

KÉSIA DAMARIS DE AZEVEDO FRIGO

INFLUÊNCIA DE MODULADOR BIOLÓGICO NO TRATAMENTO
DE DEJETOS SUÍNOS EM BIODIGESTORES

CASCADEL
PARANÁ – BRASIL
FEVEREIRO – 2017

KÉSIA DAMARIS DE AZEVEDO FRIGO

**INFLUÊNCIA DE MODULADOR BIOLÓGICO NO TRATAMENTO
DE DEJETOS SUÍNOS EM BIODIGESTORES**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), como partes das exigências do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia de Energia na Agricultura, para obtenção do título de Mestre.

ORIENTADOR:

Prof. Dr. Armin Feiden

COORIENTADORES:

Prof. Dr. Geraldo C. Alberton

Prof. Dr. Silvio Cesar Sampaio

CASCADEL

PARANÁ – BRASIL

FEVEREIRO- 2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

F899 Frigo, Késia Damaris de Azevedo
Influência de modulador biológico no tratamento de
dejetos suínos em biodigestores / Késia Damaris de Azevedo
Frigo. – Cascavel, 2017.
70f.

Orientador: Armin Feiden.

Coorientadores: Geraldo C. Alberton; Silvio Cesar Sampaio.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste
do Paraná (UNIOESTE), Campus Cascavel, Programa de
Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia de Energia
na Agricultura.

1. Aproveitamento de Resíduos. 2. Biorremediação.
3. Digestão anaeróbia. I. Feiden, Armin. II. Alberton,
Geraldo C.. III. Sampaio, Silvio Cesar. IV. Universidade Estadual
do Oeste do Paraná. V. Título.

CDU 620.9

Ficha catalográfica elaborada por Aparecida Pereira dos Santos– CRB 9/1653

KÉSIA DAMARIS DE AZEVEDO FRIGO

Influência de modulador biológico no tratamento de dejetos suínos em biodigestores

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia na Agricultura em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestra em Engenharia de Energia na Agricultura, área de concentração Agroenergia, linha de pesquisa Biomassa e Culturas Energéticas, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:



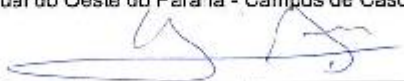
Orientador(a) - Amin Feiden

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



Reinaldo Aparecido Baricatti

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



Geraldo Camilo Alberton

Universidade Federal do Paraná - Campus de Palotina (UFPR)



Luciana Grange

Universidade Federal do Paraná - Campus de Palotina (UFPR)

Cascavel, 20 de fevereiro de 2017

“Dedico ao meu amado esposo Elisandro Pires Frigo por acreditar e encorajar meus sonhos.”

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida e por guiar meus passos.

Aos meus pais Antonio Vitor de Azevedo e Marli Teresinha Chagas Azevedo e ao meu irmão Adriano Vitor Azevedo por acreditarem e me apoiarem em todas as escolhas, muito obrigada.

Ao meu companheiro Elisandro Pires Frigo que esteve presente em cada etapa deste desafio apoiando e encorajando. E ao meu pequeno raio de luz João Pedro por ensinar tantas formas de amar.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Armim Feiden, pela confiança depositada em mim, pela orientação e ensinamento, muito obrigada.

Aos meus co-orientadores Prof. Dr. Geraldo Camilo Alberton e Prof. Dr. Silvio Cesar Sampaio, pela amizade e dedicação neste trabalho.

Ao técnico de laboratório, Edison Cunha pelo suporte nas análises e troca de conhecimento.

Ao Prof. Dr. Fabiano Bisinella Scheufele pelo auxílio na estatística do trabalho. Ao Prof. Dr. Jonathan Dieter e o doutorando Angelo Gabriel Mari, pela disponibilidade e paciência para esclarecer dúvidas durante a pesquisa.

A todos os professores do programa, pelos conhecimentos transmitidos.

Aos meus colegas do mestrado em especial a Gabriela, Lara e Vitor pela parceria realizada nestes anos.

Aos alunos de IC que auxiliaram a pesquisa deste trabalho, Eric Dalpiaz e Luana Pinto.

A Secretaria da Coordenação de pós-graduação, em especial Vanderléia Luzia Stockmann Schmidt, pela amizade, atenção e incentivo.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES/DS pela bolsa de estudos concedida possibilitando a dedicação integral neste trabalho.

A todos os meus amigos, que me apoiaram nesta trajetória.

“A tarefa não é tanto ver aquilo que ninguém viu, mas pensar o que ninguém ainda pensou sobre aquilo que todo mundo vê.” (Arthur Schopenhauer)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Quatro Etapas da Digestão Anaeróbia.....	13
Figura 2.	Esquema Biodigestor de Bancada.....	21
Figura 3.	Biodigestor de Bancada Construído.....	22
Figura 4.	Temperatura Média Diária da Sala com os Biodigestores ao longo do Período das Bateladas.....	22
Figura 5.	Curva Temporal da Produção de Biogás dos Tratamentos na Batelada- Bloco 1 (Tempo 45 dias)...	29
Figura 6.	Curva Temporal da Produção de Biogás dos Tratamentos na Batelada- Bloco 2 (Tempo 93 dias)...	29
Figura 7.	Médias da Produção Diária de Biogás Produzidos a Partir dos Dejetos Suínos com ou sem Tratamento....	30
Figura 8.	Médias dos Sólidos Totais e Sólidos Voláteis.....	32
Figura 9.	Valores Médios de DBO nos Tratamentos.....	35
Figura 10.	Valores Médios dos Tratamentos para Nitrogênio K. Total.....	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Características Físico-Químicas do Dejetos Suínos.....	6
Tabela 2.	Características Físico-Químicas dos Dejetos Utilizados no Experimento.....	26
Tabela 3.	Média da Produção Diária de Biogás em cm ³	30
Tabela 4.	Valores Médios para os Parâmetros de pH, Alcalinidade Total e Acidez.....	31
Tabela 5.	Médias dos Tratamentos na Redução de Sólidos Totais.....	33
Tabela 6.	Médias dos Tratamentos na Redução de Sólidos Voláteis.....	33
Tabela 7.	Médias dos Tratamentos na Redução de DBO.....	34
Tabela 8.	Médias dos Tratamentos na Redução de DQO.....	35
Tabela 9.	Valores Médios de DQO nos Tratamentos.....	36
Tabela 10.	Médias dos Tratamentos na Redução de Nitrogênio K. Total	36
Tabela 11.	Valores Médios de Fósforo nos Tratamentos.....	38
Tabela 12.	Valores Médios dos Micronutrientes nos Tratamentos.....	39
Tabela 13.	Valores Médios dos Macronutrientes nos Tratamentos.....	40

FRIGO, Késia Damaris de Azevedo. Universidade Estadual do Oeste do Paraná- Campus Cascavel, Fevereiro de 2017. **Influência de modulador biológico no tratamento de dejetos suínos em biodigestores**. Orientador: Prof. Dr. Armin Feiden.

RESUMO

Os dejetos resultantes da produção de suínos e o manejo inadequado destes resíduos representam um grande risco ao meio ambiente. Com a necessidade de modernizar as técnicas de tratamento para os dejetos suínos utilizando microrganismos e biodigestores este estudo tem por objetivo verificar a influência no tratamento dos dejetos suínos quando aplicado um modulador biológico e a sua eficiência na biodegradabilidade da matéria orgânica submetidos em biodigestores. Utilizou-se um delineamento experimental inteiramente casualizado, com dois tratamentos e seis repetições. Os tratamentos foram compostos dos dejetos do barracão sem tratamento e os dejetos do barracão com o tratamento. O tratamento constituiu na aplicação do modulador biológico nas baias onde os animais estavam instalados. A partir destas condições, conduziram-se duas bateladas em função do tempo de 45 e 93 dias de confinamento dos animais. Os resultados demonstraram que a presença do modulador biológico nos dejetos suínos não afetou a digestão anaeróbica de forma significativa, não foi prejudicado a produção de biogás e a biodegradabilidade da matéria orgânica.

PALAVRAS-CHAVE: Aproveitamento de Resíduos, Biorremediação, Digestão anaeróbia.

FRIGO, KÉSIA DAMARIS DE AZEVEDO. Universidade Estadual do Oeste do Paraná-
Campus Cascavel, February de 2016. **Influence of biological modulator on the
treatment of swine manure in biodigesters**. Master's advisor: Prof. Dr. Armin Feinden.

ABSTRACT

The waste from the production of swine and inadequate management of these wastes pose a major risk to the environment. With the need to modernize treatment techniques for pig manure using microorganisms and biodigesters, this study aims to verify the influence on the treatment of swine manure when applied a biological modulator and its efficiency in the biodegradability of organic matter submitted in biodigesters. A completely randomized experimental design with two treatments and six replicates was used. The treatments were composed of the untreated shed waste and the shed waste with the treatment. The treatment constituted in the application of the biological modulator in the bays where the animals were installed. From these conditions, two batches were conducted according to the time of 45 and 93 days of confinement of the animals. The results showed that the presence of the biological modulator in the swine manure did not affect the anaerobic digestion in a significant way, the biogas production and biodegradability of the organic matter were not affected.

KEYWORDS: Waste management, Bioremediation, Anaerobic Digestion.

