada sistema de codigestão anaeróbia;
- Verificar a mistura que favoreceu o melhor desprendimento de biogás e incorporação de nutrientes ao biofertilizante.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

A ascensão das atividades agrosilvopastoril no território brasileiro, nos últimos anos, indica que a geração de resíduos continuará a aumentar e o seu manejo, tratamento e disposição devem ser seguidos de forma correta, buscando sempre o equilíbrio entre o meio social, econômico e ambiental. Para alcançar esses objetivos o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, PNRS (2011), recomenda-se algumas sugestões para o aprimoramento das políticas no setor, tais como: a implementação de instrumentos legais que instituem como documento básico das atividades o Plano de Gerenciamento de Informações de Resíduos Sólidos; o incentivo ao aproveitamento energético dos resíduos agrosilvopastoril, através de sistemas de tratamento, tais como a combustão e/ou biodigestão, individuais ou consorciadas; a criação de fundos de investimento que visem à implementação de projetos ecoeficientes na produção e nas agroindústrias primárias associadas ao setor agrosilvopastoril, buscando a minimização da geração de resíduos e o manejo adequado dos mesmos.

3.1 AGROINDÚSTRIA SUÍNÍCOLA BRASILEIRA

A produção de suínos no Brasil é praticada por diversas propriedades rurais, sendo a região Sul a que mais se destaca no País. A atividade, além de apresentar grande importância socioeconômica para o desenvolvimento regional, é responsável também pela geração de empregos diretos e indiretos em toda a cadeia suinícola. Deste modo, o principal desafio da suinocultura é avançar em tecnologias, aplicadas aos diferentes sistemas de produção, que minimizem os efeitos dessa atividade no meio ambiente (GOMES, 2011; MIELE, 2006).

Palhares (2014) defende que os índices econômicos e produtivos da atividade suinícola no Brasil atestam a competência, o impacto positivo do uso de conhecimentos e tecnologias e o valor econômico e social que esse setor ainda propiciará ao país. Porém, se analisar apenas a forma bidimensional (economia/sociedade), não se tornaria correta quando se almeja a sustentabilidade do país, tal como a preservação e conservação de seus recursos naturais. Assim sendo, para o autor, é fundamental que os benefícios econômicos e sociais sejam avaliados em concomitância com as realidades ambientais.

De acordo com a Associação Brasileira de Criadores de Suínos, ABCS, (2014), a atividade suinícola brasileira pode ser subdividida de duas formas: a industrial e a de subsistência. No sistema industrial prevalece a utilização de máquinas, equipamentos e métodos avançados, onde os animais são confinados, recebem alimentação balanceada e cuidados sanitários específicos, enquanto que o sistema de subsistência é realizado por

pequenos criadores, que mesmo quando tecnificados não seguem os padrões de criação realizada pelo sistema industrial. A ABCS afirma que o Brasil é o quarto maior produtor mundial de carne suína, ficando atrás apenas da China, União Europeia e dos Estados Unidos. A participação brasileira, em 2012, na produção no mercado mundial de carne suína, era de 3,2% o que equivalia a 110,8 Milhões de Toneladas do produto.

Um estudo realizado pela OECD-FAO (2015), na qual foi realizada uma perspectiva futura considerando o intervalo de 2015 a 2024, mostrou que a produção de carne suína deve crescer 4,3 Milhões de Toneladas em 2024, 24% a mais do que o período do ano 2000. No que se refere à demanda do consumo pela população brasileira haverá um aumento de 3,7 Milhões de Toneladas em 2024, sendo que o consumo per capita deve crescer de 2kg/h para 13,5 kg/h.

À medida que o sistema de confinamento de suínos foi se desenvolvendo, houve o aumento da escala de produção, ocasionando a redução de pessoas envolvidas na atividade e o aumento de dejetos por hectare de terra. Tal aumento de produção de dejetos criou, nos organismos governamentais e não-governamentais, preocupações com a sustentabilidade da atividade e com o bem-estar social (MMA, 2006).

De todas as atividades agropecuárias, a suinocultura é considerada pelos órgãos ambientais como sendo a que maior impacta o meio ambiente. Com isso o grande desafio é encontrar um sistema que seja capaz de harmonizar a continuidade das atividades desta cadeia produtiva com o uso racional dos recursos naturais e a preservação da qualidade ambiental (RIZZONI et. al., 2012).

Carvalho, Sousa e Soto (2015) apontam que o potencial crescimento da agroindústria de suinocultura e a constante busca pelo incremento de produtividade favorecem, de forma decisiva, o aumento da poluição por dejetos – fezes e urinas. Este fator vem causando desequilíbrios ecológicos, econômicos e sociais em diversos municípios brasileiros.

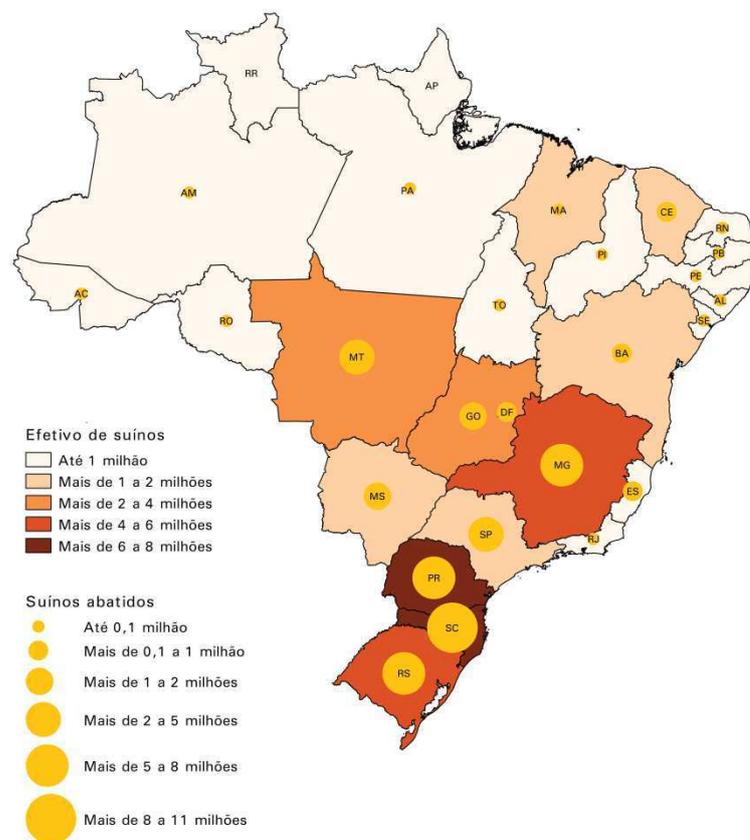
3.2 AGROINDÚSTRIA SUINÍCOLA EM ÂMBITO REGIONAL

Dentre as regiões brasileiras, a que mais se destaca é a região Sul, responsável por 49,3% de toda a produção de carne suína no território, seguido pelas Regiões Sudeste (17,2%), Centro-Oeste (15,7%) e Norte (3,4%). A região Nordeste, apresenta uma participação de 14,4% da produção Nacional. Valores bem abaixo se comparado às outras regiões do País. Isso pode ser justificado devido ao baixo consumo regional do produto, a

falta de grãos e o menor nível tecnológico dos produtores médios e pequenos por reduzir o número de produtores e a produção (IBGE, 2015; ABCS, 2014).

Na Figura 1 observam-se as quantidades de suínos e o número de cabeças abatidas, segundo dados das Unidades da Federação. Observa-se que, na Região Nordeste do Brasil destacam-se os estados do Maranhão, Ceará e Bahia, apresentando um efetivo de um a dois milhões de suínos. Os demais Estados um efetivo de até um milhão de cabeças do animal (IBGE, 2015).

Figura 1 - Quantidade de suínos e número de abates, segundo as Unidades da Federação.



Fonte: IBGE, 2015.

De acordo com Silvia Filha et. al. (2011), mais da metade da população nordestina depende diretamente do meio rural. Deste modo, as criações de suínos surgem como grandes impulsionadores do desenvolvimento regional.

3.3 RESÍDUOS SÓLIDOS: FRAÇÃO ORGÂNICA

De acordo com a NBR 10004 (ABNT, 2004) os resíduos sólidos são definidos como:

“Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição.

Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

Para Reis (2012) os resíduos sólidos urbanos podem ser classificados de acordo com a sua origem, ou seja, aqueles que são gerados nas residências, no comércio, nos logradouros públicos e em outras atividades desenvolvidas pela sociedade. Esses resíduos apresentam em sua composição materiais putrescíveis (a exemplo de resto de alimentos, resíduos de jardinagem e varrição, e outros materiais orgânicos), papéis/papelões, plásticos, madeiras, metais, vidros e outros materiais.

A NBR 10004 (ABNT, 2004) classifica dos resíduos sólidos em duas classes: Classe I – Perigosos e Classe II – Não perigosos.

- Classe I – Perigosos, são aqueles que devido as suas características intrínsecas de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, podem acarretar danos ao meio ambiente e a saúde da população.
- Classe II – Não perigosos, são subdivididos em duas classes:
 - Classe IIA – Não inertes, que são aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos, Classe I, e nem Classe IIB e que apresentam características de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.
 - Classe IIB – Inertes, são quaisquer resíduos que, quando amostrados de forma representativa em contato com a água, destilada ou desionizada e à temperatura ambiente, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se os aspectos de cor, turbidez, dureza e sabor.

A fração orgânica dos resíduos sólidos está enquadrada na Classe IIA. No entanto, Alcântara (2007) aponta que em grande parte das publicações o termo matéria orgânica é utilizado para indicar os resíduos putrescíveis, o que pode ser meio confuso, já que papéis, têxteis e plásticos também se enquadram como orgânico. Sendo assim, Tchobanoglous, Theisen, Vinil (1993) classificam os resíduos, em um primeiro momento, como orgânicos e inorgânicos para depois subdividi-los em outras categorias.

A predominância do teor de matéria orgânica, no Brasil, varia acima dos 50% em relação aos outros tipos de resíduos (papel, papelão, plástico e metal). A alta porcentagem de matéria orgânica é típica de países menos desenvolvidos devido, principalmente, à falta de adequado gerenciamento desses resíduos (ALCÂNTARA, 2007; TCHOBANOGLOUS, Theisen, Vinil, 1993).

Juffo (2013) relata que no Brasil os resíduos não orgânicos possuem altas taxas de reciclagem e/ou reutilização, devido ao desenvolvimento tecnológico e o retorno econômico. Já com os resíduos orgânicos a reciclagem e/ou reutilização não ocorre, sendo estes dispostos de maneira inadequada no meio ambiente.

3.3.1 Dejetos suínos

A suinocultura é caracterizada como sendo uma atividade poluidora, devido a carga poluidora que são gerados na atividade. Esses poluentes proporcionam a degradação do ar, dos recursos hídricos e do solo. Assim, a degradação biológica dos resíduos - principalmente os dejetos - produzidos por esta atividade, pode favorecer a geração de gases tóxicos, alterações das propriedades físicas, químicas e biológicas dos corpos hídricos e contaminação do solo, o que pode acarretar sérios desequilíbrios ambientais (SANTOS et. al. 2009).

Oliveira (1993) aponta que em regiões produtoras de suínos a poluição do meio ambiente é alta, pois enquanto a $DBO_{5,20}$ (Demanda Bioquímica de Oxigênio) de um esgoto doméstico gira em torno dos 200 mg/L, o DBO_5 dos dejetos suínos oscila entre 30.000 e 52.000 mg/L, ou seja, 260 vezes maior. Para Mari (2014), esses resíduos, quando não tratados e dispostos de forma descontrolada no solo ou em corpos hídricos, resultam em um quadro crítico de saneamento ambiental nas regiões produtoras.

Além das elevadas concentrações de matérias orgânicas que os dejetos suínos possuem, estes apresentam elevados teores de coliformes totais e termotolerantes, com significativa quantidade de nutrientes, em especial o Nitrogênio (N) e o Fósforo (P), o que confere à suinocultura o título de uma das atividades que geram mais impactos poluidores ao meio ambiente (SUNADA et. al., 2014).

Cabral et. al. (2011), considera que esses resíduos requerem tratamentos específicos estabelecidos por leis de proteção ambiental, além de uma melhor capacitação dos produtores que trabalham neste ramo.

3.3.2 Resíduos Sólidos Orgânicos

Incluem-se aos resíduos sólidos orgânicos todo lixo que tem origem animal ou vegetal. Sendo considerado poluente devido a sua alta capacidade de decomposição, o que torna esse material inatrativo, malcheiroso e propício ao desenvolvimento de microrganismos patogênicos. Além disso, este material influencia na proliferação de vetores de doenças, é potencial gerador de gases e líquidos percolados (chorume) e propicia a corrosão de equipamentos e componentes da infraestrutura (ALCÂNTARA, 2007, NETO et. al., 2007).

Segundo Chernicharo et. al. (2007), a maioria dos resíduos sólidos orgânicos, em condições adequadas, são facilmente degradáveis pela ação dos microrganismos. Como exemplo, pode-se citar o pó de café e chá, resíduos de alimentos, cascas e bagaços de frutas e verduras, ovos, legumes, alimentos estragados, ossos, aparas e podas de jardim, esterco animal, serragem, entre outros.

Para Mota et. al. (2009) o impacto ambiental gerado pelos resíduos tem se tornado um problema mundial quanto ao prejuízo e a poluição do meio ambiente, já que o descarte desses sem nenhuma forma de tratamento acarreta danos ao solo, à água e/ou o ar.

Segundo Okumu e Nyenje (2011), a matéria orgânica disposta no meio ambiente propicia a formação de lixiviado, que devido a sua elevada concentração de DQO (Demanda Química de Oxigênio) e, dependendo do resíduo, a presença de metais pesados é responsável pela contaminação dos corpos hídricos e do solo.

Diante do exposto, a busca por alternativas de tratamento e disposição final para tais resíduos se faz necessário.

3.4 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

A literatura indica uma série de técnicas utilizadas como alternativas para tratamento de dejetos suínos e resíduos sólidos urbanos de formas distintas. Um resumo dos principais tipos de tratamento que têm sido usados em escala de campo ou ainda em caráter experimental, inclui os seguintes sistemas, a saber:

3.4.1 Lagoas de Estabilização

A técnica de tratamento de efluentes utilizando lagoas de estabilização é a forma mais simples e barata empregada atualmente, tendo como principal objetivo a remoção de matéria carbonácea contida na massa orgânica dos resíduos sólidos, e é indicada para regiões de clima

tropical. As condições climatológicas, tais como temperatura, intensidade e duração da luz solar, regulam o processo de funcionamento das lagoas (VON SPERLING, 2005).

O uso das lagoas de estabilização vem sendo estudado como alternativa de baixo custo de instalação e operação para o processo de tratamento de dejetos suínos (OLIVEIRA, 1993). Esse sistema é utilizado como uma espécie de tratamento subsequente, a fim de potencializar o tratamento de sistemas preliminares como reatores UASB, biodigestores, entre outros. Vivan et. al. (2010) avaliaram a eficiência de um sistema de tratamento de dejetos suínos composto por um biodigestor acoplado a um sistema de lagoas de estabilização. Os autores concluíram que o sistema mostrou-se eficiente para estabilização do lodo, principalmente para a redução da matéria orgânica.

3.4.2 Compostagem

A compostagem é um sistema controlado de decomposição microbiana de oxidação e oxigenação de uma massa de matéria orgânica no estado sólido e úmido, passando pelas fases de composto imaturo, bioestabilizado e curado ou maturação, acompanhada da mineralização de determinados componentes da matéria orgânica (KIEHL, 2004).

Conforme Pra et. al. (2008), a compostagem é considerada uma boa alternativa ao sistema convencional de gestão de frações orgânicas. Com o manejo adequado na forma sólida e o correto processamento das etapas da compostagem, poderá ocorrer a diminuição dos teores de água e dos odores desses dejetos devido ao processo aeróbio, no qual o principal produto da degradação dos resíduos orgânicos é o dióxido de carbono (CO₂) (SARDÁ et. al., 2010).

A compostagem de dejetos suínos pode ser uma alternativa para o combate à poluição ambiental e ao mesmo tempo uma ferramenta para tornar o poluente em um produto de valor econômico como, por exemplo, o fertilizante agrícola. Serpa Filho et. al. (2013) avaliaram o sistema de compostagem como alternativa para o controle de poluição provocada por dejetos da suinocultura. Os autores concluíram que o sistema, além de transformar os dejetos de características líquidas para características sólidas, gera um produto de elevado valor agronômico.

3.4.3 Biodigestão Anaeróbia

a) Processo de Biodigestão

De acordo com Rocha et. al. (2009), a degradação da matéria orgânica é realizada por digestão anaeróbia, sendo as bactérias anaeróbias os principais agentes do processo de decomposição. A atividade bacteriana, em condições ideais (tais como temperatura, pH, relação C/N, umidade, etc), é fundamental para a boa degradação da matéria orgânica utilizada.

Uma das técnicas que vêm sendo bastante utilizada para o processo são os biodigestores. Os biodigestores são câmaras que realizam a biodigestão anaeróbia da matéria orgânica, produzindo biogás e biofertilizante rico em nutrientes (OLIVEIRA, 2004).

O biodigestor é definido por Dongala (2010), como sendo um sistema utilizado para a produção de gás natural, rico em metano (CH_4), através de um processo anaeróbio onde a matéria orgânica é decomposta por arqueas metanogênicas. O autor ainda acrescenta que o equipamento é composto por uma câmara fechada, em que a biomassa (dejetos de animais e aves diluídos, resíduos de alimentos, materiais celulolíticos, triturados e diluídos) é fermentada anaerobicamente, sendo que o resultado dessa fermentação é a liberação de biogás e a produção de biofertilizante.

Para Pinto et. al. (2014), uma das melhores técnicas para o tratamento de dejetos suínos e da fração orgânica dos resíduos sólidos é a utilização de biodigestores, pois além de ser uma alternativa para evitar a contaminação ambiental, possibilita a utilização do biofertilizante e do biogás, que são produtos da digestão anaeróbia, no manejo do solo e na geração de uma fonte de energia, respectivamente.

b) Tipos de Biodigestores

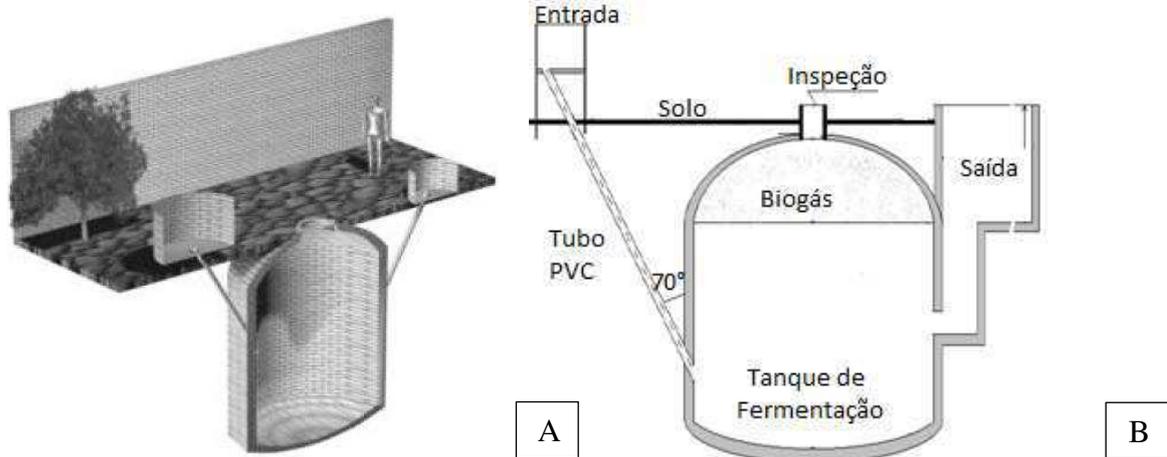
Existem vários tipos de biodigestores. Entretanto, todos são compostos de duas partes: um recipiente (tanque) para abrigar e permitir a digestão da biomassa, e um gasômetro (campânula), para armazenar o biogás (DONGALA, 2010). Segundo Castanho e Arruda (2008), os principais biodigestores utilizados são os do modelo Chinês, o Indiano e o Canadense, sendo estes os responsáveis pelo tratamento de grandes volumes de resíduos.