SUMÁRIO

Lista de Figuras.....	vi
Lista de Tabelas.....	vii
Resumo.....	vii
Abstract.....	viii
1. Introdução.....	1
2. Revisão Bibliográfica.....	3
2.1. Aspectos Sócio- Econômicos da Suinocultura.....	3
2.2. Problemas Ambientais gerados pela Suinocultura.....	4
2.3. Tratamentos Aplicados nos Dejetos Suínos.....	6
2.3.1. Modulador Biológico como Biorremediador.....	7
2.3.2. Biodigestores.....	9
2.3.3. Digestão Anaeróbia.....	12
2.3.4. Subprodutos da Digestão Anaeróbica.....	15
2.3.4.1. Biogás.....	15
2.3.4.2. Biofertilizante.....	17
3. Material e Métodos.....	19
3.1. Local do Experimento.....	19
3.2. Delineamento Experimental.....	19
3.3. Descrição e Aplicação do Produto Utilizado.....	20
3.4. Construção dos Biodigestores.....	20
3.5. Coleta dos Dejetos Suínos.....	22
3.6. Condução do Experimento.....	22
3.7. Análises Laboratoriais.....	23
3.7.1. Análises de pH, Alcalinidade e Acidez.....	24
3.7.2. Análises de Sólidos Totais, Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis.....	24
3.7.3. Análises de Fósforo e Metais.....	24
3.7.4. Análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	24
3.7.5. Análise de Nitrogênio Kjeldahl Total.....	25
3.8. Análise Estatística.....	25
4. Resultados e Discussões.....	26
4.1. Características Físico-Químicas dos Dejetos Utilizados.....	26
4.2. Produção de Biogás.....	27
4.3. pH, Alcalinidade Total e Acidez.....	31
4.4. Sólidos Totais e Sólidos Voláteis.....	32
4.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	34
4.6. Nitrogênio Kjeldahl Total e Fósforo.....	36
4.7. Micronutrientes.....	38
4.8. Macronutrientes.....	40
5. Considerações Finais.....	41
6. Referências Bibliográficas.....	42
7. Anexos.....	54

1. INTRODUÇÃO

A cadeia produtiva do agronegócio de suinocultura brasileira cresceu significativamente nos últimos anos. Esse crescimento é percebido quando se analisa os vários indicadores econômicos e sociais. A criação dos animais do passado evoluiu também na técnica e no modelo das atividades de produtores rurais e agroindústrias.

A produção de suínos é considerada a de maior impacto ambiental pelos órgãos ambientais. É preciso encontrar um sistema que seja sustentável para esta cadeia produtiva com o uso racional dos recursos naturais e a preservação da qualidade ambiental (RIZZONI et al., 2012).

A suinocultura é considerada de alto poder poluente, pois uma granja com 600 animais por exemplo possui um poder poluente, semelhante ao de um núcleo populacional de aproximadamente 2100 pessoas (DIESEL; MIRANDA & PERDOMO, 2002).

Os dejetos resultantes da produção de suínos e o manejo inadequado destes resíduos representam um grande risco ao meio ambiente, podendo ocasionar a contaminação de rios por eutrofização, dos lençóis subterrâneos com o aumento da concentração de íon nitrato, e do solo com o excesso de nutrientes e, pôr fim, do ar com as emissões dos gases do efeito estufa (KUNZ; HIGARASHI & OLIVEIRA, 2005).

Quando os dejetos são depositados nos recursos hídricos, ocorre aumento rápido das bactérias e a redução do oxigênio dissolvido na água. Com a presença de oxigênio dissolvido (OD) nos corpos d'água, os microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, produzem CO₂ e H₂O como subprodutos, causando a eutrofização de rios e lagoas (PERDOMO; LIMA & NONES, 2011).

Porém, o problema que se tem na criação de animais como o de suínos pode se tornar uma solução a partir do tratamento com digestão anaeróbica, que gera o biogás que é uma fonte de energia renovável e ainda o biofertilizante que pode substituir os fertilizantes químicos (HUANG et al., 2015).

Há a necessidade de modernizar as técnicas de tratamento para os dejetos suínos, como por exemplo a utilizando microrganismos que auxiliam na

decomposição ou de biodigestores promovendo a decomposição dos resíduos tanto sólido, líquido ou gasoso e tornando essa produção sustentável (PINTO et al., 2014).

A biorremediação envolve a biodegradação da matéria orgânica para que cheguem à concentrações baixas respeitando os limites estabelecidos como seguros e aceitáveis pelas entidades reguladoras (ALEXANDER, 1994; TORTORA, 2005).

O biodigestor além de produzir gás que pode ser convertido em energia elétrica produz o biofertilizante, reduz potencialmente a poluição do meio ambiente, diminui o mau cheiro, moscas e parasitas. Os trabalhos nesta área são preliminares e por isso precisam de aperfeiçoamento e no que diz respeito ao isolamento dos compostos de natureza elicitora, que trazem benefícios na fisiologia vegetal (BARBOSA & MEDEIROS, 2007).

Sendo assim, este estudo tem por objetivo verificar a influência de um modulador biológico na biodegradabilidade da matéria orgânica dos dejetos suínos submetidos em biodigestores.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Aspectos Sócio- Econômicos da Suinocultura

A atividade de suinocultura está presente em quase todos os países do mundo, sendo considerada importante para o seu desenvolvimento social e econômico. No ano de 2015 o maior produtor mundial de carne suína foi a China com produção de 56375 mil t., seguindo pela Europa que obteve produção aproximada de 23000 mil t. e logo após os Estados Unidos com produção de 11158 mil t. O Brasil foi o quarto maior produtor com produção de 3643 mil t. (USDA, 2016).

A região Sul foi a principal responsável pela produção de suínos do Brasil, representando cerca de 60% de todo o país. O estado de Santa Catarina se destacou como o maior produtor, 27,40%, seguida do Paraná e do Rio Grande do Sul, com produções de 21,47 e 20,69% respectivamente (USDA, 2016; IBGE, 2016)

O Brasil exportou 1279 mil t. de carne suína, gerando receita de 555 milhões de dólares. Os estados do Sul são predominantemente os principais responsáveis pela exportação do país respondendo por 80,3% do todo. Os principais países importadores da carne suína brasileira estão localizados na Europa Extra- UE, Oceania, Oriente Médio e União Europeia (ABPA, 2016).

No ano de 2014 o Paraná conseguiu superar a produção do Rio Grande do Sul e se tornou o segundo maior produtor do Brasil. O principal município responsável por esta produção é Toledo, que representa aproximadamente 45%, seguido de Cascavel representando 16,5% e Ponta Grossa 12,9% (SEAB, 2016).

Desde o ano de 2005 a atividade de suinocultura aumenta gradativamente durante os anos. No ano de 2015 houve um aumento de 5,7% no abate de suínos em relação ao ano de 2014 (IBGE, 2016).

Pesquisas sugerem que no período de 2015 a 2025 a taxa de crescimento da produção de carne suína deverá ser de 2,9% ao ano, gerando uma produção de 4700 mil toneladas em 2025, ou seja, a carne suína terá um aumento de produção entre os anos de 2015 a 2025 de 35,1% (MAPA, 2015)

O aumento da produção da carne suína no Brasil acarreta no aumento da economia do país, pois além da economia gerada por este setor o mesmo influencia

no setor de grãos, pela demanda necessária de ração animal que tem como sua principal composição milho e soja (CONAB, 2015)

Para o ano de 2016 espera-se um aumento nas exportações principalmente para os países que começaram a importar carne suína brasileira, com Angola, Japão, México, Singapura e Coreia do Sul (USDA, 2016).

2.2. Problemas Ambientais Gerados pela Suinocultura

A suinocultura influencia diretamente aspectos sociais, econômicos e culturais das regiões que utilizam este setor como forma de renda. A grande exploração da atividade de suinocultura traz benefícios econômicos e sociais tanto para o produtor, como funcionários, empresas e prestadores de serviço. Até a década de 70 esta atividade não era considerada um problema grave, pois a produção de animais era em menor escala quando comparada a que se tem nos dias de hoje e o principal destino dos dejetos era o solo (MELLER, 2007; AZEVEDO, 2013).

Em decorrência do aumento pela demanda de carne suína, houve a necessidade do aumento da produção. No Brasil essa produção acontece em pequenas e médias propriedades seguindo o modelo de confinamento, que conseqüentemente resulta em um maior consumo dos recursos naturais, gerando uma grande quantidade de resíduos (GOMES et al., 2014).

Diariamente é gerado um grande volume de dejetos pelos animais, tendo um grande potencial poluidor de águas, solos e ar, gerando odores desagradáveis, proliferação de insetos no local e desconforto ambiental por apresentar composição química variável formada pelas fezes e urina dos animais (BELLI FILHO et al., 2001; MELLER, 2007).

Um estudo realizado por Carvalho, Souza e Soto (2015) demonstrou que aproximadamente 62% das granjas estudadas tinham o seu sistema de gestão ambiental consideradas insatisfatória e potencialmente geradores de riscos ambientais. A insalubridade nas instalações, muitas vezes não é levada em consideração. É preciso entender que o suíno é um agente modificador do meio onde vive, gerando calor, fezes e urinas. Este é um ambiente com altos níveis de ruídos, vapores d'água e de gases nocivos prejudiciais ao desenvolvimento do animal (PANDORFI; ALMEIDA & GUISELINI, 2012).

Os resíduos dessa atividade são gerados em grande volume e concentrados em pequenos locais e influenciados por condições ambientais favoráveis reagem quimicamente produzindo gases que são considerados nocivos e com odor desagradável. Os principais gases produzidos por esta atividade são a Amônia (NH_3), Dióxido de Carbono (CO_2), Metano (CH_4) e o Sulfeto de Hidrogênio (H_2S) (CAMPOS, 2014).

As concentrações destes gases são influenciadas pelo estágio de criação, pelo tipo da dieta e nutrição dos animais, pelo tipo das instalações, pelo manejo realizado nos dejetos e também pelas condições climáticas (NUNES & MIRANDA, 2013).

Em consequência desse passivo ambiental gerado pelos resíduos da suinocultura, muitos países principalmente da Europa, estão investindo em normas para limitar o processo de produção por não haver espaço para armazenar, tratar e destinar estes resíduos (ZENI; SEHNEM & CAMPOS, 2012).

A grande quantidade de dejetos produzidos diariamente, em pequenas áreas torna-se um grande problema ambiental. A atividade suinocultura no estado do Paraná gera diariamente aproximadamente 35 milhões de litros de dejetos por dia resultando no aumento do volume de poluição ao redor de região onde está instalado (ROESLER & CESCO NETO, 2003; ANGONESE et al., 2006).

Estes dejetos são compostos por até 90% de água, devido ao fato de o sistema de produção mais utilizado no Brasil, resultando em um consumo maior de água nas instalações e com isso uma maior produção de efluentes. A quantidade de água residuária que é gerada varia entre 5 a 10 $\text{L.suíno}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (SCHOENHALS; FRARE; SARMENTO, 2007; BATISTA et al, 2014).