Biodigestor modelo Chinês

O biodigestor do tipo Chinês é completamente construído em alvenaria, ficando quase que totalmente enterrado no solo (Figura 2). Possui uma caixa de entrada, uma caixa de saída e uma válvula de onde é coletado o biogás gerado. Este tipo de biodigestor funciona com base no princípio de prensa hidráulica, de modo que na medida em que a pressão em seu interior

aumenta, proveniente, o acúmulo do biogás, ocorrerá o deslocamento do efluente da câmara de fermentação para a caixa de saída. O mesmo movimento ocorre, em sentido contrário, quando ocorre descompressão. Apesar de ser constituído totalmente em alvenaria, poderá ocorrer problemas com vazamentos do biogás, caso a estrutura não seja bem vedada e impermeabilizada (DEGANUTTI et. al., 2002).

Figura 2 - Detalhe de um biodigestor modelo Chinês. A-Corte lateral 3D, B-Croqui de Construção.



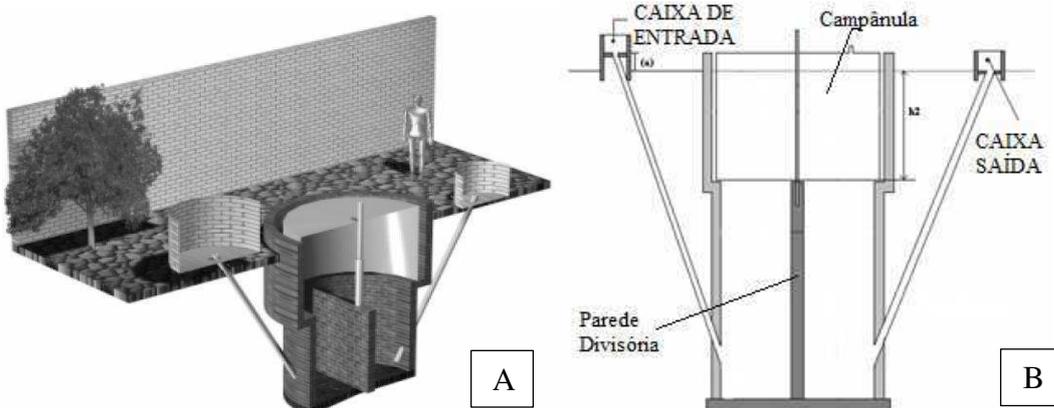
Fonte: Adaptado de DEGANUTTI et al., 2002.

Biodigestor Modelo Indiano

Deganutti et. al. (2002) comentam que o biodigestor modelo indiano (Figura 3) possui uma campânula como gasômetro, que pode estar mergulhada sobre a biomassa em fermentação, e uma parede central que divide o tanque de fermentação em duas câmaras. A parede divisória tem a função de fazer com que o material circule por todo o interior da câmara de fermentação. Os referidos autores ainda explicam o funcionamento do biodigestor,

“O modelo indiano possui pressão de operação constante, ou seja, à medida que o volume de gás produzido não é consumido de imediato, o gasômetro tende a deslocar-se verticalmente, aumentando o volume deste, portanto, mantendo a pressão no interior deste constante. O fato de o gasômetro estar disposto ou sobre o substrato ou sobre o selo d’água reduz as perdas durante o processo de produção do gás.”

Figura 3 - Detalhe de um biodigestor modelo Indiano. A-Corte lateral 3D, B-Croqui de Construção.

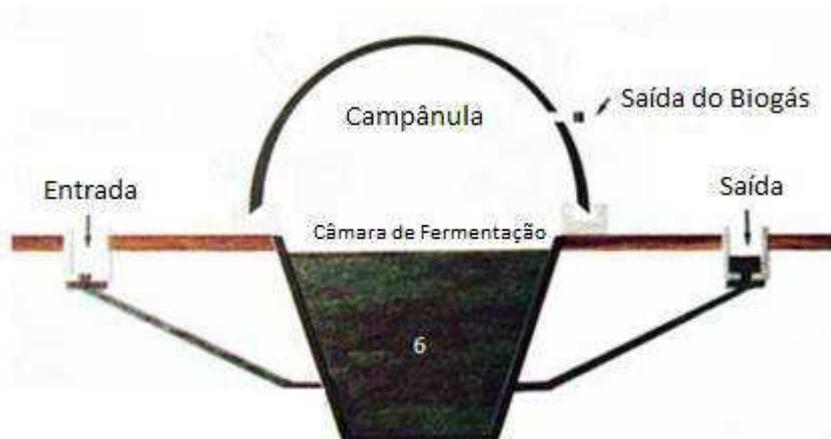


Fonte: Adaptado de DEGANUTTI et al., 2002.

Biodigestor Modelo Canadense

Segundo Haack (2009), o biodigestor modelo canadense (Figura 4) é o mais utilizado no Brasil. Esse modelo é fabricado em manta flexível de PVC, sendo caracterizado pelo baixo custo de fabricação e fácil instalação, e pode ser usado tanto em pequenas, quanto em grandes propriedades. Esse tipo de biodigestor é constituído por: uma caixa de entrada, onde o material orgânico é inserido para ser tratado; uma câmara de fermentação subterrânea, onde o material sofrerá o processo de degradação pelas bactérias anaeróbias; uma campânula superior, para a retenção do biogás produzido; uma caixa de saída, o qual permitirá a saída do efluente já estabilizado; um registro para saída do biogás e um queimador do biogás (OLIVEIRA, 2012).

Figura 4 - Detalhe de um biodigestor modelo Canadense.



Fonte: Adaptado de SHUBEITA et al., 2014.

3.4.3.1 Recarga/Alimentação do Biodigestor

Os biodigestores anaeróbios são alimentados/recarregados basicamente de três formas: a contínua, a semicontínua e a descontínua (GEHRING, 2014; REIS, 2012).

De acordo com Gehring (2014), a alimentação contínua é uma técnica de introdução de material, no biodigestor, várias vezes por dia de trabalho. Rodrigues (2005) explica que na alimentação de maneira contínua os resíduos são adicionados de forma constante e regular, ao mesmo tempo em que é removida uma quantidade igual de resíduos já digeridos. No entanto, uma das desvantagens desse processo é a possibilidade de parte dos resíduos, que é removido continuamente do digestor com a inserção do material novo, não se encontrar digerido e/ou estabilizado.

No que se refere ao sistema de alimentação semicontínuo, Gehring (2014) menciona que as cargas de resíduos são inseridas no biodigestor uma única vez durante o dia de trabalho, e não há interrupção do processo de fermentação no biodigestor. O resíduo a ser tratado é introduzido com baixa frequência e não de maneira contínua. Entretanto, o autor alerta para os possíveis elevados investimentos no tanque de armazenamento de resíduos que sofrerão o tratamento biológico.

No sistema de alimentação descontínua, Gehring (2014) explica que a introdução do resíduo no biodigestor acontece uma única vez, ficando os resíduos confinados até que o tempo de retenção termine e que haja a estabilização do material. De acordo com Reis (2012), após o término do período de digestão anaeróbia, os resíduos são descarregados e o processo reiniciado.

3.4.3.2 Etapas do Processo de Digestão Anaeróbia

As formas mais complexas da matéria orgânica podem ser transformadas em produtos mais simples pela atividade biológica, na presença ou na ausência de oxigênio molecular, e até mesmo em condições intermediárias nas quais coexistem em um mesmo meio e em áreas distintas, ambientes aeróbios e anaeróbios. A matéria orgânica, em ambientes anaeróbios, é convertida por processos bioquímicos complexos, no qual atuam um consórcio de microrganismos com grupos específicos para as várias reações (ALCÂNTARA, 2007).

As reações bioquímicas principais que ocorrem no processo de digestão anaeróbia podem ser divididas em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (SPEECE, 1983; BATSTONE et. al., 2002; NOPHARATANA, PULLAMMANAPPALLIL, CLARKE, 2007).

a) Hidrólise

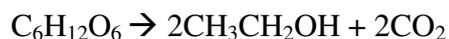
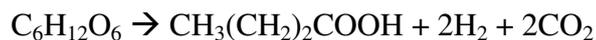
Alcântara (2007) argumenta que a hidrólise é a etapa inicial do processo de digestão anaeróbia, onde as bactérias fermentativas liberam exo-enzimas, que geram a transformação de compostos de alto peso molecular (lipídios, polissacarídeos, proteínas) em compostos mais simples (ácidos graxos, açúcares solúveis, aminoácidos, etc), podendo, contudo, ser utilizados no metabolismo bacteriano, através dos mecanismos de anabolismo e catabolismo.

Gehring (2004) e Fuess (2013) explicam que por ser constituída, a carga orgânica, por moléculas complexas, ou seja, moléculas de cadeia longa, as bactérias hidrolíticas passam a converter o material em moléculas de cadeia curta, para a melhor assimilação do material. Segundo Rodrigues (2005), a hidrólise é um processo lento, que por vezes constitui o passo limitante do processo global de digestão anaeróbia de resíduos orgânicos.

b) Acidogênese

Nesta etapa os compostos que foram solubilizados na etapa da hidrólise são metabolizados pelos microrganismos fermentativos, anaeróbios estritos e facultativos, onde se é gerado produtos orgânicos intermediários com baixo peso molecular (ácidos graxos de cadeia curta, alcoóis, propionato, piruvato) e substâncias minerais na forma gasosa (hidrogênio, sulfeto de hidrogênio e dióxido de carbono) (ALCÂNTARA, 2007).

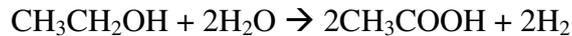
Ribeiro (2004) e Alcântara (2007) indicam que as reações na etapa acidogênese, a partir da glicose, são:



c) Acetogênese

Megonigal, Hines e Visscher. (2004) consideram que a acetogênese ocorre pela ação de um grupo específico de bactérias anaeróbias estritas, que são conhecidas como bactérias acetogênicas.

Para Alcântara (2007), nesta fase, as substâncias (produto da etapa de acidogênese) são convertidas, especialmente, em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono, como é mostrado nas reações a seguir:

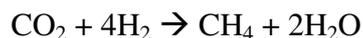
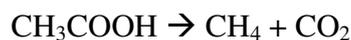


De acordo com Speece (1983), os produtos gerados na fase acidogênica são oxidados pelas bactérias acetogênicas, onde se formam os ácidos acéticos que serão utilizados pelas bactérias metanogênicas.

d) Metanogênese

A metanogênese é a etapa final do processo de biodigestão anaeróbica, onde acontece a produção do gás metano. Conforme Reis (2012), o gás metano é produzido por dois grupos de microrganismos metanogênicos: acetotróficos ou acetoclásticos (*Methanosarcina sp* e *Methanothrix sp*) e microrganismos hidrogenotróficos (*Methanobacterium sp*, *Methanobrevibacter sp* e *Methanospirillum sp*).

Megonigal, Hines e Visscher (2004) diferenciam os dois grupos de microrganismos metanogênicos supracitados. Assim, enquanto os metanogênicos acetotróficos ou acetoclásticos reduzem o ácido acético para a produção do metano e, também, o dióxido de carbono, os metanogênicos hidrogenotróficos utilizam o hidrogênio e dióxido de carbono para a produção do metano e água, como indicam as reações abaixo:



3.5 BIOGÁS

O biogás é composto por uma mistura de diferentes gases produzidos a partir da decomposição anaeróbica (Tabela 1), realizada pelos microrganismos, dos resíduos gerados pela atividade humana, seja em grandes centros populacionais, seja em indústrias e em áreas rurais. A composição química do biogás indica que o componente de maior abundância é o Metano (CH_4) (CEPERO et. al., 2012).

Tabela 1 - Composição química do Biogás.

Componente	Fórmula	Porcentagem (%)
Metano	CH ₄	40-70
Dióxido de carbono	CO ₂	30-60
Hidrogênio	H ₂	0,1
Nitrogênio	N ₂	0,5
Monóxido de carbono	CO	0,1
Oxigênio	O ₂	0,1
Sulfeto de hidrogênio	H ₂ S	0,1

Fonte: CEPERO et al., 2012.

Mari (2014) afirma que dentre os gases que compõe o biogás o metano é o mais interessante, pois este determina o poder calorífico e o potencial energético do biogás. De acordo com Oliveira (2004), o biogás é uma fonte de energia renovável que pode substituir o gás liquefeito de petróleo (GLP), a gasolina como combustível para geração de energia elétrica, a lenha, e outros compostos utilizados para a geração de energia ou trabalho.

No que se refere à produção de biogás a partir da biodigestão de dejetos de animais e resíduos de alimentos, fatores como temperatura, pH, alcalinidade e característica do esterco são fundamentais para o desenvolvimento dos microorganismos no biodigestor (KUNZ; OLIVEIRA, 2006). De acordo com Oliveira (1993), o dejetos suíno tem grande potencial para a geração de biogás, pois um animal de 90 kg que gera de 2,3 a 2,8 kg de esterco pode produzir 0,24 m³ de biogás/animal/dia. No que se refere aos resíduos de alimentos à taxa de produção do gás pode variar, considerando a heterogeneidade dos materiais.

3.6 BIOFERTILIZANTE

Após a produção do biogás, pelo processo de anaerobiose, a biomassa estabilizada sai do biodigestor, na forma líquida, rica em material orgânico (húmus) e com grande potencial de fertilização. Esse material, denominado biofertilizante, ao ser aplicado no solo pode melhorar as qualidades físicas, químicas e biológicas (DONGALA, 2010).

Conforme Oliveira (1993), o biofertilizante é um produto a mais, em termos benéficos, que é gerado a partir da estabilização da massa de resíduos sólidos e que pode ser aproveitado como adubo orgânico. Para Haack (2009), o biofertilizante é tido como fertilizante nobre, pois é caracterizado por apresentar teores médios de macronutrientes como 1,5 a 2,0% de

nitrogênio (N), 1,0 a 1,5% de fósforo (P) e 0,5 a 1,0% de potássio (K). O autor defende que o biofertilizante pode substituir total ou parcialmente os fertilizantes sintéticos.

Haack (2009) aponta, ainda, algumas características do biofertilizante, a saber: inodoro, não propicia o desenvolvimento de moscas e não contém agentes patogênicos; proporciona a correção de acidez do solo, pois possui pH em torno de 7,5; propicia a diminuição da relação carbono/nitrogênio (C/N), proporcionando melhor o uso do solo pela maior facilidade de decomposição e absorção das plantas; e podem ser utilizados para o controle de pragas e doenças de culturas agrícolas.

O uso do biofertilizante orgânico, de origem animal ou vegetal, é uma prática útil e econômica para os pequenos e médios produtores rurais, uma vez que podem propiciar a melhoria da fertilidade e a conservação do solo. A literatura indica várias publicações que demonstram a eficiência de biofertilizante, para atendimento aos objetivos da pesquisa, principalmente aqueles que tratam para fins agronômicos (MOREIRA et. al., 2015; MUFATTO et. al., 2015; SEDIYAMA et. al., 2014; VILLELA JUNIOR, ARAÚJO, FACTOR, 2003).

4 MATERIAL E MÉTODOS

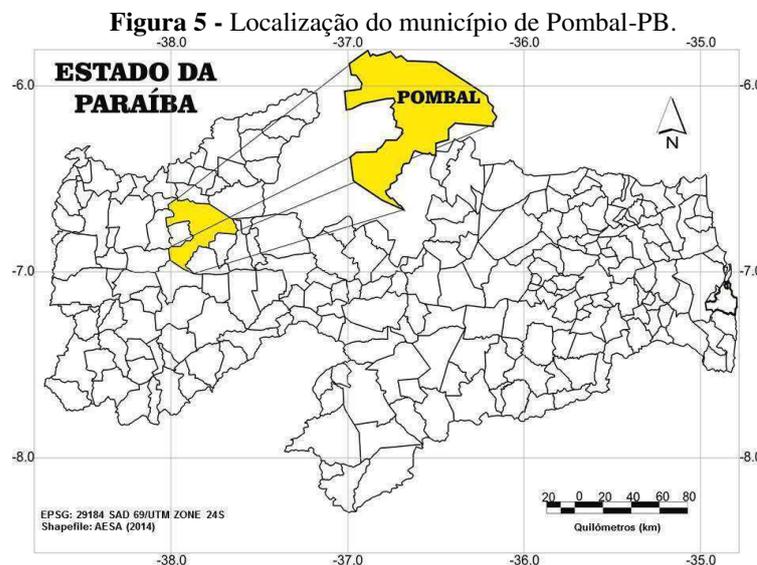
Esta pesquisa assume natureza básica, de caráter exploratório e descritivo, e com procedimento experimental (GERHARDT; SILVEIRA, 2009).

4.1 LOCAL DA PESQUISA

A pesquisa foi realizada em uma área, devidamente selecionada, no Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar (CCTA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). O *campus* está localizado na cidade de Pombal-PB, que fica a cerca de 370 km da capital João Pessoa-PB.

O município de Pombal-PB (Figura 5) está localizado em região de *Caatinga* no Sertão Paraibano. De acordo com o IBGE (2010), o município tem uma população de 32.110 habitantes, uma área total de aproximadamente 889 km² e apresenta uma densidade populacional de 36,13 de habitantes por quilômetro quadrado.

Pombal está situado na bacia hidrográfica do Rio Piranhas, o clima da região é caracterizado como sendo semiárido quente e seco, a precipitação média anual e a temperatura giram em torno de 800 mm e 23,4°C a 27,9°C, respectivamente (MOURA, 2007).



Fonte: Crispim, 2015.

4.2 BIODIGESTOR CANADENSE: CARACTERIZAÇÃO E MONTAGEM

O modelo do biodigestor que foi utilizado é do tipo Canadense (Figura 6). Trata-se de um biodigestor constituído de lona de Policloreto de Vinila (PVC) flexível que apresenta uma

entrada, por onde foi inserido o material, uma saída para descarga do efluente já estabilizado, e outra para o gás gerado no processo de digestão anaeróbica. Apresenta um volume total de 10 m^3 , considerando o volume da zona de digestão – local onde fica o material a ser tratado – e o volume da campânula – local onde fica acumulado o biogás do biodigestor.

Figura 6 - Croqui do Biodigestor Canadense.



Fonte: autoria do autor, 2016.

O biodigestor canadense foi instalado seguindo as recomendações do manual de instalação, fornecido pela fabricante BGS Equipamentos para Biogás, contudo, visando à diminuição de custos no processo de montagem e sem comprometer o seu correto funcionamento, ocorreu a substituição de algum material estrutural ou de apoio do equipamento.

Quanto ao material de apoio foi utilizada uma manta Bidim, tipo RT-07, permeável que foi colocada em toda a área da vala de acomodação do biodigestor. Esta vala apresenta as seguintes dimensões: 2 m de largura x 3,70 m de comprimento x 1 m de altura, conforme ilustração da Figura 7A. A finalidade da manta (Figura 7B) permeável foi a proteção do biodigestor de possíveis obstruções estruturais devido ao contato solo/lona, e em caso de infiltração pluvial ou parasitária na vala de acomodação do biodigestor a manta permitirá a infiltração da água no solo, fazendo com que evite o afogamento do equipamento. Compõem o biodigestor, também, as manilhas de entrada de efluente e saída do afluente (Figura 7C), que teve a função de homogeneizar (caixa de entrada) o material, preparando-o assim para o processo de biodigestão, e coletar (caixa de saída) o material já estabilizado. Em relação à

estrutura, foi erguido um telhado sobre o biodigestor, com o intuito de protegê-lo de alguns fatores climáticos (tais como incidência solar e precipitação, por exemplo), evitando o desgaste do equipamento (Figura 7D).

Figura 7 - Detalhe da montagem do biodigestor. A-Preparação do solo para instalação do biodigestor, B-Instalação da Manta Bidim, C-Instalação das caixas de entrada e saída do biodigestor, D-Biodigestor instalado.



Fonte: imagem do autor, 2016.

Quanto ao biogás gerado, passa por várias etapas até o seu aproveitamento. Ao lado da caixa de saída do biodigestor foi instalada uma válvula de segurança, responsável por aliviar a pressão do gás gerado dentro do equipamento, evitando que haja explosão.

O biogás seguiu por uma série de etapas até a sua queima, a saber: purificador de biogás que servirá, principalmente, na remoção do Sulfeto de Hidrogênio (H_2S); medidor de biogás, que vai medir a quantidade de gás gerado no processo; bomba de pressurização da rede, que impulsionará o biogás até o fogão para biogás, onde ocorreu a queima, conforme verificada na Figura 6.

4.3 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

Para a execução deste estudo, foram empregados dois tipos de resíduos, a saber: suínos e resíduos de alimentos (cascas de frutas, legumes e verduras) (Figura 8A e 8B, respectivamente). Os dejetos suínos foram coletados em uma agroindústria suinícola localizada no sítio Pinhões, que fica a aproximadamente a 8 km do Campus Universitário da UFCG/CCTA, Campus Pombal-PB. Já os resíduos de alimentos foram coletados tanto no Restaurante Universitário (RU), do próprio *Campus*, como em feiras livres e de hortifrutis locais.

Figura 8 - Resíduos utilizados no experimento, (A) Local de coleta dos dejetos suínos e (B) Resíduos Orgânicos.



Fonte: Imagens do autor, 2016.

No período da fase experimental, o biodigestor foi alimentado com 40 kg de resíduos diariamente, quantidade esta calculada considerando o Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) e o volume do biodigestor. A pesagem foi realizada utilizando uma balança comercial mecânica (300 kg) (Figura 9). Entretanto, para diminuir custos de coleta e transporte dos resíduos, as coletas foram realizadas em duas vezes por semana, em um período de 240 dias (8 meses) – tempo da realização da pesquisa. Este período foi subdividido em 3 fases, e para cada fase foi tratado cerca de 3.200 kg de matéria, fora a água de diluição. Neste caso, a alimentação do biodigestor ocorreu de forma semicontínua.

Figura 9 - Detalhe da pesagem do material a ser tratado no biodigestor.



Fonte: Imagens do autor, 2016.

4.3.1 Diluição

Para a realização da diluição dos resíduos, neste estudo foi considerada a massa seca do material. Seiffert e Perdomo (1998), explicam que a umidade do dejetos suíno varia de acordo com a alimentação do animal, podendo variar de um dejetos líquido (até 95% de umidade), semilíquido (até 75% de umidade), semissólido (até 25% de umidade) e sólido (menor que 5% de umidade).

A alimentação dos animais que durante esta pesquisa foi à base de soro de leite e ração. Sendo o soro do leite o mais utilizado, estimou-se que a umidade dos dejetos variou de semilíquido e líquido, em uma faixa de, aproximadamente, 80% de umidade para cada amostra coletada. Assim, a título de exemplo, utilizando a Equação 1, dos 40 kg de resíduos inseridos no biodigestor 8 kg equivale à massa seca e 32 kg equivale à massa de água.

$$Ms = Mu \times (1 - U) \quad (\text{Equação 1})$$

Em que,

Ms é a massa seca da amostra (g);

Mu é a massa úmida da amostra (g); e

U é a umidade, apontada em uma Balança Determinadora de Umidade (%).

Para que a diluição, considerando apenas a massa seca dos resíduos, se aproxime dos valores recomendados pelo manual de instalação do biodigestor (1:2), a proporção de água de diluição ficou estabelecida de 1:15. Com isso, para cada alimentação foi retirada uma amostra

do resíduo e realizou-se a medição da umidade, a fim de saber a quantidade de água necessária para a diluição.

Pelo cálculo, se pegarmos os 8 kg, que é quantidade de massa seca (Ms) dado pelo exemplo hipotético acima, a quantidade de água de diluição adotado será 15 vezes esse valor, o que resultaria em 120 kg ou 120 Litros, considerando que 1 litro de água equivale a 1 kg.

Nota-se que esta diluição é compatível com a recomendada pelo manual do biodigestor. Onde o mesmo indica uma diluição de 1:2, que seria 40 kg de resíduos para 80 litros de água. Nestas circunstâncias se estaria inserindo 120 kg de material diluído no biodigestor. Entretanto, como a umidade dos resíduos pode variar de uma coleta para outra, será adotada a massa seca para o cálculo de diluição.

4.3.2 Preparação dos resíduos para a inserção no biodigestor

Inicialmente, os resíduos foram pesados. Os dejetos suínos foram inseridos na forma bruta, *in natura*, juntamente com a sua parcela de água de diluição. Os resíduos orgânicos sofreram um processo de trituração, no qual foi utilizado um triturador TR-200 da marca TRAPP (Figura 10), antes de ser inserido no equipamento, tornando-os uma menor fração possível para melhor homogeneização do material e assimilação dos microrganismos anaeróbios.

Figura 10 - Processo de trituração da matéria orgânica utilizado nas fases 2 e 3.



Fonte: Imagens do autor, 2016.

As respectivas porcentagens de resíduos de alimentos, nas fases 2 e 3 (explicada abaixo), foram misturadas aos dejetos suínos utilizando a mesma diluição mostrada anteriormente (1:15).

4.3.3 Tempo de Retenção Hidráulica (TRH)

De acordo com Oliveira (2004), o Tempo de Retenção Hidráulica pode variar de 30 a 50 dias, dependendo das variações climáticas (temperatura) da região e da temperatura da biomassa.

Nesse caso, como a região onde o estudo foi realizado é caracterizada por elevadas temperaturas, o Tempo de Retenção Hidráulica ficou estipulado em 35 dias, o que quer dizer que o efluente inserido no primeiro dia (primeira carga) de alimentação ficou retido no biodigestor por 35 dias. Assim, a partir do trigésimo quinto dia, mantendo a alimentação e o volume constante neste intervalo, haverá a coleta do material já estabilizado (biofertilizante).

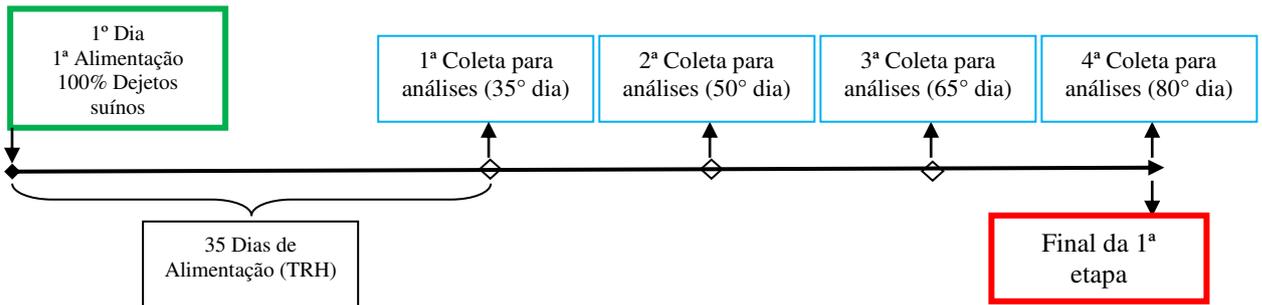
4.3.4 Fases da pesquisa

Com o intuito de verificar a eficiência do processo de digestão anaeróbia e a qualidade dos produtos deste tratamento, a pesquisa foi dividida em três fases. Os dejetos suínos o material principal a ser tratado e os resíduos de alimentos o material secundário, que será inserido em proporções diferentes em cada fase, para saber a sua influência no tratamento anaeróbio do resíduo suinícola. Assim, as fases foram divididas da seguinte forma:

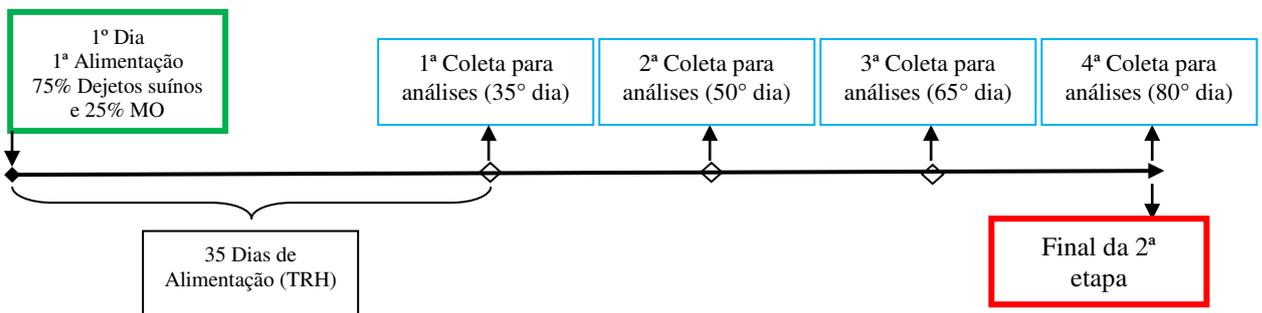
1ª Fase:

Na primeira fase da pesquisa foram introduzidos no biodigestor apenas os dejetos suínos, de forma que os resultados dessa etapa sirvam como referência na obtenção dos resultados das outras duas etapas. Assim, ao final da pesquisa foi possível analisar a influência da proporção dos resíduos de alimentos no processo de biodigestão anaeróbia em relação aos dejetos suínos.

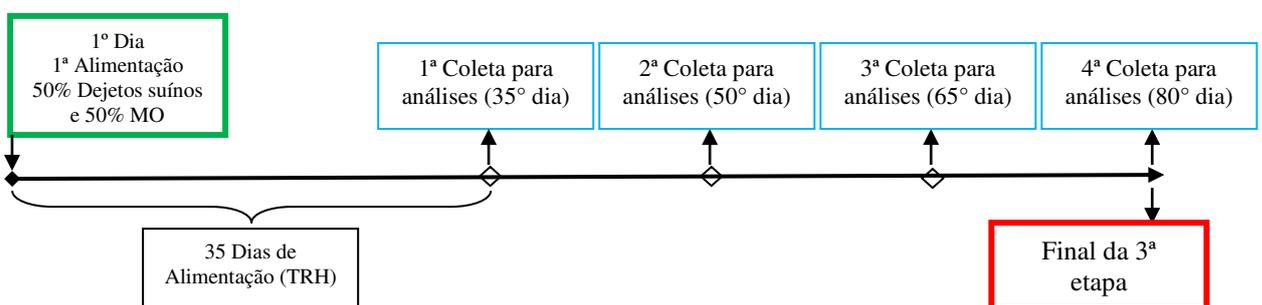
As alimentações do biodigestor aconteceram de forma semicontínua, seguindo assim até o 35º dia. Neste dia ocorreu a primeira coleta do material estabilizado para as análises em laboratório. Após a primeira coleta (no 35º dia) foram coletadas novas amostras, do material estabilizado, no 50º dia, no 65º dia e no 80º dia, se encerrando, assim, a primeira fase do experimento. A alimentação do biodigestor com dejetos suínos continuou até o 80º dia, para cada fase da pesquisa. A Figura 11 ilustra o fluxograma com detalhes dos passos da primeira fase.

Figura 11 - Fluxograma da primeira fase do estudo.**2ª Fase:**

Na segunda fase, onde se deu início à mistura dos dejetos suínos com os resíduos de alimentos. Assim, dos 40 kg de material sólido inserido diariamente no biodigestor, 75% (30 kg) foi de dejetos suínos e 25% (10 kg) de material orgânico. Nesta fase, foi seguida a mesma metodologia explicada na primeira fase. A Figura 12 ilustra o fluxograma com detalhes dos passos da segunda fase.

Figura 12 - Fluxograma da segunda fase do estudo.**3ª Fase:**

Na terceira fase também ocorreu a mistura dos dejetos suínos com os resíduos sólidos orgânicos. Entretanto, foram utilizados 50% de cada massa para compor o valor total de 40 kg. Foi seguida, nesta fase, a mesma metodologia explicada na primeira e na segunda fase. Na Figura 13 ilustra-se o fluxograma com detalhes dos passos da terceira fase.

Figura 13 - Fluxograma da terceira fase do estudo.

Em cada fase de estudo, se fez nos experimentos, um delineamento inteiramente casualizado, num esquema fatorial 2x4, dois pontos de coletas e cinco épocas de amostragem, com três repetições.

4.4 CARACTERIZAÇÃO

As análises físicas, químicas e biológicas foram realizadas no Laboratório de Resíduos Sólidos (LABRES), no Laboratório de Análises de Água (LAAg) e no Laboratório de Solos e Nutrição de Plantas, da Universidade Federal de Campina Grande, *Campus Pombal*. Onde foram seguidos, preferencialmente, os métodos padrões determinados pelo *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1999) e Tedesco *et al* (1995), sendo que as análises ficaram divididas da seguinte forma:

- Análises Físicas: Sólidos Totais, fixos e voláteis; temperatura; condutividade elétrica;
- Análises Químicas: Oxigênio Dissolvido, Alcalinidade Total, pH, NPK e DQO.

4.5 CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS UTILIZADOS E DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS DO LOCAL DA PESQUISA

Buscou-se realizar uma caracterização geral dos resíduos utilizados na pesquisa a fim de levantar informações sobre os materiais que seriam investigados, como observado na Tabela 2.

Tabela 2-Caracterização do Esterco Suíno e das misturas Esterco e Resto de alimentos.

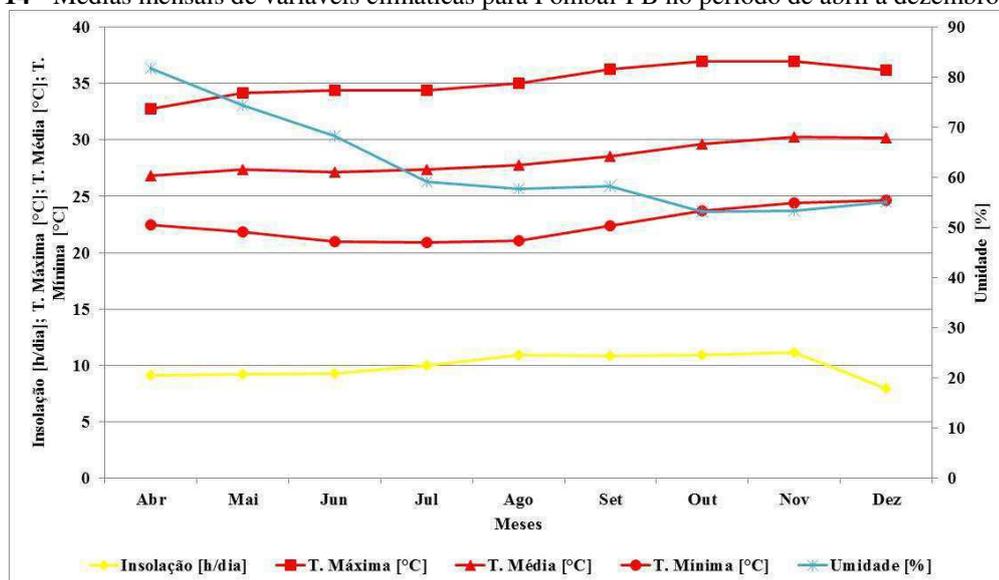
Parâmetros	Esterco Suíno	75% Resíduos Suínos	50% Resíduos Suínos
		25% Restos de Alimentos	50% Restos de Alimentos
pH	6,02	6,42	6,23
Condutividade (mS/cm a 25 °C)	5,72	3,84	4,97
Alcalinidade Total (mg de CaCO ₃ /L)	1076,50	778,16	903,37
Umidade (%)	82,64	82,74	82,83
Densidade	1,31	1,44	1,39
Sólidos Totais (mg/L)	37026,53	49051,06	27522,03
Sólidos Voláteis (mg/L)	28593,65	39690,37	22669,37
Sólidos Fixos (mg/L)	8432,89	9360,69	4852,66
DBO _{5,20} (mg de O ₂ /L)	207	338,4	198,4
DQO (mg de O ₂ /L)	49154,14	52091,77	33734,94

Foram monitoradas algumas variáveis climáticas (temperatura do ar, umidade e radiação solar) do município de Pombal-PB, a fim de fundamentar os resultados do processo

de biodigestão anaeróbia. Os dados foram adquiridos da estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, posto São Gonçalo.

Os dados apresentados na Figura 15 indicam o comportamento climático de Pombal-PB no período de abril a dezembro de 2016, observa-se que a temperatura máxima oscila entre 32,74 a 36,95 °C, a média entre 26,85 a 30,24 °C e a mínima entre 20,91 a 24,61 °C, a insolação varia entre 7,95 a 11,15 horas por dia, e a umidade do ar varia entre 53,23 a 81,69%. De acordo com Sakuma (2013), a temperatura ambiente pode determinar, de forma preponderante, as temperaturas de funcionamento do biodigestor, favorecendo, deste modo, a velocidade das reações de digestão anaeróbica efetuadas pelas bactérias.

Figura 14 - Médias mensais de variáveis climáticas para Pombal-PB no período de abril a dezembro de 2016.



Fonte: INMET, São Gonçalo-PB.

4.6 QUANTIFICAÇÃO E QUALIFICAÇÃO DO BIOGÁS

A estimativa de produção de metano, para todas as fases do experimento, foi realizada utilizando um modelo cinético proposto por Chen (1983). De acordo com Aires et. al. (2014), o modelo matemático proposto por Chen (1983) é um dos mais utilizados e mais confiáveis para a estimativa de produção de biogás. O referido modelo está descrito na equação 2.

$$B = B_0 \left(1 - \frac{K}{\mu m \theta - 1 + K} \right) \quad (\text{Equação 2})$$

Em que,

B é a produção de metano a partir do resíduo ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$);

B_0 é a produção máxima de metano ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg SV}$);

K é a constante (adimensional) cinética do processo;

μ_m é o crescimento máximo específico de microrganismos (dias^{-1}); e

θ é o tempo de residência (dias).