A quantidade de dejetos produzidos irá variar de acordo com o desenvolvimento do animal, sendo que em média os valores são de 4,9 a 8,5% em relação ao seu peso vivo por dia na faixa de 15 a 100 kg; ou seja, em média um suíno adulto produz entre 7 a 8 litros de dejetos líquidos por dia ou 0,21 a 0,24 m^3 por mês (DIESEL; MIRANDA & PERDOMO, 2015).

Estes resíduos líquidos são constituídos principalmente por fezes e urina, mas também, por água que é desperdiçada pelos bebedouros e pelas higienizações realizadas, por resíduos de ração, pelos, entre outras matérias utilizadas diariamente no processo de produção (CAMPOS, 2014).

Na Tabela 1, pode-se observar as características físico-químicas dos dejetos suínos sem tratamento.

Tabela 1. Características físico-químicas do Dejeito Suíno

Parâmetro	Valores Médio
pH	7,8
Alcalinidade (mg/L)	3135
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	4,26
Sólidos Totais (%)	18,9
Sólidos Voláteis (%)	76,4
DQO (g/L)	210,0
K (mg/L)	293
Ca (mg/L)	64
Mg (mg/L)	13
Fe (mg/L)	1,6
Cu (mg/L)	0,8
Zn (mg/L)	0,5

Fonte: Huang et al, 2015; Huang et al, 2016.

O efluente proveniente desta atividade apresenta um elevado teor de sólidos suspensos e matéria orgânica, uma concentração alta de nutrientes, principalmente nitrogênio. Estudos mostram que os níveis de contaminação dos recursos hídrico vem aumentando devido o lançamento de dejetos suínos sem o devido tratamento (SCHOENHALS; FRARE, SARMENTO,2007; CHELME-AYALA et al., 2011).

2.3. Tratamentos Aplicados nos Dejetos Suínos

O manejo inadequado dos dejetos suínos causa danos ao meio ambiente, como a emissão de gases nocivos, além de causar poluição dos mananciais de águas superficiais e subterrâneas (CARDOSO; OYAMADA; SILVA, 2015).

O aparecimento de novas alternativas para o tratamento do dejeito suíno mostra-se mais eficientes quanto comparados aos impactos ambientais que o mesmo gera. Por meio do tratamento se tem a possibilidade do reaproveitamento deste resíduo e a reciclagem dos nutrientes presentes (KUNZ; STEINMETZ; BORTOLI, 2010).

2.3.1. Modulador Biológico

Moduladores biológicos como microrganismos são utilizados biotecnologicamente para reduzir ou até mesmo remover poluentes no meio ambiente. Esta técnica é conhecida como remediação nos tratamentos de ambientes contaminados como águas, solos e resíduos de efluentes (GAYLARDE; BELLINASSO & MANFIO, 2005).

Como estratégia desta tecnologia pode-se incluir a utilização de microrganismos do próprio local, conhecidos como autóctone, ou também organismos cultivados para este fim de forma a degradar ou imobilizar contaminantes. Pode-se realizar a adição de agentes estimulantes através de nutrientes como oxigênio também chamado de bioestimulação, e ainda, utilizar a técnica do bioaumento que é a inoculação de consórcios microbianos enriquecidos (BENTO et al., 2003).

Este processo pode ser de natureza aeróbia ou anaeróbia, isso dependerá das condições do meio em que os microrganismos estarão inseridos, de modo geral, os seres nativos da zona de subsuperfície podem desenvolver a capacidade de degradação após um período de exposição aos contaminantes por anaerobiose, pois o todo o processo de biorremediação é desencadeado pelo processo metabólico de fermentação, respiração ou co-metabolismo (VIDALI, 2011; CETESB, 2004).

Os microrganismos geralmente utilizados são bactérias, fungos filamentosos e leveduras, as primeiras desta lista são mais empregadas, sendo consideradas o elemento principal na biodegradação (ANDRADE, 2010). São seres que, na maioria das vezes vivem em colônias, e tem extrema importância em relação aos efeitos bioquímicos no ambiente, pois possuem a capacidade de destruírem ou transformar os contaminantes potencialmente perigosos em formas menos danosas (NRC, 1993).

Para que esta tecnologia seja empregada há certos critérios que devem ser levados em consideração, como: Os microrganismos devem ter uma determinada atividade catabólica; capacidade de reduzir compostos à baixas concentrações e em níveis aceitáveis; não podem gerar produtos mais tóxicos; as condições de campo devem ser ideais para estimular o crescimento dos microrganismos; e por fim, ser de baixocusto (ALEXANDER, 1994; ALLARD E NEILSON, 1997; BOOPATHY, 2000).

A biorremediação é uma ótima alternativa para a descontaminação do ambiente, pois é a mais indicada ecologicamente por apresentar grande eficácia em ambientes contaminados com moléculas orgânicas de difícil degradação e também tem grande ação sobre metais tóxicos. Apesar desses metais serem de difícil degradação, pela biorremediação é possível convertê-los em uma forma menos danosa (ALEXANDER, 1994; GAYLARDE, 2005).

A partir da degradação dos contaminantes por microrganismos, as tecnologias de biorremediação podem ser empregadas por dois tipos: “ex-situ” e in-situ”. O tratamento “ex-situ” ocorre fora do local de impacto, ou seja, o local onde se encontra contaminado. Contudo, é um tratamento mais caro, pois requer escavação e remoção do solo para outro local, todavia, é uma forma mais fácil de controlar as condicionantes do meio (ANDRADE, 2010).

O tratamento “in-situ”, é realizado no local contaminado, é um processo mais econômico que o anterior e também promove menos impactos ambientais (NANO et al., 2003).

O processo pode ser de natureza aeróbia ou anaeróbia, sendo que isto dependerá das condições do meio em que os microrganismos estarão inseridos. De modo geral, os seres nativos da zona de subsuperfície podem desenvolver a capacidade de degradação após um período de exposição aos contaminantes por anaerobiose, pois todo o processo de biorremediação é desencadeado pelo processo metabólico de fermentação, respiração ou co-metabolismo (VIDALI, 2011; CETESB, 2004).

A biorremediação aeróbia necessita de um meio oxidante, para que assim os microrganismos usem o contaminante como fonte de carbono, pois o oxigênio atua como receptor de elétrons da reação, se por ventura acabar o oxigênio disponível, a ordem de preferência se dá primeiro pelo nitrato, manganês, ferro, sulfato e dióxido de carbono (AELION & BRADLEY, 1991).

A biorremediação co-metabólica utiliza o princípio de oxi- redução na presença de uma fonte de carbono, produzindo enzimas que atuarão na degradação do contaminante. (GARNIER et al., 2000)

Na biorremediação “in-situ”, o processo pode ocorrer de quatro maneiras diferentes. A primeira é a biorremediação intrínseca que acontece sem a interferência humana; baseia-se em fatores naturais para remoção dos

contaminantes através de processos físicos, químicos e biológicos que facilitam todo o processo de forma global (WIEDEMEIR, 1996).

A bioventilação é uma tecnologia que potencializa todo o processo natural de biodegradação devido ao fornecimento de oxigênio aos microrganismos presentes no solo. Se ocorrer falta de oxigênio, o mesmo pode ser injetado diretamente em poços que empurrarão o ar para o subsolo. Este método é bastante usado em degradação aeróbica de contaminantes como os combustíveis, principalmente em compostos orgânicos voláteis e não-clorados, como hidrocarbonetos de petróleo (EPA, 2001).

A técnica de bioaumentação, que ocorre através da adição de microrganismos específicos na região impactada que apresentam deficiência. Estes seres que serão inseridos já estão ambientados as condições do ambiente, pois foram pré-adaptados em laboratório. Este processo se dá através da avaliação dos microrganismos presentes no meio, são selecionados e cultivados para posteriormente serem adicionados no local contaminado (ROSA, 2001).

Existem vários tipos de contaminantes que podem ser metabolizados, contudo alguns são mais fáceis e outros apresentam maior dificuldade na sua degradação. É preciso definir qual método terá maior eficiência na remoção e degradação do poluente (ANDRADE, 2010).

De acordo com Gaylarde (2005), mesmo que haja outras tecnologias que se utilizem de processos físicos e químicos para descontaminação do ambiente, a biorremediação é uma ótima alternativa, pois é mais indicada ecologicamente e também tem grande eficácia em ambientes contaminados com moléculas orgânicas de difícil degradação e também tem grande ação sobre metais tóxicos. Apesar desses metais serem de difícil degradação, pela biorremediação é possível convertê-los em uma forma menos danosa (ALEXANDER, 1994).

2.3.2. Biodigestores

Há mais de dois séculos se tem conhecimento sobre o biodigestor, onde responde bem ao aproveitamento e tratamento de resíduos, geração de energia e produção de biofertilizantes (FERREIRA & SILVA, 2009).

O biodigestor é composto de uma estrutura física conhecida como câmara onde se tem o processo de degradação da matéria orgânica. Esta estrutura pode ser

cilíndrica, vertical e superficial, ou seja, acima do solo, acompanhada de uma campânula onde se acumula o gás que é desprendido da digestão da biomassa chamado de gasômetro (PINTO, 2008).

Podemos definir os biodigestores anaeróbios como sendo uma câmara fechada, onde são colocados os substratos orgânicos para serem degradados na ausência de oxigênio molecular, tendo como produto a formação do biogás e um efluente rico em nutrientes (FILHO, 2014).

As vantagens que se tem na utilização de biodigestores que podem ser levados em consideração é o baixo custo operacional e de implantação; a sua simplicidade de operação, manutenção e controle; a eficiência na remoção das diversas categorias de poluentes, baixos requisitos de área, pode se aplicar em pequena escala com pouca dependência da existência de grandes interceptores, uma elevada vida útil e a possibilidade de recuperação de subprodutos úteis (SAMULAK et al., 2010).

Para se escolher o biodigestor adequado para determinado resíduo em particular é importante entender os princípios de operação dos biodigestores para que assim seja realizada a seleção e planejamento de um modelo de tratamento de resíduo. (FUKAYAMA, 2008)

Segundo ainda FUKAYAMA, (2008) é importante o conhecimento de três parâmetros básicos como Tempo de Retenção de Microrganismos (TRM), Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) e Tempo de Retenção de Sólidos (TRS) dos principais tipos de biodigestores e suas características microbiológicas que influenciam no modo de operação e suas eficiências da produção de biogás.

Existem quatro principais modelos de biodigestores: **Modelo Indiano:** Este modelo é caracterizado possuir uma campânula que é uma espécie de tampa conhecida como gasômetro, a qual pode estar mergulhada sobre a biomassa em fermentação ou pode estar em um selo d'água externo. Sua estrutura é composta de uma parede central que serve para dividir o tanque de fermentação de duas câmaras, para assim permitir que o material possa circular pelo interior da câmara de fermentação (TARRENTO, 2006).

Modelo Chinês: Este tipo de biodigestor é formado por uma câmara cilíndrica em alvenaria onde ocorre a fermentação, apresenta um teto impermeável e abobado que é destinado ao armazenamento do biogás. O seu funcionamento é com base no princípio de prensa hidráulica, ocorrendo então aumentos de pressão em seu interior

devido ao acúmulo de biogás resultando em deslocamento do efluente da câmara de fermentação para a caixa de saída em sentido contrário quando ocorre descompressão (JORGE & OMENA, 2012).

Modelo Canadense: este modelo diferencia-se pelo fato de ser do tipo horizontal, apresentando uma caixa de carga feita em alvenaria e com largura maior que a profundidade, possuindo, então, uma maior área de exposição ao sol, possibilitando em uma grande produção de biogás e também evitando o entupimento. Uma câmara de fermentação subterrânea que é revestida com lona plástica. Uma manta superior para reter o biogás produzido de modo a formar uma campânula de armazenamento. E por fim de uma caixa de saída onde o efluente é liberado. Existe também um registro para a saída do biogás e um queimador, que fica conectado ao registro de saída do biogás (CASTANHO & HARRUDA, 2008, PEREIRA et al., 2009).

Modelo do tipo Batelada: Este modelo é composto por um sistema bastante simples e de pequena exigência operacional. Para realizar a instalação poderá ser feito apenas um tanque anaeróbio ou vários tanques em série. Onde o seu abastecimento é feito de uma única vez, mantendo-se em fermentação por um determinado período para a produção de biogás, e após o término deste período o material é descarregado (DEGANUTTI et al., 2002).

Neste modelo de biodigestor a biomassa permanece nesse reservatório fechado até que o ciclo da digestão anaeróbia esteja completo. Ou seja, quando se tem o fim da produção de biogás indica que o ciclo está completo e o biodigestor está apto a receber uma nova carga de matéria orgânica. O biodigestor em batelada adapta-se melhor quando a disponibilidade de resíduo ocorre em períodos mais longos, como por exemplos em granjas avícolas de corte (JORGE & OMENA, 2012).

Quando se utiliza biodigestores do tipo batelada é levado em consideração apenas o TRH que é o intervalo de tempo necessário de retenção do afluente para que se tenha o processo de biodigestão de maneira adequada e completa (FUKAYAMA, 2008).

Com a necessidade de encontrar um tratamento adequado para os resíduos principalmente oriundos de dejetos animais, os tratamentos realizados com biodigestores tornam-se atrativos pois além de diminuir o seu fator de poluição ainda gera o biogás e o biofertilizante que podem ser utilizados posteriormente gerando lucro para os produtores (FRIGO et al, 2015).

2.3.3. Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um método de reciclagem onde se tem a produção de gás combustível e biofertilizante, a partir de materiais orgânicos tanto de resíduos animais quanto vegetais. Quando se tem o objetivo de preservação dos recursos naturais e a reciclagem dos materiais orgânicos o reaproveitamento de dejetos suínos é de grande proveito para a sustentabilidade ambiental (ANDRADE et al., 2012).

O tratamento do resíduo através da digestão anaeróbica surge como uma alternativa importante, sem custo elevado e eficiente na redução da matéria orgânica (AMARAL et al., 2014).

Em processos anaeróbios, bactérias fermentam a matéria orgânica sobre condições estritamente aeróbico, ou seja, na ausência de oxigênio e produzem gases como CH₄, CO₂, H₂S, entre outros (JUNIOR, 1994).

Além de serem estritamente anaeróbios, exigem pH em torno da neutralidade e temperaturas maiores de 15°C. Caso sejam fornecidas condições desfavoráveis e seu desenvolvimento interrompido, ocorre a estagnação da remoção de DBO e acúmulo de ácidos causadores de maus odores. O processo de decomposição da matéria através de microrganismos anaeróbios, atualmente é o mais empregado pelo fato do dejetos suíno apresentar condições ideais para o desenvolvimento e permanência de tais microrganismos (SPERLING, 1996).

O processo anaeróbico é realizado por processos em que a matéria orgânica é metabolizada em um ambiente livre de oxigênio. A degradação desta matéria orgânica é realizada por quatro diferentes processos metabólicos por vários grupos de microrganismo (KHANAL, 2008).

Na figura 1 podemos verificar as quatro etapas do processo de digestão anaeróbica que iremos estudar a seguir.

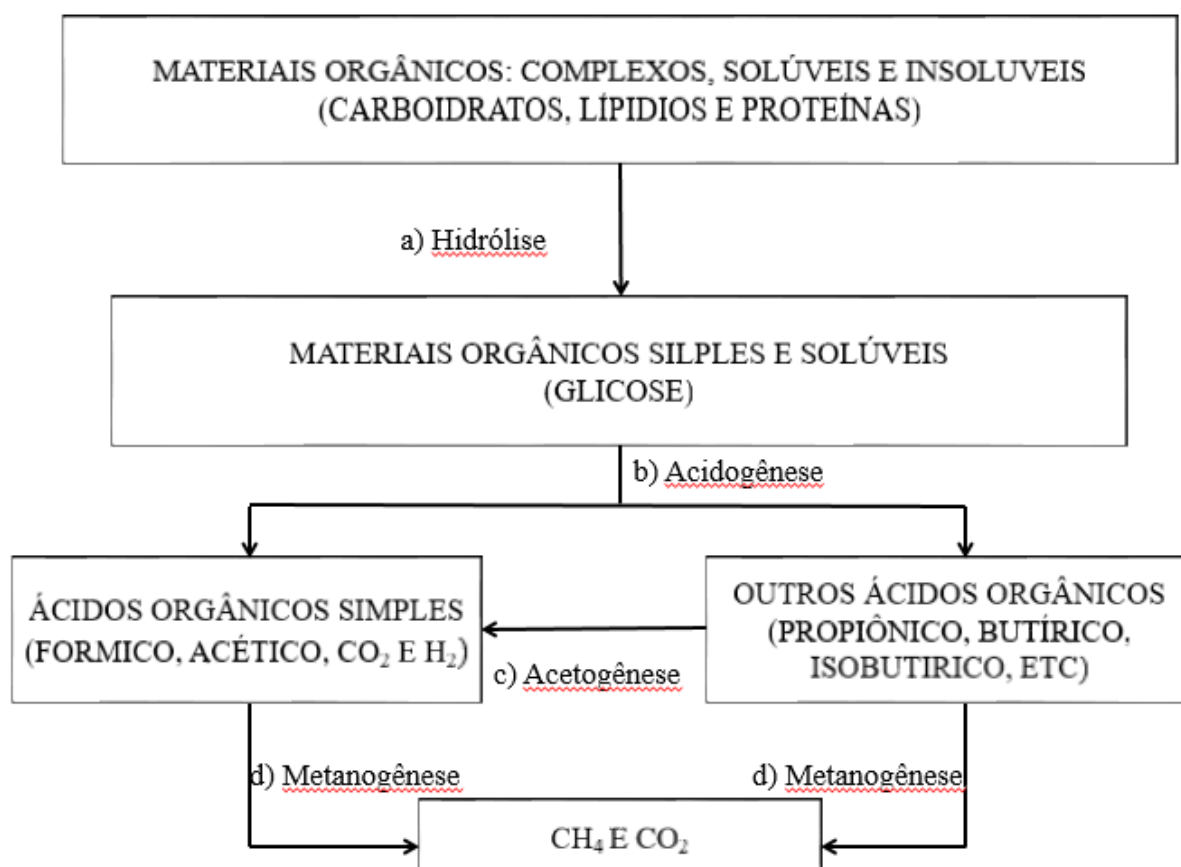


Figura 1: Quatro Etapas da Digestão Anaeróbia. Fonte: Kispergher, (2013).

- a) Hidrólise:** O primeiro processo da digestão anaeróbia é caracterizado por ser um processo lento e realizado por enzimas extracelulares, onde começa a solubilização de substratos complexos. Nesta etapa os compostos não dissolvidos como a celulose, proteínas e gorduras são quebrados e transforma-se em água e outras componentes solúveis. Esta fase acontece por microrganismos obrigatoriamente anaeróbios os mais conhecidos são: *Eubacterium*, *Clostridium*, *Bifidobacterium*, *Lactobacillus* e *Clostridium* (HENZE & HARREMOËS,1983; KHANAL, 2008; DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2011).
- b) Acidogênese:** Nesta etapa os compostos que já foram dissolvidos na hidrólise serão utilizados como alimento para as bactérias fermentativas e, gerando como um subproduto substâncias orgânicas simples como ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos como hidrogênio, gás

carbônico, amônia, gás sulfídrico, e outros. As vias para a realização dessa degradação podem ser por carboidratos realizado principalmente pela bactéria *Propionibacterium*; por ácidos graxos realizado pela bactéria *Acetobacter* e também pode-se realizar através dos aminoácidos por bactérias do tipo *Clostridium botulinum*. Os produtos mais importantes desta etapa são o lactato, propionato, acetato, butanodiol, formiato, isopropanol e hidrogênio (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; SOUBES, 1994; DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2011).