A produção máxima de metano (B_0) varia de acordo com a espécie de animal, a dieta, a idade do esterco, o método de coleta e armazenamento e quantidade de materiais estranhos (como sujeiras em geral) incorporados nos resíduos. Assim, o método mais utilizado para obter valores de B_0 é usar dados de fontes publicadas específicas de cada País, medidos com um método padronizado (HASHIMOT, CHEN, VAREL, 1981; IPCC, 2006). Nesta pesquisa foi utilizado o valor $B_0 = 0,29 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4/\text{kg SV}$, valor este recomendado pelo IPCC (2006) para os países latino-americanos, no que se refere à emissão de metano por dejetos de suínos.

O crescimento máximo específico de microrganismos (μ_m) depende da temperatura ($^{\circ}\text{C}$) em que o resíduo apresenta no processo de biodigestão anaeróbica. Nessas circunstâncias, Hashimot, Chen, Varel (1981) desenvolveram o μ_m para a seguinte equação (3):

$$\mu_m = 0,013 T - 0,129 \quad (\text{Equação 3})$$

Em que,

T é a temperatura do resíduo ($^{\circ}\text{C}$)

No que se refere à constante cinética do processo (K), Chen (1983) explica que a constante é dependente da concentração de sólidos voláteis (SV) na entrada do biodigestor, presente no dejetos suíno. O autor comenta que K é um indicador de performance do biodigestor, podendo, o parâmetro, ser influenciado por substâncias potencialmente inibidoras presentes no dejetos. Deste modo, o valor de K para a digestão anaeróbica de dejetos de suínos pode ser estimado pela equação 4, a seguir:

$$K = 0,6 + 0,006 \exp^{(0,1185 \text{ SV}_{\text{entra}})} \quad (\text{Equação 4})$$

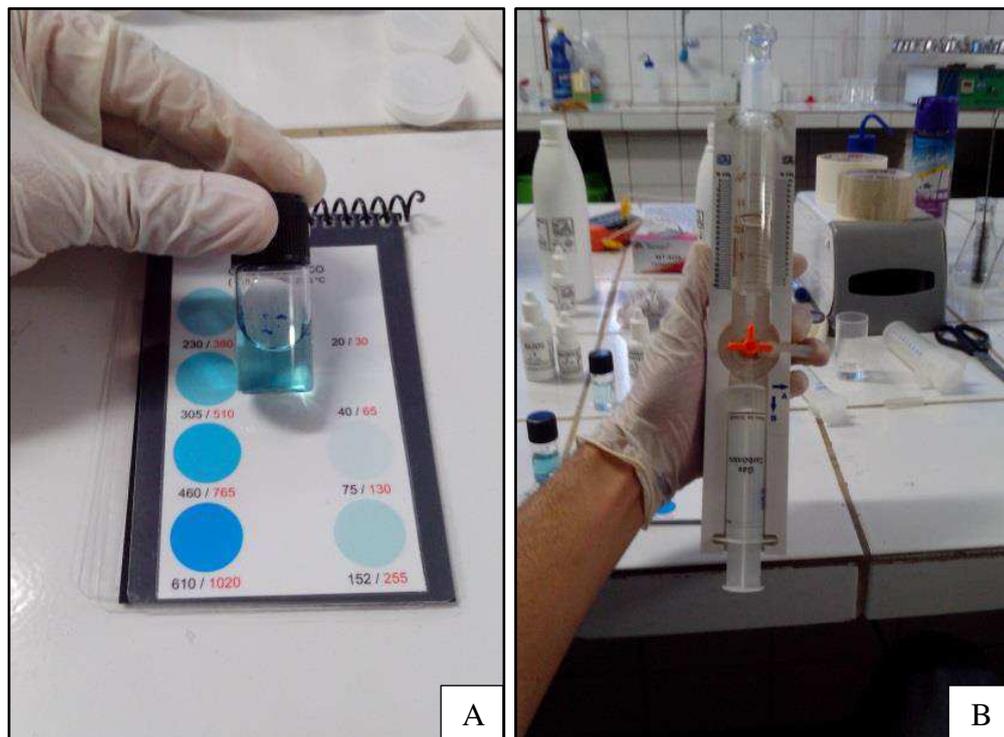
Em que,

SV_{entra} é a concentração de sólidos voláteis na entrada do biodigestor.

A qualidade do biogás, gerado em todas as fases do experimento, foi verificado através de um kit desenvolvido pela empresa EMBRAPA SUÍNOS E AVES. Este kit permite analisar de forma simples e rápida a composição dos gases do biogás. Foram realizadas 4

leituras, tais como Amônia, Gás sulfídrico, Gás carbônico e Metano. A técnica de leitura da Amônia e Gás sulfídrico consiste pelo método colorimétrico, depois do contato biogás/solução para os respectivos gases (Figura 14A). A leitura do Gás carbônico e Metano foram realizados pela diferença entre o volume de gás inicial e final, também depois do contato biogás/solução utilizando seringas (Figura 14B).

Figura 15 - Detalhe das análises de Amônia e Gás sulfídrico (A) e Gás carbônico e Metano (B).



Fonte: Imagens do autor, 2016.

4.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A avaliação estatística dos resultados obtidos para as análises físicas, químicas e físico-químicas do biofertilizante foi realizada por meio de comparação de médias, utilizando o Programa Computacional PAST 3 (HAMMER *et al*, 2017).

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANAVA), teste de comparação de média e desvio padrão de acordo com o teste de Tukey a 5% de probabilidade.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

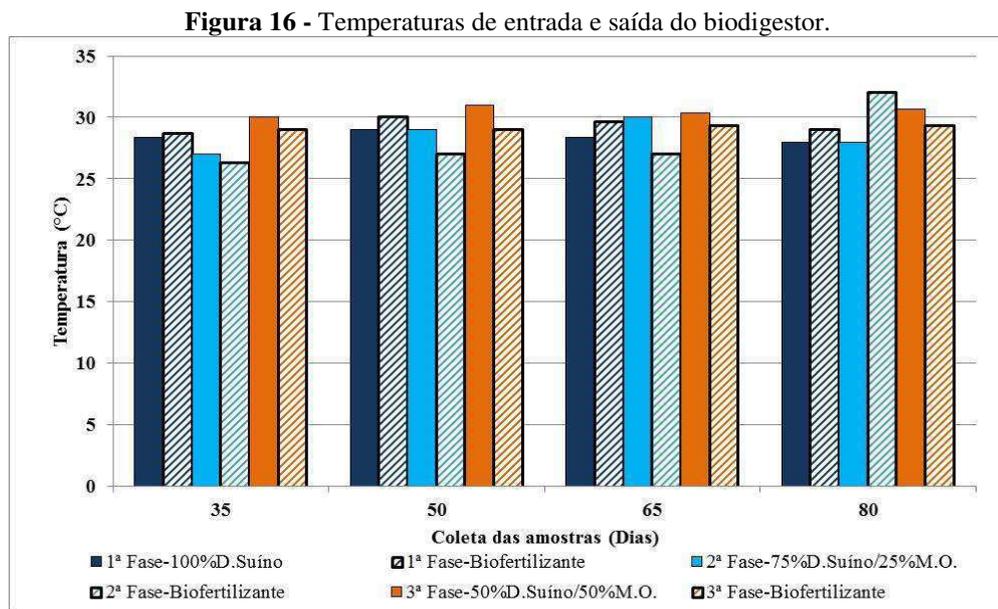
Neste item são apresentados e comentados os resultados obtidos durante o período de monitoramento do experimento para avaliar o comportamento das etapas do processo de digestão anaeróbia de dejetos suínos e resíduos de alimentos sob diferentes proporções em um biodigestor do tipo canadense.

O sistema funcionou durante 8 meses, entre 15 de abril a 13 de dezembro de 2016, totalizando 240 dias. A primeira fase da pesquisa foi destinada a servir como referência para a comparação dos dados das outras duas fases subsequentes.

5.1 PARÂMETROS FÍSICOS

5.1.1 TEMPERATURA

Para cada fase da pesquisa, as medições das temperaturas na entrada e saída do experimento foram realizadas, conforme a Figura 16.



Observa-se que as temperaturas da primeira fase da pesquisa variaram de 28 a 29 °C, na caixa de entrada, e 28,6 a 30 °C, na caixa de saída do biodigestor. Na segunda fase as temperaturas variaram de 27 a 30 °C na caixa de entrada, e de 26,3 a 32 °C na caixa de saída. Já na terceira fase as temperaturas variaram entre 30,3 a 31 °C na caixa de entrada e 29 a 29,3 °C na caixa de saída.

Todas as temperaturas ficaram dentro da faixa mesofílica, considerada ideal para o processo de digestão anaeróbia. De acordo com Chernicharo (1997), existem basicamente três

faixas de temperaturas que podem ser associadas ao crescimento microbiano na maioria dos processos biológicos, a saber: faixa psicrófila, variando de 0 a 20 °C; a faixa mesófila, variando de 20 a 45 °C; e a faixa termófila que varia entre valores acima de 45 °C.

A literatura demonstra que, na faixa mesofílica, entre as temperaturas de 30 e 40 °C propiciam uma taxa máxima de crescimento bacteriano, a qual decresce 11% por °C para digestores operados a temperaturas abaixo de 30 °C (CHERNICHARO, 1997). Foram verificadas temperaturas acima dos 30 °C nas fases dois e três. Entretanto, estima-se que a temperatura no interior do biodigestor ultrapassou àqueles valores medidos nas caixas de entrada e saída, o que pode ter acelerado o processo de estabilização das matérias orgânicas e a produção de biogás, principalmente na última fase do processo, período este apresentou as maiores temperaturas do ambiente e insolação e menores índices de umidade relativa do ar (Figura 14).

De acordo com Oliveira (1993), a influência da temperatura, nos sistemas biológicos, é bastante importante, pois as velocidades das reações bioquímicas são diretamente afetadas pela temperatura. O autor explica que as bactérias anaeróbias são muito sensíveis a variações de temperatura e, às vezes, uma pequena variação pode interromper a produção de metano com conseqüente acúmulo de ácidos voláteis.

5.1.2 SÓLIDOS TOTAIS (ST), SÓLIDOS FIXOS (SF), SÓLIDOS VOLÁTEIS (SV) E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE)

Os valores médios das concentrações de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) do afluente e dos efluentes (biofertilizante) estão apresentados nas Figuras 17, 18 e 19. Entretanto, em alguns casos as taxas de ST, SF e SV na entrada do biodigestor foram menores do que as taxas encontradas na caixa de saída, indicando a não biodegradabilidade do material. Pode-se julgar que este fato pode estar relacionado com a não biodegradação completa dos resíduos, pelas bactérias anaeróbias, ou pelo fato dos resíduos inseridos no biodigestor possam ser levados, pela força da descarga hidráulica, direto para a canalização de saída do equipamento, sem se beneficiar do tempo de retenção hidráulica adequado.

Rodrigues (2005) explica que o processo de alimentação contínua pode possibilitar que parte dos resíduos, que é removido continuamente do digestor com a inserção do material novo, não se encontrem digerido e/ou estabilizado. Optou-se, portanto, de verificar a redução

das variáveis de ST, SF e SV considerando apenas a média dos dois maiores valores de cada fase.

- **Sólidos Totais (ST)**

Conforme se observa na Tabela 3, o teor de sólidos totais dos afluentes, em comparação com os efluentes, considerando todas as fases da pesquisa, apresentou melhores taxas de decaimento da variável na fase 2, com eficiência de remoção de 76,63%, seguido pela fase 1 com 66,44% e a fase 3 com 63,7%. Observa-se que houve um decaimento dos valores dos sólidos totais dos afluentes da primeira fase, mais precisamente nas coletas do 50° e 65° dia. Isso pode estar atribuído à mudança da alimentação dos suínos, neste período, no qual houve um aumento no fornecimento do soro do leite e a substituição da ração a base de trigo por uma mistura de resto de macarrão instantâneo e biscoito. Deste modo, o esterco passou a ser mais líquido, no período supracitado, com baixíssimos teores de material sólido.

Tabela 3 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável sólidos totais (ST), nas respectivas fases da pesquisa.

Variável	Período	Tratamentos			F-Valor	
		1	2	3		
ST (mg/L)	Entrada	35	37.026,5 a	49.051,1 a	27.522,0 a	1,99 ns
		50	7.080,4 c	35.321,6 ab	54.050,3 a	466,80**
		65	5.462,9 c	32.799,3 b	61.861,7 a	48,15**
		80	52.000,2 a	34.655,2 b	32.467,4 b	29,96**
		Média	25392,5	37956,8	43975,35	
		DP	22.919,00	7.472,80	16.578,82	
		CV (%)	90,26	19,69	37,70	
ST (mg/L)	Saída	35	19.277,3 ab	9.805,7 b	35.660,0 a	12,48**
		50	11.191,1 b	9.449,6 b	46.527,2 a	1214,00**
		65	12.126,1 a	39.531,4 a	26.210,3 a	1,75 ns
		80	7.833,6 b	28.435,6 a	9.815,9 b	38,11**
		Média	12607,03	21805,58	29553,35	
		DP	4813,67	14774,18	15557,91	
		CV (%)	38,18	67,75	52,64	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo.

A remoção de sólidos totais foi satisfatória, Silva et. al. (2015) realizaram um estudo de caracterização de dejetos de suínos, onde verificaram a eficiência de tratamento utilizando biodigestores rurais, encontraram 48% de redução dos sólidos totais.

Por outro lado, Henn et. al. (2004) e Kunz, Oliveira e Hiragashi (2005), os quais utilizaram biodigestores no tratamento de dejetos de suínos, encontraram reduções de 88% e

92%, respectivamente, de sólidos totais. Portanto, valores acima dos encontrados nesta pesquisa.

Os valores médios das concentrações de sólidos totais (ST), dos afluentes e dos efluentes, durante as fases 1, 2 e 3, apresentados na Tabela 3, mostram que nos afluentes, do período de 35 dia, os valores médios referente aos três tratamentos, a saber, 37.026,5; 49.051,1 e 27.522,0 mg/L, respectivamente, não diferiram significativamente ($P > 0,05$), já os outros períodos (50, 65 e 80 dias) de amostragem diferiram significativamente ($P < 0,01$).

No que se refere aos efluentes do biodigestor, observa-se (Tabela 3) que o período relativo ao dia 65 obteve, para os períodos 1, 2 e 3, respectivamente, as seguintes médias: 12.126,1, 39.531,4 e 26.210,3 mg/L. Neste caso, para esse período os valores médios não diferiram significativamente ($P > 0,05$). Entretanto, considerando os períodos 35, 50 e 80, observa-se que os valores médios diferiram significativamente ($P < 0,01$).

Comparando as médias dos afluentes e efluentes do biodigestor, percebe-se, como esperado, que os valores médios dos sólidos totais na entrada do biodigestor são bem superiores aos valores da saída, indicando que o processo de biodegradação, de fato, ocorreu.

As maiores médias de sólidos totais foram observadas, no que se diz respeito aos afluentes, na fase 3 no período 50 e 65 dia, com 54.050,3 e 61.861,7 mg/L, respectivamente, enquanto que as menores médias estão, também, no mesmo período com 7.080,4 e 5.462,9 mg/L. Embora, como foi observado uma elevada diferença, o período citado apresentou dados que diferiram significativamente a 1% de probabilidade. No que se refere aos efluentes, as maiores médias observadas na fase 3, no período de 35 e 50 dias, com 35.660,0 e 46.527,2 mg/L, respectivamente, e os menores valores foram observados no dia 80, da fase 1, com 7.833,6 mg/L e no dia 50, da fase 2, com 9.449,6 mg/L. Estes valores corroboram com a redução mostrada na literatura (HENN et. al., 2004; KUNZ et. al., 2005; SILVA et. al., 2015), na qual evidencia a efetiva biodegradabilidade do material.

Os coeficientes de variação de todas as etapas da pesquisa, tanto dos afluentes como dos efluentes, variaram bastante de uma fase para outra, o que indica uma heterogeneidade dos dados. De acordo com Garcia (1989), quanto menor (igual ou inferior a 10%) for o coeficiente de variação, mais homogêneo serão os dados.

- **Sólidos Fixos**

As concentrações de sólidos fixos (Tabela 4) na caixa de entrada do biodigestor obteve médias de 5.453,5 mg/L, 7.458,7 mg/L e 6.261,5 mg/L, nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, e

na caixa de saída obteve valores de 4.154,8 mg/L, 5.330,5 mg/L e 7.146,2 mg/L, nas fases 1, 2 e 3, respectivamente. As melhores taxas de decaimento da variável foram encontradas na Fase 2, representando uma taxa de 68,66%, seguida pela Fase 1, com 53,15%, e Fase 3, com 48,65%.

Tabela 4 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável sólidos fixos (SF), nas respectivas fases da pesquisa.

Variável	Período	Tratamentos			F-Valor	
		1	2	3		
SF (mg/L)	Entrada	35	8.432,9 a	9.360,7 a	4.852,7 a	3,62 ns
		50	2.899,5 b	6.756,3 ab	8.454,2 a	756,10**
		65	1.847,2 b	6.257,8 b	6.573,4 a	20,62**
		80	8.634,5 a	7.459,9 b	5.165,8 b	9,09*
		Média	5.453,52	7.458,67	6.261,52	
		DP	3.583,48	1.360,53	1.642,20	
		CV (%)	65,71	18,24	26,23	
SF (mg/L)	Saída	35	5.414,9 b	2.586,0 b	8.873,7 a	14,22*
		50	4.712,8 b	2.369,0 b	13.853,9 a	1866,00**
		65	3.944,8 b	8.686,3 a	2.578,4 b	79,49**
		80	2.546,8 b	7.680,6 a	3.278,7 b	44,85**
		Média	4.154,82	5.330,47	7.146,17	
		DP	1.228,68	3.321,00	5.285,19	
		CV (%)	29,57	62,30	73,96	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo.

Henn (2005), estudando a fase de início de funcionamento de dois sistemas de manejo que integram o tratamento e o armazenamento de dejetos em escala real, em uma pequena propriedade produtora de suínos, obteve uma eficiência média de remoção de 78% de SF.

Oliveira (2012), em estudos realizados com biodigestor canadense, para o processo de digestão de dejetos de suínos, encontrou valores de remoção variando de 11,6 a 58,7%.

De acordo com Henn (2005), os sólidos fixos representam cerca de 30% dos sólidos totais presentes nos dejetos brutos, os outros 70% equivalem aos sólidos voláteis. Para o autor, os SF apesar da difícil degradação, é parcialmente degradado pelo processo de digestão anaeróbia.

A Tabela 4 mostra, ainda, os valores médios, coeficientes de variação e desvio padrão da variável sólidos fixos, nas respectivas fases da pesquisa. Observa-se, nos afluentes, que no período de 35 dias, os dados não diferiram significativamente ($P > 0,05$) entre os tratamentos, apresentando as seguintes médias, para as respectivas fases 1, 2 e 3. No períodos 50 e 65 dias, apresentaram médias que diferiram significativamente a 5% de probabilidade, já com 80 dia, os valores médios diferiram significativamente a 1%, pelo teste Tukey.

Analisando as médias dos efluentes do biodigestor, pode-se observar que todos os valores diferiram-se significativamente a 5% de probabilidade, no período de 35 dias, e a 1% de probabilidade, nos períodos 50, 65 e 80 dias. Os maiores valores médios observados no 35º e 50º dia da fase 3, com 8.873,7, 13.853,9 mg/L, respectivamente, a média geral da referida fase foi de 7.146,17 mg/L, tornando-a maior que as relacionadas às fases 1 e 2. Os menores valores médios foram observados no 50º dia, da fase 2, e no 80º dia, da fase 1, com 2.369,0 e 2.546,8 mg/L.

Ao comparar as médias dos sólidos fixos, dos afluentes e efluentes, pode-se perceber que a segunda fase foi a que mais reduziu os teores da variável, confirmando, assim, o título da fase que melhor apresentou taxas de decaimento da variável sólido fixo, como dita anteriormente.

• Sólidos Voláteis

Os índices de sólidos voláteis (Tabela 5) na caixa de entrada do biodigestor obteve médias de 19.939 mg/L, 30.498 mg/L e 37.714 mg/L, nas fases 1, 2 e 3, respectivamente, e na caixa de saída obteve valores de 8452,2 mg/L, 16.475 mg/L e 22.407 mg/L, nas fases 1, 2 e 3, respectivamente. As melhores taxas de decaimento da variável foram encontradas na Fase 2, representando uma taxa de 78,51%, seguida pela Fase 1, com 69,66%, e Fase 3, com 66,66%.

Tabela 5 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável sólidos voláteis (SV), nas respectivas fases da pesquisa.

Variável	Período	Tratamentos			F-Valor	
		1	2	3		
SV (mg/L)	Entrada	35	28.593,6 a	39.690,4 a	22.669,4 a	1,81 ns
		50	4.180,9 b	28.565,3 ab	45.596,2 a	423,20**
		65	3.615,6 b	26.541,5 ab	55.288,4 a	47,48**
		80	43.365,7 a	27.195,3 b	27.301,7 b	36,92**
		Média	19.938,95	30.498,13	37.713,93	
		DP	19.480,62	6.185,93	15.337,80	
		CV (%)	97,70	20,28	40,67	
SV (mg/L)	Saída	35	13.862,4 b	7.219,7 b	26.786,3 a	11,80**
		50	6.478,2 b	7.080,6 b	32.673,3 a	895,70**
		65	8.181,3 a	30.845,1 a	23.631,9 a	1,26 ns
		80	5.286,8 b	20.755,0 a	6.537,3 ab	35,49**
		Média	8.452,17	16.475,10	22.407,20	
		DP	3.797,371	11.528,71	11.223,83	
		CV (%)	44,93	69,98	50,09	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo.

Henn (2005) encontrou uma redução de SV equivalente a 92,4%, considerando o tempo de retenção hidráulica de 45 dias. Já Oliveira (2012) encontrou valores médios de redução de SV de 77,71%. Aires et. al. (2014) concluiu em seu trabalho, também utilizando biodigestor canadense para o tratamento de dejetos de suínos, uma redução de SV de 56,9%. Silva et. al. (2015), encontrou um índice de 61% de redução de SV. Nestas circunstâncias, pode-se dizer que o resultado analisado neste trabalho é satisfatório em comparação à literatura.

Os sólidos voláteis equivalem, em média, a 70% dos sólidos totais, sendo composto por materiais de fácil degradabilidade. A remoção de SV efluente se deve ao processo de hidrólise e a liquefação do meio durante a digestão anaeróbia que ocorre dentro do biodigestor. Outro fator importante, no que concerne aos SV é que a produção de biogás é dependente, principalmente, da quantidade de SV presente no afluente do biodigestor, isto é, os SV se convertem em biogás (CHEN, 1983; HENN, 2005).

Os resultados estatísticos, da variável sólidos fixos, também estão apresentados na Tabela 5. Os dados revelam que a fase 3 apresentou as melhores médias, tanto para os efluentes como para os afluentes, com 37.713,93 e 22.407,20 mg/L, respectivamente, valores estes que podem indicar esta fase como a mais propícia à geração de metano.

No período 35, para os afluentes do biodigestor, os valores médios, a saber, 28.593,6, 39.690,4 e 39.690,4 mg/L, não diferiram significativamente entre si ($P > 0,05$), no teste de Tukey, enquanto que nos outros períodos todas as médias diferiram significativamente entre si, em probabilidade abaixo de 1%. O coeficiente de variação da fase 1, indicou elevada heterogeneidade das amostras em relação às outras fases.

Para os efluentes, do biodigestor, os valores médios apresentados nas três fases da pesquisa, período 65 dias (8.181,3; 30.845,1 e 23.631,9 mg/L), não diferiram significativamente entre si ($P > 0,05$), já os valores médios relacionados aos demais períodos diferiram significativamente ($P < 0,01$). Observa-se que as médias dos efluentes do biodigestor são sempre inferiores às médias dos afluentes, este fator indica que em todas as fases houve a transformação dos sólidos voláteis em metano, como bem explicou Chen (1983) em seus estudos.

- **Condutividade Elétrica**

Analisando os valores da condutividade elétrica (Tabela 6) pode-se observar que a primeira fase do experimento apresentou valores médios que variaram entre 1,71 mS/cm a

5,72 mS/cm, na caixa de entrada, e 5,93 mS/cm a 6,48 mS/cm, na caixa de saída. Na segunda fase, os valores médios de condutividade elétrica ficaram entre 3,84 mS/cm a 6,86 mS/cm, na caixa de entrada, e 5,59 mS/cm a 6,36 mS/cm, na caixa de saída. A condutividade elétrica na terceira fase variou entre 4,97 mS/cm a 5,44 mS/cm, na caixa de entrada, e 7,08 mS/cm a 7,71 mS/cm, na caixa de saída.

Tabela 6 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável condutividade elétrica, nas respectivas fases da pesquisa.

Variável	Período	Tratamentos			F-Valor	
		1	2	3		
Cond. Elétrica (mS/cm)	Entrada	35	5,7 a	3,8 b	5,0 ab	96,04**
		50	4,4 b	4,9 ab	5,4 a	31,65**
		65	1,7 b	5,6 a	5,4 b	785,80**
		80	3,6 a	6,9 a	5,2 b	336,60**
		Média	3,85	5,30	5,25	
		DP	1,67	1,30	0,19	
		CV (%)	43,49	24,50	3,65	
Cond. Elétrica (mS/cm)	Saída	35	6,1 b	5,6 b	7,1 a	18,72*
		50	6,5 b	6,2 b	7,7 a	325,50**
		65	6,4 b	6,1 b	7,8 a	450,60**
		80	5,9 b	6,4 b	7,1 a	21,02*
		Média	6,22	6,07	7,42	
		DP	0,27	0,34	0,37	
		CV (%)	4,42	5,60	5,08	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo.

Os parâmetros de condutividade elétrica dos afluentes permaneceram elevados em todas as fases do experimento, exceto na análise do 80° dia da segunda fase. Entretanto, os valores médios desta fase, no que se refere ao parâmetro condutividade elétrica, apresentou taxas menores, se comparadas às outras fases, para os afluentes em relação aos efluentes, com um aumento de 14,2%. A fase 1 foi a que mais se observou o aumento da condutividade elétrica, com 61%, seguida pela fase 3, com 41,5%.

De acordo com Silva et. al. (2012), a condutividade elétrica indica certo teor de sais presente na mistura líquida, este material, se empregados na irrigação agrícola, pode limitar ou prejudicar o desenvolvimento da cultura.

Abreu et. al. (2015), analisaram o comportamento físico químico, referente à mistura de resíduos suínos e meios de cultura descartados em biodigestores do tipo batelada, e foram encontrados valores elevados de condutividade elétrica. Em biodigestor utilizando apenas dejetos de suíno, por exemplo, os autores encontraram valores de 13,71 mS/cm. Eles

atribuíram os valores elevados de condutividade elétrica à redução do valor do pH, que favoreceu um meio ácido e, conseqüentemente, a formação de íons adsorvidos ao substrato.

Na Tabela 6, também estão apresentados os resultados estatísticos dos afluentes e dos efluentes, nas respectivas fases da pesquisa. As elevadas médias dos efluentes, em relação aos afluentes, indica a alta concentração de compostos orgânicos e inorgânicos agregados a estes. As maiores médias, nos efluentes, foram encontradas na terceira fase, isso implica sugerir que a adição de matérias orgânicas, provenientes de restos de cascas, frutas e provenientes de restaurante universitário, favoreceu o aumento dos níveis de condutividade elétrica.

Os resultados médios, referentes aos afluentes do biodigestor, revelaram que os dados diferiram significativamente entre si a probabilidade abaixo de 1%, ou seja, foram bastante significantes. Outro fator, para a condutividade elétrica, foi observado na terceira fase, quando o coeficiente de variação indicou que homogeneidade entre os dados, já para as fases 1 e 2, o coeficiente de variação indicou heterogeneidade entre os dados.

Analisando os valores médios dos efluentes do biodigestor, pode-se notar que nos períodos 35 e 80 dias, cujos valores médios, para as fases 1, 2 e 3, foram 6,1; 5,6 e 7,1 mS/cm e 5,9; 6,4 e 7,1 mS/cm, respectivamente, diferiram significativamente entre si a 5% de probabilidade, enquanto que, os valores médios dos períodos 50 e 65, diferiram significativamente entre si a 1% de probabilidade.

5.2 PARÂMETROS QUÍMICOS

5.2.1 DQO (Demanda Química de Oxigênio) e Oxigênio Dissolvido (OD)

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A Demanda Química de Oxigênio representa, indiretamente, o conteúdo de matéria orgânica de um resíduo através da medida da quantidade necessária para oxidar, quimicamente, a matéria orgânica (OLIVEIRA, 1993).

As variações das concentrações de DQO do afluente e dos efluentes das fases 1, 2 e 3 estão apresentadas na Tabela 7. A DQO da fase 1 apresentou valores médios de 31.696 mg/L, para o afluente, e 6.399,4 mg/L, para os efluentes, a redução nesta fase foi a mais significativa, com 79,81%. A média da DQO, na fase 2, para o afluente e os efluentes, respectivamente, foram de 36.707 e 13.225 mg/L, aqui observou-se uma redução de 63,97%. Em relação à fase 3, os valores médios de DQO foram de 54.267 mg/L, para os afluentes, e

22.590 mg/L, para os efluentes do biodigestor, com redução de 58,37%. Portanto, as melhores taxas de redução foram observados na fase 1, seguida pelas fases 2 e 3, respectivamente.

Tabela 7 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável demanda química de oxigênio (DQO), nas respectivas fases da pesquisa.

Variável	Período	Tratamentos			F-Valor	
		1	2	3		
DQO (mg/L O ₂)	Entrada	35	49.154,1 b	52.091,8 a	33.734,9 b	7,98*
		50	12.218,0 b	43.859,6 b	65.194,1 a	10,22*
		65	15.037,6 b	25.506,1 b	65.127,2 a	113,80**
		80	50.375,9 b	25.371,1 b	53.012,0 a	35,30**
		Média	31.696,40	36.707,15	54.267,05	
		DP	20.901,5	13.438,93	14.837,88	
		CV (%)	65,94	36,61	27,34	
DQO (mg/L O ₂)	Saída	35	11.533,1 a	2.834,0 b	10.843,4 b	6,61*
		50	10.407,9 a	4.453,4 a	45.783,1 a	4,04 ns
		65	3.234,9 a	23.211,9 a	20.348,1 a	4,46 ns
		80	421,9 b	22.402,2 a	13.386,9 b	8,37*
		Média	6.399,45	13.225,38	22.590,38	
		DP	5.421,18	11.088,63	15.975,25	
		CV (%)	84,71	83,84	70,72	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo.

Na primeira fase do experimento foi verificada, no 80º dia de análises, a maior taxa de redução do parâmetro de DQO, com 99,16%. Por outro lado, a pior taxa de redução dos teores de DQO foi observada na análise das amostras do dia 65, da segunda fase, com apenas 8,99%.

As baixas taxas de redução da DQO nas fases 2 e 3 podem estar relacionadas com a adição dos resíduos sólidos orgânicos, uma vez que, a regressão do parâmetro foi diminuindo ao passo em que foi aumentado a quantidade de resíduos orgânicos adicionados aos resíduos de dejetos de suínos, nas respectivas fases 2 e 3. Nestas circunstâncias, o aumento do tempo de retenção hidráulica poderia potencializar a redução da DQO para estas duas fases.

Luna et. al. (2009), estudando o desempenho de um reator anaeróbio para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, com baixas taxas de concentrações de sólidos, encontraram reduções variando de 50 a 90% da massa de DQO, utilizando um tempo de retenção hidráulica de 150 dias. Reis (2012), avaliando os tratamentos de resíduos sólidos orgânicos provenientes da cozinha de um restaurante universitário, em biodigestor anaeróbio, obteve uma eficiência média de redução de DQO de cerca de 70%, em um período experimental de 600 dias.

A literatura indica uma série de estudos referentes à remoção de DQO no processo de biodigestão de esterco suíno com e sem mistura de materiais secundários. O exemplo de Araújo et. al. (2012) que avaliaram o comportamento de um sistema anaeróbio de tratamento de dejetos suínos, onde se verificou uma redução de 95% da carga de DQO, para um tempo de detenção de 59 dias. Orrico Júnior, Orrico, Lucas Júnior (2010), estudando parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos alimentados com dietas à base de milho e sorgo, verificaram uma redução de DQO de cerca de 60,38 e 59,26%, respectivamente, em 120 dias de monitoramento.

Considerando, agora, os estudos que comprovam que a adição de materiais secundários aos dejetos suínos, no processo de digestão anaeróbia, pode interferir na eficiência de remoção da DQO, pode-se citar Santos (2016), que estudando a biodigestão anaeróbia de resíduos da agroindústria de Citrus em consórcio com dejetos de suínos, encontrou maiores taxas de remoção (cerca de 97%) da DQO na fase de menor adição do resíduo supracitado.

Rodrigues (2012) verificou o efeito da adição de óleo e lipase sobre a biodigestão anaeróbia de dejetos suínos, e concluiu que o maior valor observado na redução de DQO atingiu 43%. O autor considerou a redução muito inferior aos valores de outros substratos encontrados na literatura.

Os dados médios estatísticos referentes à DQO (Tabela 7), dos afluentes em relação aos efluentes, revelam a considerável redução da variável, na primeira fase do experimento. Observou-se, na fase 3 dos afluentes, as melhores médias da DQO no período das análises, com 54.267,05 mg/L O₂, enquanto que nos efluentes a fase que apresentou melhor média de redução foi verificada na fase 1, com 6.399,45 mg/L O₂.

Nos períodos relacionados aos dias 35 e 50, para os afluentes, os dados diferiram significativamente entre si à probabilidade de 5%, pelo teste de Tukey. Os resultados dos dias 65 e 80, considerando todas as fases da pesquisa foram bastante significativos entre si ($P < 0,01$). O Coeficiente de variação da primeira fase foi bem superior (65,94%) em relação às duas fases subsequentes (36,61 e 27,34, respectivamente), esse se deu devido à mudança da alimentação dos suínos no período dos dias 50 e 65.

Em relação aos efluentes, percebeu-se que os dados dos períodos 50 e 65 dias, não diferiram significativamente entre si. As médias dos períodos 35 e 80 dias, considerando as três fases da pesquisa, a saber, 11.533,1; 2.834,0 e 10.843,4 mg/L O₂ e 421,9; 22.402,2 e 13.386,9 mg/L O₂, respectivamente, diferiram significativamente entre si à probabilidade de

5%. Os coeficientes de variação foram bem elevados, o que indicou heterogeneidade entre as amostras.

- **Oxigênio Dissolvido (OD)**

Os parâmetros relacionados ao oxigênio dissolvido seguem ilustrados na Tabela 8. Observa-se que todos os valores, tanto dos afluentes quanto dos efluentes do biodigestor, ficaram abaixo dos 8 mg/L de O₂. A primeira época de amostragem (35 dias) apresentou as menores taxas para as três fases do experimento, atingindo valores na 1, 2 e 3 fase de 0,5; 0,8 e 0,6 mg/L de O₂, para os afluentes, respectivamente, e 0,13; 0,8 e 0,53 mg/L de O₂, para os efluentes do biodigestor, respectivamente.

Tabela 8 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável oxigênio dissolvido (OD), nas respectivas fases da pesquisa.

Variável	Período	Tratamentos			F-Valor	
		1	2	3		
OD	Entrada	35	0,5 a	0,8 a	0,6 a	1,00 ns
		50	2,1 a	0,3 b	0,5 b	73,58**
		65	7,4 a	0,1 b	0,8 b	643,3**
		80	6,6 a	3,5 b	0,4 b	76,84**
		Média	4,15	1,17	0,57	
		DP	3,37	1,58	0,17	
		CV (%)	81,23	134,27	29,70	
OD	Saída	35	0,1 b	0,8 a	0,5 b	8,00*
		50	1,9 a	1,1 a	0,5 b	11,85**
		65	6,8 a	0,1 b	0,5 b	2566,00**
		80	6,0 a	4,9 b	0,6 b	394,50**
		Média	3,7	1,72	0,52	
		DP	3,22	2,16	0,05	
		CV (%)	87,02	125,09	9,52	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo.

Houve um aumento significativo do parâmetro oxigênio dissolvido nos períodos referentes aos dias 65 e 80, da primeira fase da pesquisa, fator este que pode ser explicado pela baixa atividade microbiana nas amostras.

Por outro lado, percebe-se que há, ainda, grande quantidade de atividade dos microrganismos mesmo nos efluentes do biodigestor, isso indica que há necessidade do pós-tratamento deste líquido, para evitar, uma vez liberado no meio ambiente, a contaminação da água, do solo e do ar.

Von Sperling (2005), explica que o oxigênio dissolvido vem sendo utilizado para determinar o grau de poluição e autodepuração em cursos de água. O autor cita que os ambientes aquáticos são bastante pobres de oxigênio, com aproximadamente 9 mg/L O₂, e o

lançamento de substâncias com elevada carga carbonácea pode provocar a diminuição expressiva de oxigênio, através da atividade microbiológica, e comprometer, assim, a fauna e flora do meio.

Realizou-se o estudo estatístico da variável oxigênio dissolvido, os valores médios, coeficientes de variação de desvio padrão estão, também, apresentados na Tabela 8. No que concerne aos afluentes do biodigestor, pode-se observar que no período 35, os valores médios dos tratamentos 1, 2 e 3, não diferiram significativamente entre si, quando submetidos ao teste de Tukey. Nos períodos de 50, 65 e 80 dias, os valores médios diferiram significativamente ($P < 0,01$). Entretanto, quando verificado o coeficiente de variação, pode-se observar que os resultados dos tratamentos 1 e 2 foram os que mais apresentaram heterogeneidade.

Analisando os dados dos efluentes do biodigestor, o resultado estatístico revela que o período de 35 dias, para os três tratamentos, diferiu significativamente a 5% de probabilidade, já nos períodos 50, 65 e 80 dias, os dados diferiram significativamente a 1% de probabilidade. Igualmente aos dados dos afluentes, os coeficientes de variação dos tratamentos 1 e 2, indicaram heterogeneidade nos dados.