- c) **Acetogênese:** nesta etapa, os compostos simples gerados na etapa anterior, degradam-se e conseqüentemente produz ácido acético, gás carbônico e hidrogênio, que serão a fonte de alimento para a próxima etapa. As bactérias responsáveis pela acetogênese são obrigatoriamente produtoras de hidrogênio (H₂). As mais conhecidas nesta etapa são: *Clostridium aceticum* e *Acetobacterium* (SOUBES, 1994; KHANAL, 2008; DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2011).
- d) **Metanogênese:** Esta etapa acontece obrigatoriamente em condições anaeróbicas. Esta etapa é muito importante pois limita a velocidade do processo de digestão anaeróbia. Nesta etapa as bactérias utilizam o acetato e hidrogênio como substrato e produzem metano como produto final. Porém, é preciso tomar muito cuidado nesta etapa, pois temperaturas abaixo de 20°C pode tornar o processo limitante. Outro fator que interfere esta etapa é a presença das bactérias da fase acetogênese que vivem em simbiose com as da espécie metanogênicas. As bactérias acetogênicas podem reduzir o sulfato e sulfeto de hidrogênio dificultando a alimentação das bactérias metanogênicas e conseqüentemente diminuindo a formação de CH₄. O processo de formação de metano pode ser diferente com rendimentos diferentes pode acontecer pela via de metanogênese redutora de CO₂ que tem um rendimento entre 27- 30% de produção de CH₄ ou pela via acetotrófica com um rendimento de 70% de produção. As principais bactérias envolvidas nesta etapa são: *Methanosarcina barkeri*, *Metganobacterium*

sohngenii e *Mmethanobacterium thermoautrophicum* (GUJER & ZEHNDER, 1983; DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2011).

Para que a digestão anaeróbica ocorra de forma eficiente é preciso entender que alguns fatores influenciam este processo. Como por exemplo a temperatura, a faixa ideal para a biodigestão é na faixa mesófila de 15 a 45 °C. Já para o pH difere um pouco para cada tipo de bactéria, para bactérias acidogênicas preferem um pH em 5,5 a 6,5 enquanto as metanogênicas preferem um pH entre 7,8 a 8,2. Por isso para que aconteça o processo anaeróbico eficiente a melhor faixa de pH deverá ser em 6,8 a 7,4 (KHANAL, 2008).

Este processo de biodigestão anaeróbica proporciona a decomposição dos dejetos gerados pela suinocultura, podendo solucionar os problemas de poluição como agressão ao solo, lençóis freáticos e rios, além do fato de eliminar odores desagradáveis, insetos e parasitas (ALMEIDA, 2008).

2.3.4. Subprodutos da Digestão Anaeróbica

2.3.4.1. Biogás

O biogás produzido em anaerobiose, é constituído de metano (60 a 70%), CO₂ (30 a 40%), H₂S, NH₃, Hidrocarbonetos e alguns outros compostos. O consumo de 1 grama de DQO, elimina para o meio 0,36 litro de metano. O rendimento na produção de biogás por meio dos microrganismos é em função de algumas variáveis, como relação C/N, condições ambientais (pressão, temperatura ambiente) e operacionais (temperatura, pH, Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), disponibilidade volumétrica e carga orgânica) (HOHLFELD; SASSE, 1986).

A produção de biogás através do processo de digestão anaeróbica é comum em áreas rurais devido ao seu baixo custo operacional e a capacidade de combustível limpo (CHENG et al., 2014).

Esta produção renovável de biogás ocupa um lugar de importância quando relacionado com outras fontes de energia, pois o biogás é uma fonte autossustentável, barata e com geração de subprodutos que podem ser aproveitados, além de diminuir a emissão dos gases do efeito estufa e a poluição aos recursos naturais (FEIDEN, 2001).

A utilização do biogás significa redução na produção de CO₂ e melhora da qualidade de vida e saúde da população e conseqüentemente o aumento do desenvolvimento regional sustentável (BUDZIANOWSKI & POSTAWA, 2016).

Quando se tem uma reutilização dos dejetos suínos para a produção de biogás, torna-se uma fonte de renda na cadeia produtiva, pois o mesmo pode ser convertido em energia elétrica e também na venda de créditos de carbono que podem ser utilizados para suprir as necessidades dos produtores e das propriedades e em contrapartida se tem a redução do potencial de poluição ambiental (AVACI et al., 2013; PUZICKI et al., 2015).

Avaci et al., (2013) constatou que quando o produtor gera renda com a venda de crédito de carbono, em apenas uma situação o produtor terá um prejuízo de aproximadamente 82 mil reais que será quando gerado 10 h.d⁻¹ e se tem um tempo de amortização de 10 anos e o produtor insistir na geração de energia elétrica. Isto porque o mercado de crédito de carbono nos dias atuais é mais favorável para o produtor, por além de ser uma área que está em grande expansão no mundo, contribui para o meio ambiente e ainda assim se torna uma fonte de renda tanto para os grandes como para os pequenos produtores de alimentos.

Em uma propriedade estuda por Oliveira et al. (2011) observou que todo o biogás produzido é usado para gerar 50% das necessidades de energia elétrica da própria propriedade. Esta energia é distribuída em 17 casas de funcionários e é responsável por fornecer 50% da energia necessária para a instalação de refrigeração. Supre também as necessidades de fogões durante o processo de processamento da carne suína e na preparação das refeições para os empregados.

Kunz, Higashihara e Oliveira (2005) recomenda que o uso de biogás em propriedades rurais deva acontecer a partir do momento em que foi realizado um planejamento da demanda dessa fonte de energia. De acordo com o autor isso é necessário para que se tenha o uso do biogás racionalmente, é preciso levar em conta fatores como o inverno principalmente nos estados do Sul do Brasil onde podem se tornar críticos para a produção do biogás.

A biomassa que se deseja tratar e gerar biogás pode conter substâncias inibidoras como amoníaco, sulfureto, metais pesados e produtos orgânicos. As presenças destas substâncias provocam a redução da produção de biogás ou a diminuição da produção de metano do gás. (CHEN; CHENG & CREAMER)

A presença e o desempenho de metais pesados na biodegração do resíduo influenciam significativamente a geração do biogás. Visto que estes elementos químicos são essenciais aos microrganismos enzimáticos no processo aeróbico. Estes elementos podem influenciar para o aumento ou diminuição da produção de biogás dependendo da sua concentração no ambiente anaeróbico (ALVES, 2008).

Liu & Sung (2002) observou que para os dejetos suínos a principal causa de inibição e instabilidade do processo de biodigestão é devido a grande presença de amônia produzida a partir da decomposição da uréia. Quando esta substância se apresenta em concentrações inferiores a 200 mg/L pode ser benéfica para o processo, visto que o nitrogênio é essencial para o crescimento e sobrevivência dos microrganismos anaeróbicos.

A produção da amônia nas instalações de suínos ocorre devido a hidrólise da ureia que está contida na urina na forma de uma enzima fecal, chamada uréase, formando a amônia (PECORARO, 2015).

2.3.4.2. Biofertilizante

Quando se tem um manejo adequado dos dejetos suínos com o tratamento em biodigestores os fertilizantes tornam-se eficientes para a produção de grãos e de forragem. O uso de biofertilizantes de origem de resíduos da suinocultura é uma forma eficaz para a recuperação e melhoramento do solo, agregando uma melhor qualidade e aumento da produção da safra (KOZEN, 2006; NASCIMENTO, 2010).

Os biofertilizantes apresentam alta qualidade, pois possuem características como à redução do teor de carbono do material. A matéria orgânica digerida libera o carbono na forma de metano e dióxido de carbono, aumenta o teor de nitrogênio e demais nutrientes, em consequência da liberação de carbono. Ocorre a diminuição da relação carbono/nitrogênio (C/N) da matéria orgânica, que melhora a utilização agrícola. A utilização do biofertilizante pelos microrganismos no solo é mais fácil, pois o grau de decomposição já está avançado, pois já ocorreu uma parte da solubilização dos nutrientes, deixando-os mais disponíveis para as plantas. Além do fato dos biofertilizantes podem ser utilizados no controle de pragas e doenças de culturas agrícolas (OLIVER, 2008).

São capazes de fornecer maior proteção e resistência à planta contra ataques de agentes externos, como pragas e doenças e se destacam por possuir uma alta atividade microbiana e serem bioativos. Quando aplicados no solo, atuam sobre o metabolismo vegetal e na ciclagem de nutrientes no solo. Podendo ser produzidos pelo próprio produtor, se torna uma alternativa de baixo custo (MEDEIROS et al., 2003).

Segundos estudos realizados por Panzenhagem et al., (2008) o uso da aplicação do biofertilizantes em instalação de pomares, promoveu o melhor desempenho das plantas cítricas e possibilitou o plantio de espécies anuais intercalares, como milho, mandioca e feijão, principalmente nos anos iniciais de desenvolvimento das plantas cítricas.

Bócoli et al. (2016) em seu trabalho observou que doses de $240 \text{ m}^3 \text{ há}^{-1}$ de biofertilizantes aplicados em um solo com uma boa fertilidade não influenciou a química e os nutrientes do solo e também não interferiu na produção de milho e de amêndoas.

Oliveira et al. demonstrou que o uso de biofertilizante em plantações de café e milho representam apenas 40% do total de fertilizante necessário para a nutrição e desenvolvimento das plantas. Por isso é necessário realizar a adubação mista com fertilizantes industriais para manter a produção em alta.

De acordo com Sedyama et al. (2014) o aumento das doses aplicadas de biofertilizante, permite melhorar a nutrição e a produtividade de pimentão colorido, quando o sistema de cultivo é orgânico. O autor demonstrou também que o biofertilizante a partir de dejetos suínos tem potencial para a fertilização na forma não convencional de solo traz reflexos positivos nos teores foliares de nutrientes e nas produtividades comercial e aparecimento precoce de frutas extras.