5.2.2 Potencial Hidrogeniônico (pH) e Alcalinidade Total

- **Potencial Hidrogeniônico (pH)**

Uma das variáveis mais relevantes no processo de degradação anaeróbia é o Potencial Hidrogeniônico (pH), uma vez que, influencia em todo o sistema ambiental do reator. Deste modo, é importante manter os valores entre 6,0 a 8,0 (OLIVEIRA, 1993; FERNANDES, 2012).

Todos os valores observados permaneceram dentro da faixa recomendada pela literatura, assim, não foi preciso fazer a correção do pH em nenhuma fase do experimento, como se pode observar na Tabela 9. A primeira fase apresentou valores médios de pH de 6,42, na caixa de entrada do biodigestor, e de 6,59, na caixa de saída. Os valores do pH na segunda fase, na caixa de entrada e saída, respectivamente, ficaram na faixa de 6,18 a 7,03. Já o pH médio da terceira fase do experimento ficou em 6,05, na caixa de entrada, e 7,22, na caixa de saída do biodigestor.

Comparando a fase que apresentou, em seus efluentes, os melhores valores do pH, foi observado na Fase 2, em que foi utilizado 75% de resíduos de suínos e 25% de material orgânico provenientes de feiras de hortifrúteis e do restaurante universitário do CCTA/UFMG.

Tabela 9 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável potencial hidrogeniônico (pH), nas respectivas fases da pesquisa.

Variável	Período	Tratamentos			F-Valor	
		1	2	3		
pH	Entrada	35	6,0 b	6,4 a	6,2 b	10,90*
		50	6,6 a	6,0 b	5,9 b	49,88**
		65	6,6 a	6,1 b	5,9 b	29,55**
		80	6,5 a	6,2 b	6,2 b	5,18*
		Média	6,42	6,17	6,05	
		DP	0,29	0,17	0,17	
		CV (%)	4,47	2,77	2,86	
pH	Saída	35	6,1 b	7,1 b	7,6 a	250,20**
		50	6,6 b	6,9 b	7,1 a	48,80**
		65	6,7 b	7,0 a	7,0 a	9,10*
		80	7,0 b	7,2 a	7,1 b	9,00*
		Média	6,6	7,05	7,20	
		DP	0,37	0,13	0,27	
		CV (%)	5,67	1,83	3,76	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo.

Fernandes (2012), estudando a biomassa e biogás da suinocultura e seu comportamento no processo de digestão anaeróbia em dois sistemas de biodigestor, encontrou valores de pH, para os dois efluentes estudados, entre 7,36 e 7,61. Já Rodrigues et. al. (2014), obteve índice de pH na faixa de 6,5, na adição de óleo e lipase sobre a biodigestão anaeróbia de dejetos suínos. Aires et. al. (2014), avaliaram o desempenho de um biodigestor canadense modificado no processo de tratamento de dejetos de suínos e encontraram, nos efluentes do biodigestor, 7,36 de pH.

O comportamento do pH no processo de biodigestão anaeróbia de materiais orgânicos tende a ser diferente daquele processo de biodigestão utilizando apenas dejetos de suínos. Luna et. al. (2009), estudando o tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentrações de sólidos, verificaram os valores de pH variando de 3,4 a 5,6, o que consideraram características ligeiramente ácidas.

Nestas circunstâncias, pode-se dizer o processo de biodegradação dos resíduos seguiram, de forma apropriada, todas as etapas da digestão anaeróbia. No caso do pH, há, na fase acidogênese, a redução do parâmetro, tornando o ambiente ácido. Com a redução do pH, ocorre a acetogênese, no qual irá transformar os produtos da acidogênese em ácido acético, evitando o acúmulo de ácidos. Na fase metanogênica, as bactérias começam a agir e transformam os ácidos acéticos em metano, neutralizando o meio e elevando o pH. E, a partir de todo esse processo que o pH, do ambiente interno do biodigestor, ficou próximo da neutralidade.

Os resultados estatísticos fundamentam a adequada variação do pH em todas as fases da pesquisa, como mostrado na Tabela 9. Os valores médios dos afluentes mostram que houve um decréscimo, do parâmetro, entre os tratamentos 1, 2 e 3, nos quais foram 6,42; 6,17 e 6,05, respectivamente. Isso mostra que ao passo que se adiciona matéria orgânica aos dejetos suínos, ocorre a acidificação do meio. Por outro lado, analisando os efluentes, percebe-se que entre os tratamentos houve a ascensão do parâmetro, nos respectivos tratamentos, a saber: 6,6; 7,05 e 7,20. Neste caso, percebe-se a eficiência do sistema em neutralizar ácidos.

Nos afluentes, os períodos 35 e 80 dias, apresentaram valores médios que diferiram significativamente entre si a 5% de probabilidade, já com 50 e 65 dias, também diferiram significativamente entre si, mas com probabilidade de 1%, quando submetido ao teste de Tukey. No que se referem aos afluentes do biodigestor, os valores médios dos períodos 35 e 50 dias diferiram significativamente ($P < 0,01$), e em 65 e 80 dias diferiram significativamente ($P < 0,05$).

Em relação ao coeficiente de variação, tanto dos afluentes como dos efluentes, foi verificado homogeneidade dos dados, sendo a fase 2, dos efluentes, a que indicou o menor valor analisado (1,83), em relação aos demais tratamentos.

- **Alcalinidade Total**

A alcalinidade total (Tabela 10), como esperado, apresentou valores mais elevados nos efluentes do biodigestor, em relação aos afluentes, exceto no afluente do 80° dia de coleta da fase 2. Neste caso, a amostra deveria estar com concentrações muito elevadas de ácidos graxos voláteis ou bicarbonatos, o que deve ter propiciado características ácidas ao afluente.

De acordo com Luna et. al. (2009), a alcalinidade total é o somatório da presença de ácidos graxos voláteis e de bicarbonatos, sendo que à medida que o resíduo vai sendo tamponado, o valor do pH vai se elevando, fazendo com que a quantidade de ácidos graxos voláteis se reduza. Os autores explicam que resíduos com 5,0 unidades de pH, a alcalinidade total é constituída basicamente de ácidos graxos voláteis.

Na primeira fase da pesquisa a alcalinidade dos afluentes variou entre 248,9 a 1187,7 mg/L de HCO_3 , enquanto que para os efluentes do biodigestor a alcalinidade variou entre 1614,2 a 1766,5 mg/L de HCO_3 . A alcalinidade total da segunda fase variou de 778,2 a 1953,4 mg/L de HCO_3 , nos afluentes, e 1576,3 a 1743,0 mg/L de HCO_3 , nos efluentes. Já na terceira fase o parâmetro variou, para os afluentes, de 903,4 a 989,2 mg/L de HCO_3 , e, para os efluentes, de 1875,8 a 2156,1 mg/L de HCO_3 .

Tabela 10 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, da variável alcalinidade total, nas respectivas fases da pesquisa.

Variável	Período	Tratamentos			F-Valor	
		1	2	3		
Alcalinidade Total (mg/L de HCO ₃)	Entrada	35	1.076,5 a	778,2 b	903,4 b	2,02E+07**
		50	1.187,7 a	837,8 b	989,3 b	2,77E+07**
		65	248,9 b	1.050,9 a	905,3 b	1,64E+08**
		80	526,9 b	1.953,4 a	943,4 b	4,84E+08**
		Média	760	1.155,07	935,35	
		DP	446,71	544,94	40,41	
		CV (%)	58,78	47,18	4,32	
Alcalinidade Total (mg/L de HCO ₃)	Saída	35	1.666,6 b	1.576,3 b	2.031,6 a	3,14E+07**
		50	1.766,5 b	1.672,5 b	2.114,8 a	4,89E+07**
		65	1.732,7 b	1.667,4 b	2.156,1 a	6,34E+07**
		80	1.614,2 b	1.743,0 b	1.875,8 a	1,54E+07**
		Média	1.695,00	1.664,80	2.044,57	
		DP	67,99	68,35	123,86	
		CV (%)	4,01	4,10	6,06	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo.

Analisando o comportamento dos efluentes do biodigestor, pode-se observar (Figura 24) que a segunda fase do experimento foi aquele que apresentou o menor valor médio de alcalinidade total, com 1664,8 mg/L de HCO₃. Este resultados condizem com o parâmetro pH da segunda fase, como visto anteriormente, no qual apresentou valores próximos a neutralidade. A primeira fase foi a que apresentou a segunda menor média, com 1695,0 mg/L de HCO₃, seguida pela terceira fase com valor médio de 2044,6 mg/L de HCO₃.

Os resultados, da alcalinidade, encontrados em todas as fases da pesquisa indicam que o biodigestor foi capaz de produzir substâncias alcalinizantes, principalmente bicarbonatos, que são responsáveis em neutralizar ácidos produzidos na digestão anaeróbia e elevar a resistência a queda de pH, deixando o ambiente propício ao ideal desempenho do biodigestor.

Os valores estatísticos relacionados à alcalinidade total também estão apresentados na Tabela 10. Observa-se que tanto as médias dos afluentes, como as médias dos efluentes, diferiram significativamente entre si ($P < 0,01$). Nos afluentes, o coeficiente de variação da fase 3 indicou a homogeneidade dos dados, enquanto que, nas fases 1 e 2, foram observados maiores heterogeneidade. Já na análise dos efluentes do biodigestor, o coeficiente de variação indicou que em todas as fases da pesquisa os dados foram bastante homogêneos ($CV < 10\%$).

5.3 MACRONUTRIENTES: NITROGÊNIO (N), FÓSFORO (P) E POTÁSSIO (K)

O conhecimento dos nutrientes, que compõe um material, é de fundamental importância no que se refere à aplicação e/ou utilização para fins agrícolas. Os dejetos líquidos da suinicultura vêm, nos últimos anos, ganhando destaque no setor agrícola, pois esse material, se reciclado, além de minimizar os impactos ambientais, pode ser útil no próprio processo de produção agrícola. Moraes et. al. (2014), explica que a crescente utilização destes materiais como fertilizantes, se deu devido ao seu bom teor de nutrientes, principalmente, nitrogênio, fósforo e potássio, que são necessários para o desenvolvimento das plantas.

Deste modo, na Tabela 11 são apresentados os valores médios dos parâmetros de Nitrogênio total (%), Fósforo (%) e Potássio (%), bem como suas concentrações totais. Observa-se que as maiores concentrações de NPK, na entrada do biodigestor, foram encontradas na fase 2 (4,35 %), justamente no período em que se foi adicionado os resíduos sólidos orgânicos, podendo ser esta a causa do aumento considerável dos valores de N e K se comparada à fase anterior. Já os valores, considerando a saída do biodigestor, foram observados maiores na terceira fase do experimento, com 4,17 %.

Tabela 11 - Monitoramento dos nutrientes nas respectivas fases da pesquisa.

Parâmetro	Unidade	1ª Fase		2ª Fase		3ª Fase	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Nitrogênio total	N-total (%)	1,73	1,95	2,38	1,62	2,23	2,06
Fósforo	P (%)	1,25	1,23	0,93	0,97	1,07	1,19
Potássio	K (%)	0,32	0,81	1,04	1,45	0,44	0,92
Total	NPK (%)	3,30	3,99	4,35	4,03	3,74	4,17

De acordo com Fornari (2002), o biofertilizante possui teores de nutrientes iguais e até maiores que o do material original. A fermentação anaeróbia faz com que haja menos perda de nutrientes, principalmente o N, cujo teor médio total é de 0,7%; o de P é de 0,5% e o de K, 0,7%. No caso em questão, os valores encontrados foram bem superiores aos citados por Fornari (2002).

O biofertilizante, produto do processo da biodigestão anaeróbia, são usados com frequência no setor agrônômico em cultivos de culturas em geral. De acordo com Barbosa e Langer (2011), o biofertilizante é um líquido rico em matéria orgânica e pode ser usado como adubo no solo, enriquecendo-o. Uma das principais vantagens do uso de biofertilizantes na agricultura é o baixo custo. Estes não geram problemas quanto à acidez e degradação do solo, como ocorre com o uso de fertilizantes de origem química.

Na Tabela 12 estão apresentados os valores médios, coeficientes de variação e desvio padrão das concentrações de Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K), nos afluentes e efluentes dos tratamentos 1, 2 e 3.

Tabela 12 - Valores médios, coeficientes de variação (CV) e desvio padrão, das variáveis Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K), nas respectivas fases da pesquisa.

Variável	Período	Tratamentos			F-Valor	
		1	2	3		
N (%)	Entrada	35	1,7 b	2,4 b	2,6 a	14,82**
		50	1,5 b	3,0 a	2,9 b	8,22*
		65	1,9 a	2,2 a	1,8 a	0,99 ns
		80	1,8 a	1,9 a	1,7 a	0,32 ns
		Média	1,72	2,37	2,25	
		DP	0,17	0,47	0,59	
		CV (%)	9,90	19,56	26,29	
N (%)	Saída	35	1,8 a	1,5 a	2,0 a	2,48 ns
		50	2,1 a	1,7 a	2,3 a	3,79 ns
		65	1,8 a	1,9 a	1,8 a	0,34 ns
		80	2,0 a	1,5 a	2,2 a	3,16 ns
		Média	1,92	1,65	2,07	
		DP	0,15	0,19	0,22	
		CV (%)	7,79	11,60	10,68	
P (%)	Entrada	35	1,4 a	0,7 b	1,1 b	7,36*
		50	1,4 a	0,9 b	0,9 b	17,82**
		65	1,0 a	1,0 a	1,1 a	0,38 ns
		80	1,2 a	1,1 a	1,2 a	1,00 ns
		Média	1,25	0,92	1,07	
		DP	0,19	0,17	0,13	
		CV (%)	15,32	18,46	11,70	
P (%)	Saída	35	1,4 a	0,9 b	1,4 a	75,00**
		50	1,3 a	0,9 a	1,1 a	2,12 ns
		65	1,1 a	1,0 a	0,9 a	9,60 ns
		80	1,2 b	1,1 b	1,4 a	3,53*
		Média	1,25	0,97	1,2	
		DP	0,13	0,09	0,24	
		CV (%)	10,33	9,82	20,41	
K (%)	Entrada	35	0,2 a	0,7 a	0,8 a	4,23 ns
		50	0,4 b	1,4 a	0,3 b	9,09*
		65	0,5 a	0,8 a	0,3 b	4,23 ns
		80	0,1 b	1,3 a	0,4 b	5,28*
		Média	0,30	1,05	0,45	
		DP	0,18	0,35	0,24	
		CV (%)	60,86	33,45	52,90	
K (%)	Saída	35	0,5 b	1,7 a	0,3 b	6,81*
		50	0,9 a	2,2 a	1,1 a	1,70 ns
		65	0,9 b	1,0 b	1,8 a	27,16**
		80	1,0 a	0,9 b	0,5 b	5,37*
		Média	0,82	1,45	0,92	
		DP	0,22	0,61	0,67	
		CV (%)	26,88	42,32	72,99	

Letras minúsculas diferentes na mesma linha, diferem pelo teste de Tukey. ** - Significativo a 1% de probabilidade; * - Significativo a 5% de probabilidade; ns – não significativo.

O Nitrogênio dos afluentes do biodigestor apresentaram valores médios, nos tratamentos 1, 2 e 3, na seguinte ordem - 1,72%; 2,37%; e 2,25% -, respectivamente, entretanto, os dados dos períodos 65 e 80 dias, não apresentaram diferença significativa ($P>0,05$), por outro lado, os valores médios referentes ao período 35 diferiram significativamente a 1% de probabilidade e no período de 50 a 5% de probabilidade. Os coeficientes de variação dos tratamentos 2 e 3 indicam maior heterogeneidade dos dados, em relação ao tratamento 1.

Os valores médios do comportamento do Nitrogênio (Tabela 12) nos efluentes foram de 1,92; 1,65 e 2,07%. Em relação aos afluentes, nota-se que houve uma redução, nos efluentes, do parâmetro nas fases 2 e 3, sendo que a fase 1 apresentou a elevação do parâmetro. Em todos os tratamentos verificados, constatou-se que os dados não apresentaram diferença significativa ($P>0,05$).

O Fósforo, nos afluentes e efluentes do biodigestor, apresentou queda de suas concentrações ao passo que foi adicionando 25% de material orgânico e voltou a subir quando se adicionou 50% de material orgânico junto aos dejetos de suínos. Este aumento pode estar relacionado à grande quantidade de cascas de bananas que foi inserido no biodigestor, na terceira fase do experimento, para suprir a quantidade de resíduos preestabelecida. Borges et al (2009) explicam que um dos componentes comuns da casca de banana é o Fosforo.

Mesmo assim, as melhores médias, nos afluentes, foram verificadas na primeira fase do experimento. Considerando todos os tratamentos, os dados do período 35 diferiram significativamente a 1% de probabilidade, no período 50, os dados diferiram a 5% de probabilidade, já os períodos 65 e 80 não diferiram significativamente entre si ($P>0,05$).

No que se refere à porcentagem de Fósforo nos efluentes, do biodigestor, pode-se observar que os dados dos períodos 35 e 80 diferiram significativamente entre si, à probabilidade de 5 e 1%, respectivamente, quando submetidos ao teste Tukey. Os coeficientes de variação ficaram entre 11,70% e 18,46%, indicando heterogeneidade das amostras dos afluentes, e entre 9,82% (Homogêneo) e 20,41% (Heterogêneo), para os efluentes.

Quanto aos valores de Potássio (Figura 12), na entrada do biodigestor, observou-se que os dados não foram significativos ($P>0,05$) nos períodos 35 e 65, já para o período 50 e 80, os dados diferiram significativamente ($P<0,05$). Os valores médios deste parâmetro aumentou de 0,30%, na fase 1, para 1,05% e 0,45%, nas fases 2 e 3, respectivamente. Esse aumento pode estar relacionado à adição de materiais orgânicos no processo, o que,

consequentemente, agregou maiores concentrações desse macronutriente ao sistema. Os elevados valores do coeficiente de variação indicou heterogeneidade dos dados dos afluentes.

Agora, analisando, pelo teste Tukey, o Potássio nos efluentes do biodigestor observou-se não significância dos dados ($P > 0,05$) no período 50, os dados diferiram significativamente ($P < 0,01$) nos períodos relacionados a 50 e 80, sendo que no período 65 os dados diferiram significativamente a probabilidade de 5%. Assim como os dados dos afluentes, a média geral dos efluentes subiu, quando adicionado o material secundário aos dejetos de suínos, indicando que a mistura favoreceu no aumento do parâmetro. Já o coeficiente de variação indicou heterogeneidade nas amostras, nos respectivos períodos dos tratamentos.

5.4 QUANTIFICAÇÃO E QUALIFICAÇÃO DO BIOGÁS PRODUZIDO

O estudo da arte do biogás, a partir da degradação anaeróbia, é fundamental para o processo de desenvolvimento sustentável, uma vez que, este pode substituir substâncias derivadas do petróleo, como o Gás Liquefeito de Petróleo (GLP), que possam ser capazes de degradar o meio ambiente, bem como pode ser aproveitado para a geração de energia elétrica, refrigeração, movimentar motores e equipamentos, entre outros.