Seidel et al. (2010) demonstrou que o uso de biofertilizante na culta de milho obteve resultados iguais quando comparado a adubação química. Tornando assim uma opção viável para o agricultor.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Local do Experimento

O experimento ocorreu em duas etapas distintas. A primeira parte do experimento ocorreu com a aplicação do modulador biológico e foi realizado em uma propriedade rural no município de Nova Santa Rosa- PR, onde suas coordenadas geográficas são de 24° 30' 59.36" latitude sul e 53° 54' 54.27" longitude oeste.

A segunda parte do experimento onde avaliou-se a produção diária de biogás foi realizada na Universidade Federal do Paraná- Setor Palotina na cidade de Palotina- PR, cujas coordenadas geográficas são de 24° 12' latitude Sul e 53° 50' 30" longitude Oeste.

Na propriedade onde o modulador biológico foi aplicado existem dois barracões semelhantes, cada um com 26 baias para o alojamento dos suínos. Os barracões estão dispostos um ao lado do outro e cada um deles representou uma parcela do experimento. O experimento foi realizado entre os meses de Janeiro a Maio de 2016.

3.2. Delineamento Experimental

Em 22 de dezembro de 2015 foram alojados 1200 animais que foram distribuídos entre os dois barracões. O barracão classificado nesta pesquisa como testemunha (T1) continha 610 animais confinados e não recebeu nenhum tipo de tratamento. O segundo barracão (T2) continha 590 animais alojados e recebeu o tratamento com o modulador biológico.

A aplicação do tratamento ocorreu 33 dias após o alojamento dos animais. Antes de começar a aplicação do modulador biológico foi retirado amostras de dejetos suínos nos dois barracões, armazenados em recipientes individuais de 1 litro e congeladas para posterior análise em laboratório.

A aplicação do modulador biológico foi realizada manualmente por espalhamento em cada baia respeitando o número de animais, sendo que a aplicação era realizada após a higienização das baias. Este procedimento era repetido duas vezes por semana.

3.3. Descrição e Aplicação do Produto Utilizado

O modulador biológico utilizado no experimento foi desenvolvido pela empresa Biotecnal LTDA comercializado com o nome Bac Trat Suínos. A sua aplicação é para o tratamento de resíduos orgânicos provenientes de criação de suíno, agindo como um biodegradador de resíduos orgânicos à base de microrganismos naturais, apresentado na forma de pó granulado de farelo de cereais. O princípio ativo é uma mistura concentrada e balanceada de microrganismos em forma de esporos, ativos ao contato com a água.

Os microrganismos utilizados neste produto são: *Bacillus Subtilis*, *Bacillus Licheniformis*, *Bacillus Amyloliquefaciens*, *Bacillus Cereus*, *Lactococcus Lactis* que são responsáveis pelo princípio ativo deste produto. Também em sua composição há a presença de Cloreto de Sódio (NaCl) e Bicarbonato de Sódio (NaHCO₃) que servem com estabilizante do material. E como veículo para aplicação do tratamento é utilizado farelo de trigo.

As suas propriedades físico-químicas são: a aparência de um pó solto de granulometria média, com coloração marrom claro, o odor é característico de farelo de trigo e fermento, apresenta solubilidade a 25°C sendo parcialmente solúvel, com aproximadamente 15g para 100g de água, o pH é em torno de 6,8 a 7,2, a sua densidade é de aproximadamente 0,52 gcm³ e umidade inferior a 12%.

Para a aplicação do produto foi utilizado a concentração de 1g de modulador biológico por animal. Realizou-se o processo de contagem de animal por baia e foi pesado em balança analítica a quantidade de produto que deveria ser aplicado nas baias. No início do experimento o barracão T2 era composta por 20 baias com 24 suínos, 4 baias com 23, 1 baia com 16 e 1 baia com 6 suínos. No decorrer do experimento o número de baias com 24 suínos diminuiu para 18 e as baias com 23 suínos aumentaram para 6, as outras baias continuaram igual.

3.4. Construção dos Biodigestores

Foram confeccionados 12 biodigestores de bancada do tipo batelada em PVC, segundo o modelo apresentado por Orrico Júnior et al. (2011) e adaptado por Mari (2014).

Foram utilizados três tubos de PVC com diâmetros de 200; 250 e 300 mm de espessura onde posteriormente foi acoplado em uma placa de PVC com 2.5 cm de

espessura e 9,4 litros de capacidade para substrato em fermentação. O tubo de 200 mm foi inserido dentro do tubo de 300mm e encaixados na placa, para que formasse um espaço entre as paredes externas e internas do tubo menor para o maior, para que pudesse receber um volume de água onde 8 litros de selante foram adicionados. O selante utilizado tinha em sua composição 8 litros de água, 500g de Cloreto de Sódio (NaCl) e 80 ml de Ácido Sulfúrico (H_2SO_4).

Para que se houvesse perfeitas condições anaeróbicas o tubo de PVC com diâmetro de 250 mm foi emborcado no selante e foi utilizado como gasômetro, para armazenar e realizar as medições do gás produzido. Para que se pudesse ter a eliminação do gás de dentro do biodigestor neste mesmo tubo a extremidade superior foi vedada com tampão e feito um furo de 20 mm com uma serra copo, e adicionado uma esfera própria para instalação de gás com o auxílio de flange de vedação e fita veda-rosca. Junto desta esfera foi adicionado uma mangueira própria para gás de 1m para auxiliar o esvaziamento do biodigestor.

Nas figuras 2 e 3 pode-se observar o modelo apresentado por Orrico Júnior et al (2011) e adaptado por Mari (2014).

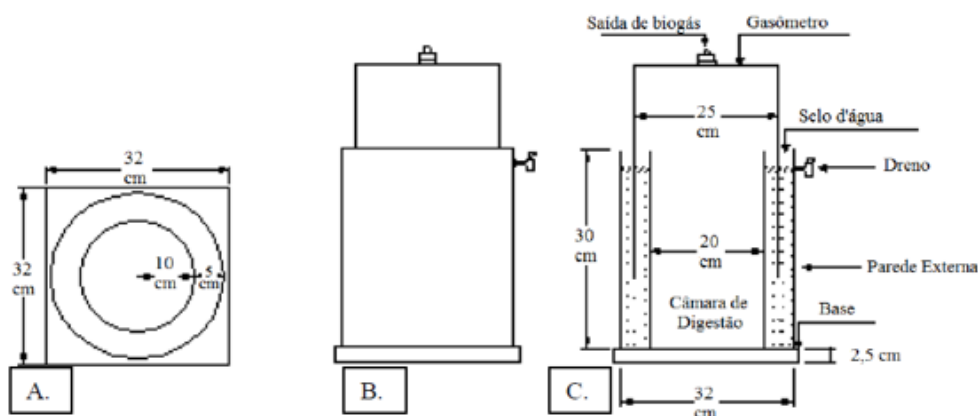


Figura 2. Esquema Biodigestor de Bancada. A) Detalhe da base de PVC. B) Vista Lateral. C) Corte transversal do biodigestor de bancada. Fonte: Orrico Jr et al. (2011); Mari (2014)



Figura 3: Biodigestor de Bancada Construído. A) Vista superior do Biodigestor. B) Biodigestor montado.

3.5. Coleta dos Dejetos Suínos

Para a realização das bateladas os dejetos que serviram como substratos para os biodigestores foram coletados com 45 e 93 dias de alojamento dos animais.

O material coletado basicamente se resumiu dos dejetos provenientes do barracão que não recebeu o tratamento e do barracão que recebeu o tratamento. As coletas aconteceram um dia após a aplicação do modulador biológico e antes da higienização do local.

Para a realização das coletas utilizou-se pás, baldes e recipientes de 20 L para armazenamento e transporte dos dejetos. A coleta aconteceu em vários pontos dos barracões para que assim houvesse uma homogeneização do substrato.

Após a coleta dos dejetos, foram separadas amostras de 1L de cada barracão para posterior análise em laboratório.

3.6. Condução do Experimento

Os dejetos coletados foram transportados até o município de Palotina onde foram utilizados como alimento nos biodigestores. O experimento com o biodigestor

foi conduzido no Laboratório de Saúde Suína- LABSUI na Universidade Federal do Paraná- Setor Palotina.

Para este experimento utilizou-se um delineamento experimental inteiramente casualizado em blocos ao acaso, com dois tratamentos e seis repetições. Os tratamentos foram compostos dos dejetos do barracão sem tratamento (testemunha-T1) e os dejetos do barracão com o tratamento (T2). O experimento ocorreu com doze parcelas, onde cada biodigestor representou uma parcela e este foi repetido duas vezes em função do tempo.

Os biodigestores foram alimentados com 3 litros de dejetos e 3 litros de água e posicionados de forma aleatória. Os biodigestores ficaram em funcionamento por 15 dias até atingir a fase acidogênese com temperatura controlada seguindo o estudo realizado por Mari, (2014). A composição de cada biodigestor pode ser observada na tabela 2.

Os 12 biodigestores foram enumerados de 01 a 12. Os biodigestores 2, 3, 4, 5, 6 e 8 receberam os dejetos suínos provenientes do barracão testemunha (T1), os biodigestores 1, 7, 9, 10, 11, 12 receberam os dejetos do barracão tratamento (T2).

Para o controle da temperatura, foi utilizado um aquecedor ecológico MA- 42 Super Turbo desenvolvido para o aquecimento de aviários, onde o mesmo era programado para aquecer até 36°C e quando a temperatura ultrapassa este valor o aquecedor se desligava automaticamente, e controlava a temperatura do ambiente para assim quando a temperatura esta inferior a 33°C o aparelho começa novamente o aquecimento.

Durante os 15 dias de cada batelada, o deslocamento do gasômetro foi medido com o auxílio de uma régua fixa na estrutura do gasômetro. Diariamente foi medido a temperatura máxima e mínima com o auxílio de um termômetro posicionado no ambiente onde se encontrava os biodigestores.

3.7. Análises Laboratoriais

Após os 15 dias de bateladas os biodigestores foram esvaziados e coletadas amostras de 1L de cada parcela do tratamento. As amostras foram congeladas e armazenadas para posterior análise físico-químicas.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental na Universidade Estadual do Oeste do Paraná- Campus Cascavel- Pr.

3.7.1. Análises de pH, Alcalinidade e Acidez

Para a análise de pH foi utilizado o medidor de pH digital de bancada HMMPB-210. O princípio deste método é determinar a concentração de íons hidrogênio em uma solução. (FUNASA, 2006)

As análises de Alcalinidade Total e Acidez Total utilizou-se a metodologia proposta por Silva (1977).

3.7.2. Análises de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis

Para as análises de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis utilizou-se a metodologia desenvolvida por APHA (1998) seguindo o método 2540B.

3.7.3. Análises de Fósforo e Metais

A análise de Fósforo utilizou a metodologia APHA (1998) seguindo o método 4500-PE método do ácido Ascórbico.

Para a determinação dos metais: Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cálcio (Ca), Potássio (K), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Zinco (Zn) e Cobre (Cu) utilizou-se o método de digestão nitro- perclórica descrita pela Embrapa (1999).

3.7.4. Análises de Demanda Química e Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Para a realização das análises de DQO utilizou-se a metodologia APHA (1998) de acordo com o método 5220D ou Método Colorimétrico.

A metodologia utilizada para o desenvolvimento da análise de DBO foi a de APHA (1998) pelo método 4500- OC conhecido como Método das diluições e/ou Método de Winkler.

3.7.5. Análises de Nitrogênio Kjeldahl Total

As análises de Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT) foram realizadas de acordo com a metodologia proposta por Vogel (1992). Esta técnica é considerada confiável, com rotinas bem estabelecidas e que ao longo do tempo permaneceu praticamente a mesma, com poucas modificações. (NOGUEIRA E SOUZA, 2005).

3.7. Análise Estatística

Os dados foram avaliados através de teste Tukey para comparação de médias no nível de 5% de significância. As amostras apresentam uma heterogeneidade, com controle das variáveis e existindo casualização nos tratamentos, sendo assim será aplicado Delineamento de Bloco Casualizado (DBC), uma vez que a variação ambiental entre os blocos passa a ser isolada. Foram aplicados dois tratamentos, o primeiro sem produto considera no trabalho como Testemunha e o segundo com a aplicação do modulador biológico, com seis repetições para cada tratamento, sendo distribuídas em cada bloco (tratamento) para que as amostras sejam uniformes dentro de cada bloco. Para as análises estatísticas foi utilizado o programa ASSISTAT 7.7.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados dos parâmetros e análise estatística referentes aos dados obtidos no experimento, bem como os valores calculados a partir destes serão apresentados na forma de Figuras e Tabelas.

4.1. Características Físico-químicas dos Dejetos Utilizados

O substrato utilizado em cada um dos blocos (tempo) levou em consideração a função do tempo de confinamento dos animais e a aplicação do modulador biológico. As bateladas aconteceram com 45 e 93 dias de confinamento. Devido ao tempo e ao manejo da granja os valores para as características físico-químicas dos dejetos apresentaram valores diferentes, como apresentado na tabela 2:

Tabela 2. Características Físico-Químicas dos Dejetos Utilizados no Experimento

Análise	Tratamento 1 (DS- 45 dias)	Tratamento 1 (DS- 93 dias)	Tratamento 2 (DS- 45 dias)	Tratamento 2 (DS- 93 dias)	Unidade
pH	6,52	7,1	6,31	7,68	
Alcalinidade Total	2744	29125	2108	29250	mg/L
Acidez	35688	34248	35385,6	35568	mg/L
Sólidos Totais	161,2	73,13	138,438	78,114	mg/L ⁻¹
Sólidos Fixos	25,802	15,732	20,262	17,982	mg/L ⁻¹
Sólidos Voláteis	135,398	57,398	118,176	60,132	mg/L ⁻¹
Nitrogênio K. Total	1109,5	798	875	1361	mg/L
DQO	51498	60361,8	56842,35	66748,95	mg/L
DBO	154160	17400	164000	11310	mg/L
Fósforo	19,17872	15,732	17,85008	17,1072	mg/L
Mn	0,2906	ND*	0,3283	ND*	mg/L
Fe	2,0705	0,7775	1,1782	0,8857	mg/L
Ca	2,2066	15,7446	2,0909	13,2892	mg/L
K	0,1611	0,2132	0,1348	0,233	mg/L
Mg	0,0735	0,0588	0,0525	0,0307	mg/L
Na	0,06674	0,0994	0,0579	0,1169	mg/L

Tratamento 1 – testemunha; Tratamento 2 – Modulador biológico

Orrico Junior et al. (2010) contextualiza que a composição dos dejetos suínos apresentam tais resultados pelo fato dos animais consumirem dietas formuladas para serem nutricionalmente iguais no que se refere as proteínas, energia e minerais.

Pode-se observar na tabela 3 que os dejetos suínos possuem altos teores de DBO, DQO, pH entre outros que necessitam passar por processo de redução e estabilização. Com o objetivo da redução do impacto ambiental a digestão aeróbica é eficiente para o tratamento e reciclagem dos nutrientes que estão contidos no efluente e garantem a sobrevivência e reprodução dos microrganismos presentes neste sistema anaeróbico, realizando a degradação da fração orgânica não estável até ao equilíbrio. (OLIVEIRA et al. 2011)

Observa-se que o pH manteve seus valores constante tendo pouca variação no decorrer do tempo. Este parâmetro é importante, pois valores de pH inferiores a 6,8 favorece o crescimento das bactérias acidogênicas que tem o pH ótimo entre 5,5 e 6,0 onde os ácidos voláteis continuam a ser produzidos e não são devidamente transformados em metano devido as bactérias metanogênicas exigirem um pH em torno de 6,8 a 7,2, podendo assim provocar a estagnação do processo anaeróbico (SOUZA, 1984)

4.2. Produção de Biogás

A temperatura durante o experimento se manteve estável com médias de 34,2 e 33,7 °C respectivamente por batelada, mostrando que o aquecedor utilizado foi eficiente, como pode ser observado na figura 4.

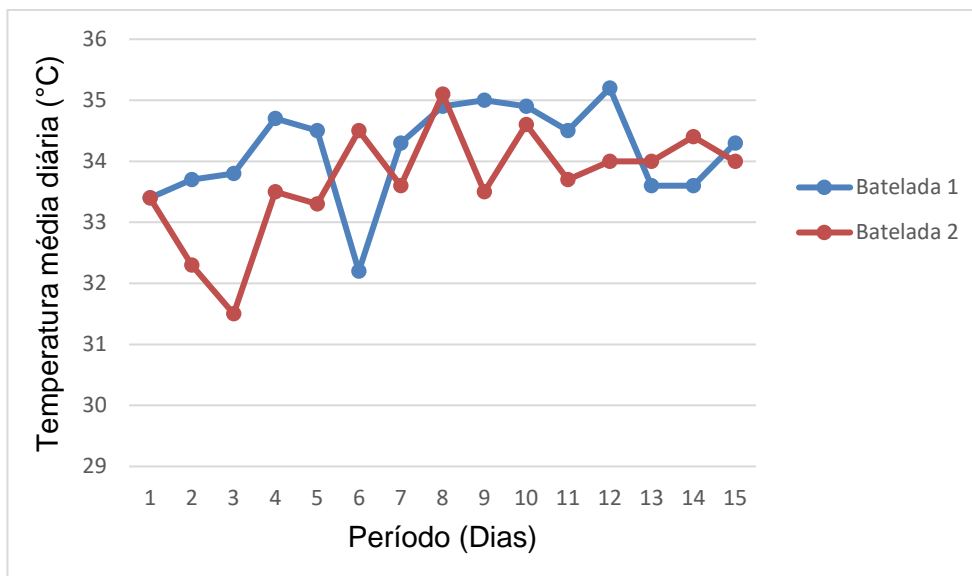


Figura 4. Temperatura Média Diária da Sala com os Biodigestores ao longo do Período das Bateladas.

Quando se utiliza temperaturas elevadas em torno de 35 a 40°C a produção de biogás acontece em menor tempo nos biodigestores, pois a biodigestão é altamente acelerada em temperaturas próximas a 35°C. Quando se tem o controle das temperaturas mais elevadas, facilita assim o tratamento dos resíduos em locais com grandes demandas, onde os biodigestores podem trabalhar com cargas e descargas de biomassa mais rápidas. (MIRANDA; AMARAL & JUNIOR, 2006)

De acordo com Souza (1984) a digestão anaeróbica se desenvolve bem na faixa mesofílica principalmente em temperaturas de 30 até 40°C. Além da faixa ideal de temperatura é importante operar sem variações significativas na temperatura.

A partir das condições realizadas para a produção de biogás, verificou-se a produção diária de cada biodigestor, como pode ser observado nas figuras 5 e 6, em que apresenta a curva temporal de produção diária de biogás das parcelas de cada tratamento, para as duas bateladas.

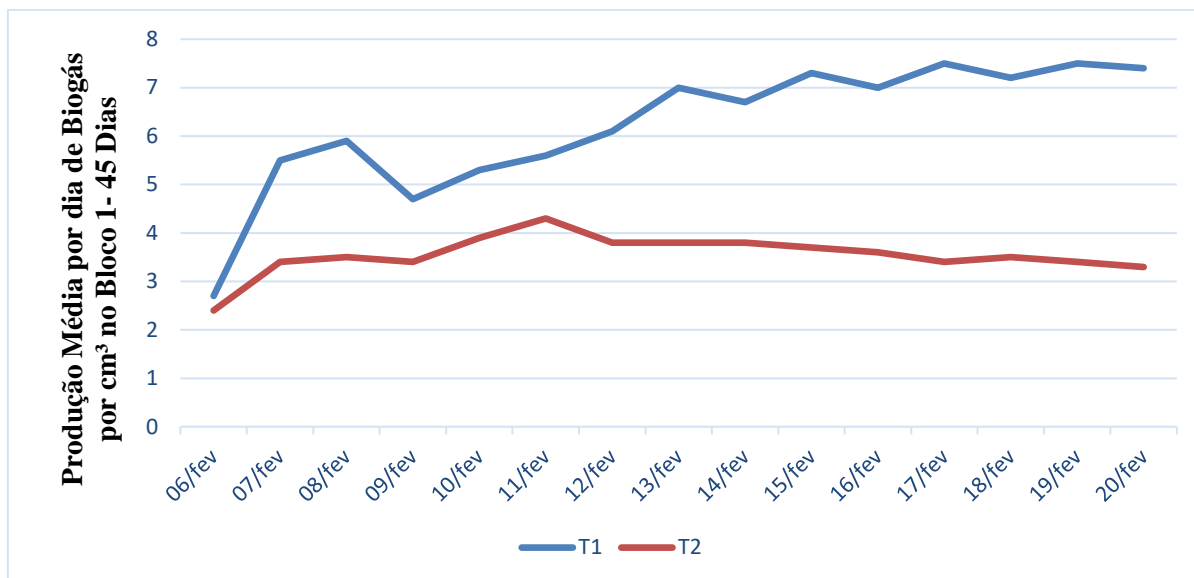


Figura 5. Curva temporal da produção de Biogás dos tratamentos na Batelada- Bloco 1 (Tempo de 45 dias).