Dentre os gases que compõe o biogás, o gás Metano, CH_4 , é o principal utilizado para fins energéticos, sendo que em condições normais de pressão e temperatura, pode-se conseguir um poder calorífico de cerca de $9,9 \text{ kWh/m}^3$, por outro lado, o biogás, com um teor de metano entre 50 e 80%, terá um poder calorífico entre $4,95$ e $7,92 \text{ kWh/m}^3$ (COLDEBELLA, 2004). Deste modo, faz-se importante o acompanhamento quantitativo e qualitativo do biogás.

- **Quantificação do Biogás produzido**

Os resultados referentes à estimativa da produção de metano a partir do modelo matemático proposto por Chen (1983) encontram-se nas Tabelas 13, 14 e 15. Observa-se que o maior valor médio observado foi obtido na fase 1, com $0,271 \text{ N.m}^3 \text{ CH}_4/\text{Kg SV}$, seguida pelas fases 2 e 3, com $0,267$ e $0,255 \text{ N.m}^3 \text{ CH}_4/\text{Kg SV}$, respectivamente. Deste modo, pode-se dizer que a adição de materiais orgânicos aos dejetos de suínos não potencializou a produção de metano no biodigestor, mesmo as fases 2 e 3 apresentando valores de Sólidos Voláteis maiores em relação à fase 1.

Acredita-se que os baixos valores de produção de metano nas Fases 2 e 3, estão relacionados à constante cinética do processo (K). Os resultados revelaram que quanto

maiores foram os valores de sólidos voláteis, maiores foram os resultados de K. De acordo com Chen (1983), K é um indicador da performance do biodigestor, sendo que este parâmetro pode ser influenciado por substâncias potencialmente inibidoras presentes no dejetos.

Tabela 13 – Estimativa da produção de metano, na Fase 1, de acordo com o modelo de Chen (1983).

TRH ¹	T ²	SV _{Entrada} ³	μ_m ⁴	K ⁵	B ₀ ⁶	B ⁷
35	28,5	28,59	0,24	0,778	0,29	0,263
50	29,5	4,18	0,25	0,610	0,29	0,276
65	29	3,61	0,25	0,609	0,29	0,279
80	28,5	43,37	0,24	1,624	0,29	0,266
Média	28,87	19,94	0,246	0,905	0,29	0,271

¹Tempo de Retenção Hidráulica (Dias); ²Temperatura média do biodigestor (°C); ³Sólidos Voláteis na entrada (kg SV/m³); ⁴Crescimento específico máximo de microrganismos (dias⁻¹); ⁵Constante cinética do processo (Adimensional); ⁶Produção específica máxima de metano (Nm³ CH₄/kg SV); ⁷Produção de metano a partir do resíduo (m³ CH₄/kg SV).

Tabela 14 - Estimativa da produção de metano, na Fase 2, de acordo com o modelo de Chen (1983).

TRH ¹	T ²	SV _{Entrada} ³	μ_m ⁴	K ⁵	B ₀ ⁶	B ⁷
35	26,7	39,69	0,22	1,262	0,29	0,244
50	28	28,56	0,24	0,777	0,29	0,270
65	28,5	26,54	0,24	0,739	0,29	0,276
80	30	27,19	0,26	0,750	0,29	0,279
Média	28,29	30,49	0,239	0,882	0,29	0,267

¹Tempo de Retenção Hidráulica (Dias); ²Temperatura média do biodigestor (°C); ³Sólidos Voláteis na entrada (kg SV/m³); ⁴Crescimento específico máximo de microrganismos (dias⁻¹); ⁵Constante cinética do processo (Adimensional); ⁶Produção específica máxima de metano (Nm³ CH₄/kg SV); ⁷Produção de metano a partir do resíduo (m³ CH₄/kg SV).

Tabela 15 - Estimativa da produção de metano, na Fase 3, de acordo com o modelo de Chen (1983).

TRH ¹	T ²	SV _{Entrada} ³	μ_m ⁴	K ⁵	B ₀ ⁶	B ⁷
35	29,5	22,67	0,25	0,688	0,29	0,267
50	30	45,6	0,26	1,933	0,29	0,250
65	29,8	55,29	0,26	4,803	0,29	0,222
80	30	27,3	0,26	0,752	0,29	0,279
Média	29,8	37,72	0,259	2,044	0,29	0,255

¹Tempo de Retenção Hidráulica (Dias); ²Temperatura média do biodigestor (°C); ³Sólidos Voláteis na entrada (kg SV/m³); ⁴Crescimento específico máximo de microrganismos (dias⁻¹); ⁵Constante cinética do processo (Adimensional); ⁶Produção específica máxima de metano (Nm³ CH₄/kg SV); ⁷Produção de metano a partir do resíduo (m³ CH₄/kg SV).

No que se refere ao crescimento específico máximo dos microrganismos (μ_m), pode-se observar (Tabelas 4, 5 e 6), que quando as temperaturas médias do biodigestor se elevam o parâmetro também aumenta. Isso comprova que a temperatura influencia, diretamente, no crescimento e desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios.

Aires et. al. (2014), verificaram o desempenho do processo de biodigestão anaeróbia de dejetos suínos em uma unidade de produção de leitões (UPL) e a qualidade do efluente para uso como fertilizante orgânico, obtiveram, utilizando do modelo matemático de Chen (1983), uma produção específica de biogás de cerca de 0,338 N.m³ CH₄/kg SV.

Stachissini (2014), estudando sobre a implantação de um sistema biodigestor em uma propriedade rural no município de Mamborê, no Paraná, encontrou resultados, durante um TRH de 30 dias e a temperaturas da biomassa variando de 20 a 30 °C, entre 0,099 a 0,108 N.m³ CH₄/kg SV.

- **Qualificação do Biogás produzido**

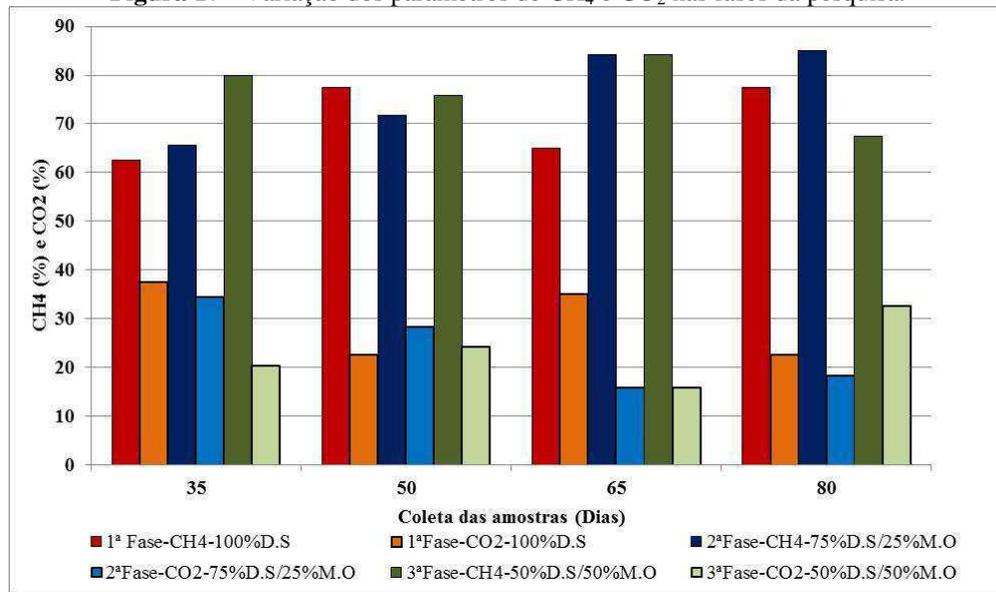
A qualidade do biogás gerado, nas fases experimentais do estudo, foi realizada utilizando um kit desenvolvido pela empresa EMBRAPA SUÍNOS E AVES, como citado na metodologia, onde se buscou a determinação de quatro gases, a saber: gás metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), gás sulfídrico (H₂S) e gás amônia (NH₃). As Figuras 17, 19 e 20, mostram os comportamentos das variáveis no decorrer das fases do experimento.

Considerando os valores de produção de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), mostrados na Figura 17, pode-se notar que a quantidade de CH₄ foi superior, em relação ao CO₂, em todas as fases da pesquisa. Isso comprova o que é dito na literatura, com relação à elevada concentração de CH₄ presente no biogás gerado a partir da biodigestão anaeróbia.

Os maiores valores de CH₄ foram observados na fase 3 (Figura 17), com um valor médio de 76,9%, seguido pelas fases 2 e 1, com 76,6 e 70,6%, respectivamente. Era esperado que a última fase da pesquisa apresentasse valores elevados de CH₄, pelo fato do ambiente interno do biodigestor nesta fase (considerando o tempo decorrido) estar bem mais estável e complexo em relação à fase 1 e 2. Silva et. al. (2012) explica que a produção do biogás, a partir da biomassa, começa a se processar por volta de 20 dias.

Por outro lado, os maiores valores de CO₂ foram encontrados na primeira fase, com valor médio de 29,4%, acompanhado pela fase 2, com valor médio de 24,4, e pela fase 3, com 23,1%.

Figura 17 - Variação dos parâmetros de CH₄ e CO₂ nas fases da pesquisa.



Nessa pesquisa foi realizada, também, a queima do biogás gerado, em suas respectivas fases, e pode-se verificar (Figura 18) que a chama do biogás foi condizente com a cor indicada pela literatura. Desta forma, a queima do biogás, durante as fases da pesquisa, além de aliviar a pressão interna do biodigestor indicou a elevada concentração de CH₄ (acima de 60%), conforme ilustrado na Figura 25. O CH₄ é um gás incolor, sendo um dos produtos finais da fermentação anaeróbia de diferentes tipos de resíduos. Além disso, é caracterizado como sendo altamente combustível e inflamável, produzindo chama azul-clara, onde a sua queima gera pouquíssima ou nenhuma poluição (SILVA et. al., 2012).

Figura 18 - Detalhe da cor da Chama produzida através da queima do biogás.

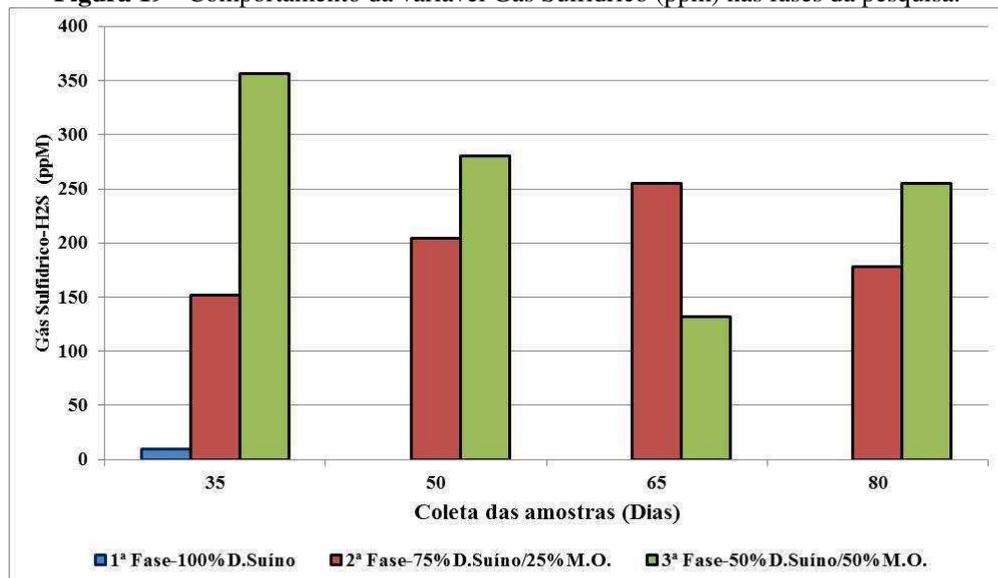


Fonte: Imagens do autor, 2016.

A quantificação do parâmetro gás sulfídrico (Figura 19) apresentou, na primeira fase do experimento, zero parte por milhão de volume de H_2S . Esse fator pode estar relacionado com o tempo que o biogás ficou armazenado, em garrafas PET, para posterior análise, até a aquisição do equipamento de leitura dos parâmetros do biogás. Além disso, a presença de água dentro das garrafas PET pode ter influenciado e reagido com o H_2S , formando um ácido líquido inorgânico.

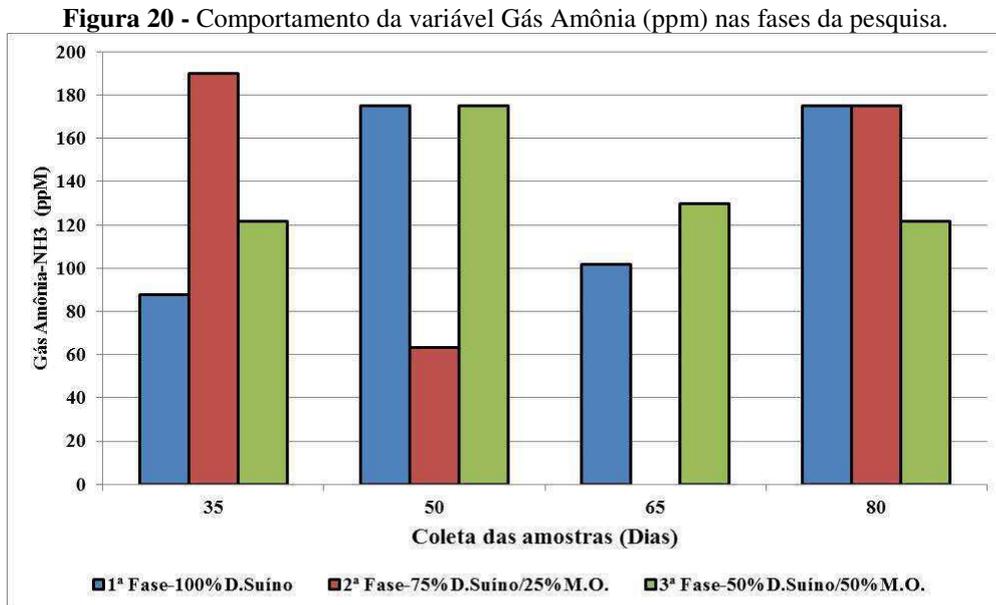
Em relação ao comportamento do gás sulfúrico nas fases 2 e 3, as maiores concentrações foram encontradas na fase 3, com valor médio de 256 ppm, seguida pela fase 2 com 197,17 ppm. A quantidade elevada de gás sulfúrico pode ocasionar sérios danos, tanto ao meio ambiente como na saúde e o bem estar da população. De acordo com Sampaio, Nääs, Salgado. (2006), este gás pode causar sérios danos à saúde humana e dos animais, sendo que seu odor forte é detectável a partir de 0,01 ppm. Para o autor o H_2S na concentração entre 50 a 200 ppm ocasiona perda do apetite, fotofobia, vômitos e diarreias aos animais.

Figura 19 - Comportamento da variável Gás Sulfídrico (ppm) nas fases da pesquisa.



Por fim, a última variável do biogás analisada foi o gás Amônia, conforme a Figura 20. A primeira e a terceira fase apresentaram valores médios próximos, de produção do gás, com 134,8 e 137,1 ppm, respectivamente. Na segunda fase, o valor médio foi de 107,1 ppm, entretanto, houve um decréscimo acentuado entre o 50 e 65º dias de análises, apresentando valor zero no 65º dia. A adição dos resíduos de alimentos aos dejetos de suínos pode ter influenciado no aumento na atividade microbiana, para a estabilização dos resíduos, uma vez que altas concentrações de amônia podem ser tóxicas às bactérias anaeróbias (RUIZ, 1992).

De acordo com Sampaio, Nääs, Salgado. (2006), o gás amônia é detectável, pelo homem, a partir de concentrações de 20 ppm, sendo tóxico e mais leve que o ar.



6 CONCLUSÕES

De acordo com as questões levantadas nos objetivos para a execução desse estudo, foi possível obter as seguintes respostas, a saber:

Os resíduos da atividade suinícola e resíduos orgânicos, compostos por cascas de frutas e vegetais podem ser considerados como bons substratos para o processo de digestão anaeróbia;

Todas as fases da pesquisa ficaram dentro da temperatura média ideal para o processo de digestão anaeróbia. Os Sólidos Totais (ST), Fixos (SF) e Voláteis (SV), apresentaram melhores taxas de decaimento na Fase 2. A condutividade elétrica, nos efluentes, corroborou com os parâmetros de redução dos ST, SF e SV, apresentando os menores valores na segunda fase;

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) apresentou reduções mais significativas na primeira fase. Quanto ao Oxigênio dissolvido (OD), todos os valores, tanto dos afluentes quanto dos efluentes do biodigestor, ficaram abaixo dos 8 mg/L de O₂.

Todos os valores observados, no parâmetro pH, permaneceram dentro da faixa recomendada pela literatura, sendo a fase 2 a que mais se aproximou da neutralidade.

Observou-se que a segunda fase do experimento foi a que apresentou o menor valor médio de alcalinidade total.

A adição do material orgânico (restos de frutas e legumes) aos dejetos suínos não potencializou a produção de biogás, porém, se considerar o conjunto - produção de biogás e incorporação de nutrientes ao biofertilizante -, a segunda fase mostrou-se mais interessante, fornecendo um sistema de equilíbrio mínimo entre as biomassas inseridas, favorecendo uma boa produção de biogás e uma boa incorporação de nutrientes ao biofertilizante;

O processo de biodigestão anaeróbia mostrou-se potencialmente interessante para o uso de 75% de dejetos suínos e 25% de material orgânico, ou seja, a segunda fase apresentou os melhores resultados relacionados à digestão anaeróbica;

Por fim, o método exposto por esta pesquisa pode ser empregado tanto por produtores unifamiliares até consórcios de agroindústrias, pois, além de ser uma forma eficiente de tratamento de resíduos do setor agrosilvopastoril, agrega valor aos produtos gerados a partir do tratamento, tais como o biogás e o biofertilizante.

7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, J. L. de S.; CANDEIA, R. A.; FARIAS, E. T. do R.; GOMES, D. J. **Estudo de caso: biodigestão anaeróbia de resíduos suínos com inoculação de meios de cultura.** In: I Congresso Nacional de Engenharia de Petróleo Gás Natural e Biocombustíveis. Campina Grande-PB. 13 a 15/mai. 2015.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação.** Rio de Janeiro, 1992. 71 p.
- AGÊNCIA BRASIL. **FAO quer reduzir a perda e o desperdício de alimentos no Brasil.** 2015. Disponível em: <http://agenciabrasil.ebc.com.br/economia/noticia/2015-04/domingo-editada-fao-quer-reduzir-perdas-de-alimentos-no-brasil>. Acesso jun 2016.
- AIRES, A. W.; SILVA, F. M. da; CASTRO, V. M. U. de; WENZEL, B. M. Avaliação do desempenho de um biodigestor canadense modificado no tratamento de dejetos de suínos. **Engevista**, v. 16. n. 4. p.329-338. Dezembro 2014.
- ARAÚJO, I. S.; OLIVEIRA, J. L. R.; ALVES, R. G. C. M.; BELLI FILHO, P.; COSTA R. H. R. da. Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suínos instalado no Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.7, p.745–753, 2012.
- ABPA. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório Anual 2015.** Disponível em <<http://abpa-br.com.br/files/publicacoes/c59411a243d6dab1da8e605be58348ac.pdf>>. Acesso Abr 2016.
- ABCS. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE SUÍNOS. **Produção de suínos: teoria e prática.** Brasília, DF, 908p. 2014.
- ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados.** 2007. 366p. Tese (doutorado) Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2007.
- ALCÂNTARA, P. B.; SILVA, A. L. C.; LIMA, M. G. S.; ALCÂNTARA, R. L.; LIMA, M. A. G. A. **Disposição de Resíduos Sólidos e Poluição Ambiental: Estudo de Caso do Município de Juazeiro do Norte-CE.** In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre – RS. 2011.

- APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, **Standard Methods for the Examinations for Water and Wastewater** (APHA). Washington, D.C: 21th edition, 2005
- BARBOSA, G.; LANGER, M. Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. **Unoesc & Ciência ACSA**, v. 2, n. 1, p. 87-96, 2011.
- BATSTONE, D.J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S.V.; PAVLOSTATHIS, S.G.; ROZZI, A.; SANDERS, W.T.M.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V.A.. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). **Water Science and Technology**. v 45. n 10. p 65–73. 2002.
- BORGES, A. de M.; PEREIRA, J.; LUCENA, E. M. P. de. **Caracterização da farinha de banana verde**. Revista de Ciência e Tecnologia de Alimentos, Campinas, 29(2): 333-339, abr.-jun. 2009.
- BRASIL. Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. 2. Ed. – Brasília : Câmara dos Deputados.
- CABRAL, J. R.; FREITAS, P. S. L. de.; REZENDE, R.; Muniz, A. S.; BERTONHA, A. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.15, n.8, p.823–831. Campina Grande. 2011.
- CARVALHO, B. V. de.; SOUSA, A. P. M. e; SOTO, F. R. M. Avaliação de sistemas de gestão ambiental em granjas de suínos. **Revista Ambiente & Água**. v. 10. n.1. Taubaté-SP. Jan./Mar. 2015.
- CASTANHO, D. S; ARRUDA, H. J. de. **Biodigestores**. In: VI Semana de Tecnologia em Alimentos. Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. v. 02, n. 21. 2008.
- CEPERO, L.; SAVRAN, V.; BLANCO, D.; PIÑÓN, M. R. D.; SUÁREZ, J.; PALACIOS, A. Producción de biogás y bioabonos a partir de efluentes de biodigestores. **Pastos y Forrajes**, v. 35, n. 2, abr-jun, p.219-226, 2012.
- CHEN, Y. R. Kinetic analysis of anaerobic digestion of pig manure and its design implications. **Agricultural Wastes**, v.8, p.65-81, 1983.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, p. 99. 1997.

CHERNICHARO, C. A. de L.; RUTKOWSKI, E. W.; VOLSCHAN JUNIOR, I; CASSINI, S. T. A. **Resíduos Sólidos: processamento de resíduos sólidos orgânicos: guia do profissional em treinamento**. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). Belo Horizonte: ReCESA. 2007.

CHERUBINI, E.; ZANGHELINI, G. M.; ALVARENGA, R. A. F.; FRANCO, D.; SOARES, S. R. Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. **Journal of Cleaner Production**, v.87, p.68-77, 2015.

COLDEBELLA, A. **Viabilidade da cogeração de energia elétrica com biogás da bovinocultura de leite**. 2004. 74p. Dissertação (Mestrado em engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE. Cascavel – PR. 2004.

CRISPIM, D. L. **Estudo da situação hídrica da população rural do município de Pombal – PB**. 2015. 100 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. Pombal, PB, 2015.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M.C.J.P; ROSSI, M.; TAVARES, R. **Biodigestores rurais: modelos indiano, chinês e batelada**. UNESP – Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Bauru, São Paulo, 2002.

DONGALA, A. M. **Projeto de Biodigestor para Geração de Bioenergia em Sistema de Produção de Suínos: um estudo de caso da Região de Icolo e Bengo - Angola**. 2010. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2010.

FERNANDES, D. M. **Biomassa e biogás da suinocultura**. 2012. 209p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel-PR: UNIOESTE. 2012.

FUESS, L. T. **Potencial contaminante e energético da vinhaça: riscos de contaminação ao solo e recursos hídricos e recuperação de energia a partir da digestão anaeróbia**. 2013. 161f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Rio Claro/SP. 2013.

FORNARI, E. **Manual prático de agroecologia**. São Paulo: Aquariana, 2002.

GARCIA, C. H. **Tabelas para classificação do coeficiente de variação**. Circular técnico N° 171 – Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. p 10. Piracicaba-SP. Novembro de 1989. Disponível em < <http://www.ipef.br/publicacoes/ctecnica/nr171.pdf> > Acesso em Março de 2017.

- GEHRING, C. G. **Análise da geração de energia elétrica a partir do biogás produzido na fermentação anaeróbica de vinhaça**. 2014. 124f. TCC (Engenharia Elétrica) – Escola de Eng. Elétrica de São Carlos/USP. 2014.
- GERHARDT, T. E.; SILVEIRA, D. T. **Métodos de pesquisa**. Coordenação: UAB/UFRGS e SEAD/UFRGS. Porto Alegre – SC. Editora da UFRGS. p 120. 2009.
- GOMES, G. S. **Sistemas de produção de suínos e o impacto da criação ao ar livre**. 2011. 89f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba – PR. 2011.
- HAACK, S. C. **Análise técnica e econômica para aproveitamento da biomassa caprina em biodigestores no Semi-Árido Baiano**. 2009. 209f. Dissertação (Mestrado em Economia) – Universidade Federal da Bahia. Salvador/BA 2009.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RIAN, P. D. **Past: palaeontological statistics software package for education and data analysis**. 2017. Version 3. Disponível em: <https://folk.uio.no/ohammer/past/past3manual.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2016.
- HASHIMOT, A. G.; CHEN, Y. R.; VAREL, V. H. **Theoretical aspects of anaerobic fermentation: State-of-the-art**. In: Livestock wastes: A rertewabh, rvsoum.e. ASAE. St. Joseph, Michigm, 86. 1981.
- HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos – condição de partida**. 2005, 157p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2005.
- HENN, A.; PHILIPPI, L. S.; GOSMANN, H. A.; WALTER, L.; BELLI FILHO, P. **Planejamento ambiental e adequação à legislação ambiental de uma pequena propriedade suinícola com relação à geração, tratamento e destino dos dejetos suínos em Braço do Norte/SC**. In: XXIX Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, San Juan, 2004.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2006**. Rio de Janeiro. 777p. 2006.
- _____. **Produção da pecuária municipal**. v. 43, p. 1-49. Rio de Janeiro, 2015.

IPCC. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Chapter 10: Emissions From Livestock And Manure Management, 2006.

JACOB, S.; BANERJEE, R. Modeling and optimization of anaerobic codigestion of potato waste and aquatic weed by response surface methodology and artificial neural network coupled genetic algorithm. **Bioresource Technology**, v 214, p. 386-395, 2016.

JUFFO, E. E. L. D. **Resíduos sólidos orgânicos: da geração em estabelecimentos de produção de alimentos em um shopping à destinação final na alimentação de suínos**. 2013. 70f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre/RS. 2013.

KIEHL, E.J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba, SP. 4ª Ed., 173 p., 2004.

KUNZ A.; OLIVEIRA, P. A. V. de. **Aproveitamento de Dejetos de Animais para geração de biogás**. Revista de Política Agrícola. Ano XV. n. 3. Jul./Ago./Set. 2006.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. de; HIRAGASHI, M. M. Biodigestor para o tratamento de dejetos de suínos: influência da temperatura ambiente. **Comunicado Técnico EMBRAPA**, p. 5, dez. 2005.

LEE, J.; HWANG, B.; KOO, T.; SHIN, S. G.; KIM, W.; HWANG, S. Temporal variation in methanogen communities of four different full-scale anaerobic digesters treating food waste-recycling wastewater. **Bioresource Technology**, v 168, p. 59-63, 2014.

LEUNG, D. Y. C.; WU, X.; LEUNG, M. K. H. A review on biodiesel production using catalyzed transesterification. **Applied Energy** v.87, p. 1083–1095, 2010.

LUNA, M. L. D. de; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T. de; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Revista de Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.29, n.1, p.113-121, jan./mar. 2009.

MARI, A. G. **Digestão anaeróbia de dejetos suínos na presença de produtos de limpeza e desinfecção na fase acidogênica**. 2014. 60f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel/PR. 2014.

- MEGONIGAL, J.P.; HINES, M.E.; VISSCHER, P.T. **Anaerobic Metabolism: Linkages to Trace Gases and Aerobic Processes**. In: Schlesinger, W.H. (Editor). Biogeochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford, UK. p. 317-424. 2004.
- MIELE, M. **Contratos, especialização, escala de produção e potencial poluidor na suinocultura de Santa Catarina**. 2006. 278f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2006.
- MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Análise Econômica da Atividade Suinícola**. Brasília-DF. 2006. p. 56.
- MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p.540-555, 2015.
- MORAES, M. T. de; ARNUTI, F.; SILVA, V. R. da; SILVA, R. F. da; BASSO, C. J.; ROS, C. O. da. Dejetos líquidos de suínos como alternativa a adubação mineral na cultura do milho. **Ciências Agrárias**, Londrina-SP, v. 35, n. 6, p. 2945-2954, nov./dez. 2014.
- MOREIRA, E. D. S.; FERNANDES, L. A.; COLEN, F.; CRUZ, L. R. Características agronômicas e produtividade de milho e milheto para silagem adubados com biofertilizante suíno sob irrigação. **B. Industr. Anim.**, Nova Odessa, v.72, n.3, p.185-192 2015.
- MOTA, J. C.; ALMEIDA, M. M. de.; ALENCAR, V. C. de.; CURI, W. F. **Características e impactos ambientais causados pelos resíduos sólidos: uma visão conceitual**. In: I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo. São Paulo – SP. 15 a 18 de Setembro de 2009.
- MOURA, E. M. **Avaliação da disponibilidade hídrica e da demanda hídrica do trecho do rio Piranhas-Açú entre os açudes Coremas-Mãe D'água e Armando Ribeiro Gonçalves**. 2007. 140p. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2007.
- MUFATTO, L. M.; NERES, M. A.; NATH, C. D.; STANGARLIN, J. R.; SCHEIDT, K. C.; CASAROTTO, L.; SARTO, J. R. W.; SUNAHARA, S. M. M. Caracterização e quantificação da população de fungos em área de produção de feno de capim Tifton 85, adubado com biofertilizante suíno. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.46, n.3, p.486-491, mar, 2016.
- NOPHARATANA, A.; PULLAMMANAPPALLIL, P. C.; CLARKE, W. P. Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor. **Waste Management**. Elsevier. 2007. Ed. 27. p 595-603.

NETO, H. C. A.; MARQUES, C. C.; ARAÚJO, P. G. C. de.; GONÇALVES, W. P.; MAIA, R.; BARBOSA, E. A. **Caracterização de resíduos sólidos orgânicos produzidos no restaurante universitário de uma instituição pública (estudo de caso)**. In: XXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 09 a 11 de Outubro de 2007.

OECD-FAO. **OECD-FAO Agricultural Outlook 2015-2024**. OECD Publishing, Paris. 2015.

OKUMU, J ;NYENJE, R. **Municipal solid waste management under decentralisation in Uganda**. Habitat International. 2011.

OLIVEIRA, M. M. de. **Estudo da inclusão de compartimentos em biodigestores modelo canadense**. 2012. 118f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria. RS. 2012.

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

OLIVEIRA, P. A.V. de. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 109p.

ORRICO JÚNIOR, M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JÚNIOR, J. de. Avaliação de parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos alimentados com dietas à base de milho e sorgo. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.30, n.4, p.600-607, jul./ago. 2010.

PALHARES, J. C. P. Pegada hídrica de suínos e o impacto de estratégias nutricionais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 18, n. 5, p 533-538, 2014.

PINTO, L. P.; CABRAL, A. C.; SCHNEIDER, L. T.; AZEVEDO, K. D. de.; FRIGO, J. P.; FRIGO, E.P. Levantamento de dados sobre os dejetos suínos e suas características. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 3, p. 179-187, 2014.

PRA, M. A. D.; CORRÊA, E. K.; ROLL, V. F. B.; XAVIER, E. G. Compostagem de Dejetos suínos. **Revista TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz do Sul, v. 12 n, 1, p 28-32, jan./jun., 2008.

REIS, A. dos S. **Tratamento de resíduos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. 2012. 63f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA. Núcleo de Tecnologia, 2012.

- RIBEIRO, R. L. C. **Valorização energética de resíduos de restauração por digestão anaeróbia**. 2004. 77p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Porto, 2004. p. 77.
- RIZZONI, L. B.; TOBIAS, A. C. T.; DEL BIANCHI, M.; GARCIA, J. A. D. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**. Ano IX – Número 18 – Janeiro de 2012 – Periódicos Semestral.
- ROCHA, L.; SOARES, T. do C.; ARAUJO, F. F. de. Avaliação de biodigestor para uso domiciliar na reciclagem de resíduos semi-sólidos orgânicos. **Revista Colloquium Exactarum**, v. 1, n. Especial, 2009.
- RODRIGUES, A. A. L. de S. **Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica**. 2005. 164f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Aveiro/Departamento de Ambiente e Ordenamento. Aveiro/Porto. 2005.
- RODRIGUES, J. P. **Efeito da adição de óleo e lipase sobre a biodigestão anaeróbia de dejetos suínos**. 2012. 52f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Grande Dourados. Dourados-MS. 2012.
- RODRIGUES, J. P.; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. A. P.; SENO, L. de O.; ARAÚJO, L. C. de.; SUNADA, N. da S. Adição de óleo e lipase sobre a biodigestão anaeróbia de dejetos suínos. **Revista Ciência Rural**, v.44, n.3, mar, 2014.
- RUIZ, R.L. **Microbiologia do rúmem e do biodigestor**. **Microbiologia zootécnica**. São Paulo: Roca, p. 124-167, 1992.
- SAKUMA, A. C. **Desenvolvimento e análise experimental de biodigestores modulares de baixo tempo de residência**. 2013. 119f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná/Setor de Tecnologia. Curitiba-PR. 2013.
- SANTOS, I. V. V. de S. **Biodigestão anaeróbia dos resíduos da agroindústria de citrus em consórcio com dejetos de suínos**. 2016. 53p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Alagoas/Centro de ciências agrárias. Rio Largo-AL. 2016.
- SANTOS, E. C. R. dos.; RIBEIRO, J. L.; SOUZA, D. F.; NETO, M. G. **Avaliação de impactos ambientais causados pela criação de suínos**. In: IX Congresso de Ecologia do Brasil, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG.

- SAMPAIO, C. A. de P. NÄÄS, I. de A. SALGADO, D. D. Amônia, gás sulfídrico, metano e monóxido de carbono na produção de suínos. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.5, n.2, p. 156 -164, 2006.
- SARDÁ, L. G.; HIGARASHI, M. M.; MULLER, S.; OLIVEIRA, P. A.; COMIN, J. J. Redução da emissão de CO₂, CH₄ e H₂S através da compostagem de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.9, p.1008–1013, 2010.
- SEDIYAMA, M. A. N.; SANTOS, M. R. dos; VIDIGAL, S. M.; PINTO, C. L. de O.; JACOB L. L. Nutrição e produtividade de plantas de pimentão colorido, adubadas com biofertilizante de suíno. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.6, p.588–594, 2014.
- SEIFFERT, N. F.; PERDOMO, C. C. **Aptidão de solos da bacia hidrográfica do Rio do Peixe para aporte de fertilizantes orgânicas**. Concórdia: EMBRAPA CNPSA, n. 230, 1998. Comunicado Técnico.
- SHUBEITA, F. de M.; WEBBER, T.; FERNANDES, R.; MARCON, C; POEHLS, L. B. **Um Estudo sobre Monitoramento e Controle de Biodigestores de Pequena Escala**. Disponível em <<http://www.pucrs.br/facin-prov/wp-content/uploads/sites/19/2016/03/tr079.pdf>> Acesso mar 2016.
- SILVA, W. T. L. da; KUROKI, V.; MARTELLI, L. F. de A.; MAGNONI JÚNIOR, L. Avaliação físico-química de efluente gerado em biodigestor anaeróbico para fins de avaliação de eficiência e aplicação como fertilizante agrícola. **Revista Química Nova**, v. 35, n. 1, p. 35-40. 2012.
- SILVA, V. L. da; SILVA, C. P. R.; BARBOSA, J. W.; SILVA, M. C. da. **Biodigestor: Fonte alternativa de gás “limpo” e adubo orgânico que contribuem para redução do efeito estufa**. In: III Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Goiânia/GO – 19 a 22/11/2012.
- SPEECE, R. E. Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. **Environmental Science Technology**, v 17, n 9, 1983.
- SUNADA, N. da S.; LUCAS JUNIOR, J; ORRICO, A. C. A.; ORRICO JUNIOR, M. A. P; SCHWINGEL, A. W.; SCANFERLA, A. F. L. da S. Co-digestão Anaeróbica de Dejetos suínos, Níveis de Inclusão de Óleo de Descarte e Microrganismos Lipolíticos – Redução do Impacto Ambiental. **Cadernos de Agroecologia**, v 9, n 4, Nov 2014.

SAWIN, J. L.; BHATTACHARYA, S. C.; GALÂN, E. M.; McCRONE, A.; MOOMAW, W. R.; SONNTAG-O'BRIEN, V.; SVERRISSON, F.; CHAWLA, K.; MUSOLINO, E.; SKEEN, J.; MARTINOT, E. **Renewables 2012 Global Status Report**. Paris: REN21, 2012.

Disponível

em:<http://www.ren21.net/Portals/97/documents/GSR/GSR2012_low%20res_FINAL.pdf>.

Acesso em: 18 mai. 2016.

SERPA FILHO, R.; SEHNEM, S.; CERICATO, A.; SANTOS JUNIOR, S.; FISCHER, A. Compostagem de Dejetos de Suínos. **Revista Agronegócios e Meio Ambiente**. v. 6. n.1. p.47-78, jan./abr. 2013.

SILVA, F. P.; BOTTON, J. P.; SOUZA, S. N. M. de; HACHISUCA, A. M. M. Parâmetros físico-químicos na operação de biodigestores para suinocultura. **Revista Tecnológica-Edição Especial** (2014). Maringá-PR, p. 33-41. 2015.

SILVA FILHA, O. L.; BARBOSA, E. J. R.; LIMA, A. D.; MELO, A. G. P.; MELO FILHO, A. J.; SÁ, M. S. Pig Producers in the Municipality of Floresta, Pernambuco State, Brazil. **Actas Iberoamericanas de Conservación Animal**. v.1. p. 416-418, 2011.

STACHISSINI, M. G. **Estudo sobre a implantação de um sistema biodigestor em uma propriedade rural em Mamborê-PR**. 2014. 43p. TCC (Trabalho de Conclusão de Curso). Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Campo Mourão-PR. 2014.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: Irwin MacGraw-Hill, 1993. p. 978.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: UFRGS-Departamento de Solos, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).

VILLELA JUNIOR, L.V.; ARAÚJO, J.A.C.; FACTOR, T.L. Comportamento do meloeiro em cultivo sem solo com a utilização de biofertilizante. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 21, n. 2, p. 153-157, abril/junho 2003.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.3, p.320–325, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.**
Belo Horizonte: UFMG. 243 p. 2005.