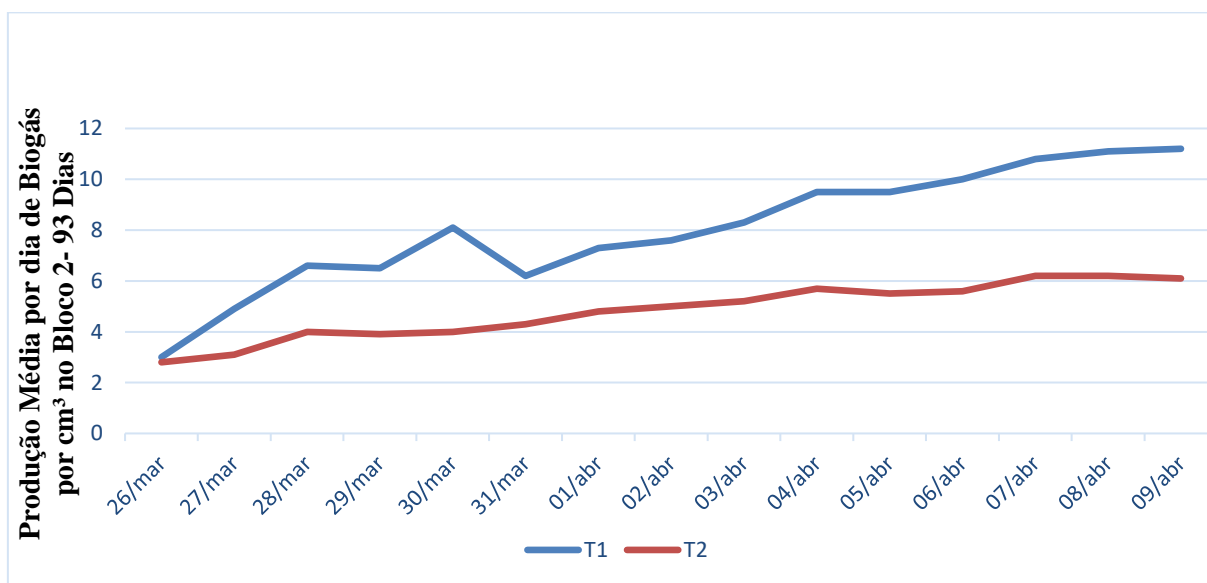


Figura 6. Curva temporal da produção de Biogás dos tratamentos no Bloco 2 (Tempo de 93 dias).

A figura 7 e tabela 3 demonstram os valores médio obtidos para cada tratamento e em cada bloco do experimento, ou seja, em 45 e 93 dias de confinamento.

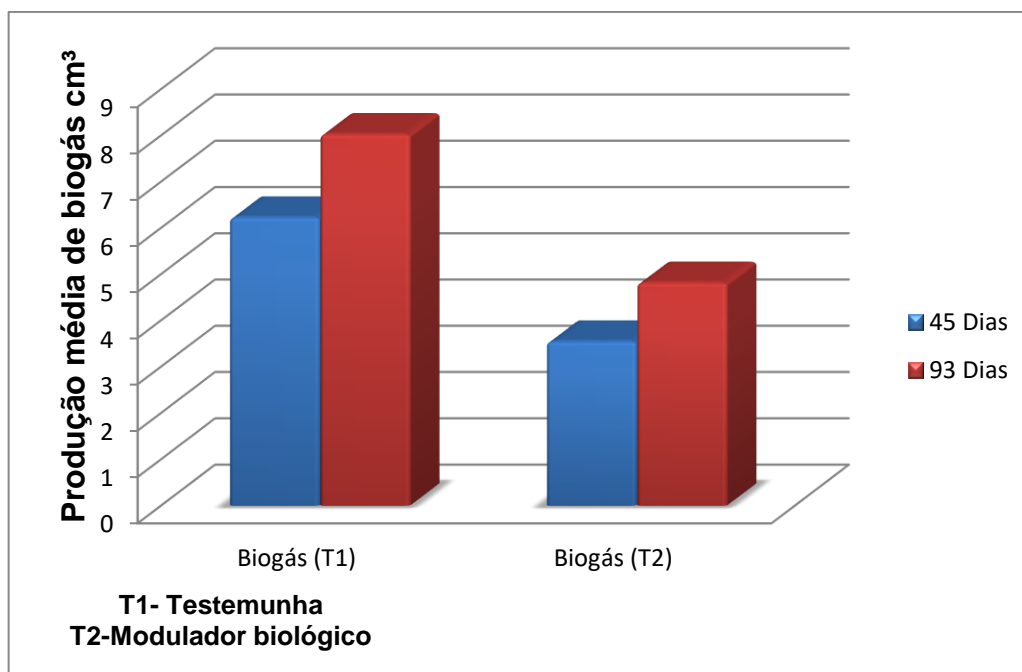


Figura 7. Médias da produção diária de Biogás produzidos a partir dos dejetos suínos com ou sem tratamento.

Tabela 3. Média da produção diária de biogás em cm³

Produção de Biogás	Média em cm ³	Desvio Padrão
Tratamento 1- Bloco 1 (45 dias)	6,23	1,33
Tratamento 2- Bloco 1 (45 dias)	3,55	0,41
Tratamento 1- Bloco 2 (93 dias)	8,04	2,38
Tratamento 2- Bloco 2 (93 dias)	4,83	1,10

Não houve diferença significativa em 5% na produção de gás entre os tratamentos, porém pode-se verificar numericamente que a produção de biogás no T2 foi inferior a produção de T1. Tal situação sugere ter ocorrido uma pequena influencia no tratamento T2 que recebeu aplicações semanais do modulador biológico que tem por finalidade diminuir a amônia do ar, concentrando maiores valores de amônia no dejetos.

Em estudos realizados por Campos et al. (2005), sobre a Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos suínos, à produção média de biogás e metano que variou entre 0,03 e 0,36 L/dia, apresentando uma produção média de 0,14 L/dia. Já Trevisan (2013), em estudos sobre Produção de biogás por

dejetos de suínos em terminação suplementados com ractopamina, alcançou uma produção de biogás entre 0,024 e 0,029 m³/kg, com um TDH de 35 dias.

Oliveira e Higarashi (2006) realizou estudos em propriedades produtoras de suínos e observou que quando se tem o manejo adequado dos dejetos suínos pode-se produzir biogás com eficiência entre 0,35 m³ a 0,60 m³ de biogás por m³ de biomassa.

A amônia pode inibir o processo de produção de biogás devido a mudanças que causa no pH para os microrganismos, além disso faz com que ocorra um aumento na necessidade de energia para seus processos metabólicos. A amônia aumenta o pH fazendo que tenha um acúmulo de ácidos graxos voláteis, que com o tempo começam a baixar o pH de novo, gerando assim uma instabilidade dentro do processo causando a inibição e produção de baixo teor de metano do gás (ANGELIDAKI et al., 1993; CHEN, CHENG E CREAMER, 2008).

4.3. pH, Alcalinidade Total e Acidez

Para os parâmetros analisados em laboratório com o substrato após a saída dos biodigestores, os valores de pH e Alcalinidade Total dos dois tratamentos não apresentaram diferença significativa. Para a Acidez estatisticamente foi encontrado diferença significativa em função dos blocos que representam o tempo de confinamento dos animais. Os valores das médias dos tratamentos podem ser observados na tabela 4 a seguir.

Tabela 4. Valores Médios para os Parâmetros de pH, Alcalinidade Total e Acidez do dejetos.

	pH		Alcalinidade Total (mg/L)		Acidez (mg/L)	
Tratamento 1	5,765 (45 dias)	6,333 (93 dias)	27047,5 (45 dias)	26784,17 (93 dias)	40967 (45 dias)	38051 (93 dias)
Tratamento 2	5,906 (45 dias)	6,60 (93 dias)	26842,5 (45 dias)	26953,33 (93 dias)	39901 (45 dias)	38694 (93 dias)

Nota: Tratamento 1- Tratamento Testemunha; Tratamento 2- Tratamento com biorremediador.

Os valores de pH apresentaram valores inferiores a 7,5 que de acordo com Oliver (2008) é a faixa ideal para aplicar no solo pois o mesmo funciona como corretivo de acidez, liberando o fósforo e outros nutrientes.

Segundo Duda & Oliveira (2009) os valores de pH do efluente deve ser inferior aos do afluente, para determinar a eficiência da capacidade de tamponamento nos biodigestores.

Segundo Veloso (2014) a alcalinidade tende a apresentar um comportamento de aumentar do afluente para o efluente, tais valores encontram-se próximos aos valores encontrados no presente trabalho.

Segundo o mesmo autor e Santos & Oliveira (2011), este parâmetro evidencia que houve geração de alcalinidade e consumo equilibrado de ácidos graxos voláteis, ou seja, da acidez total, garantindo a estabilidade e o tamponamento do processo.

4.4. Sólidos Totais e Sólidos Voláteis

Os valores médios de Sólidos Totais e Voláteis do biofertilizante após saída de cada biodigestor pode ser observado na figura 8 não apresentaram diferença significativa a 5% estatisticamente.

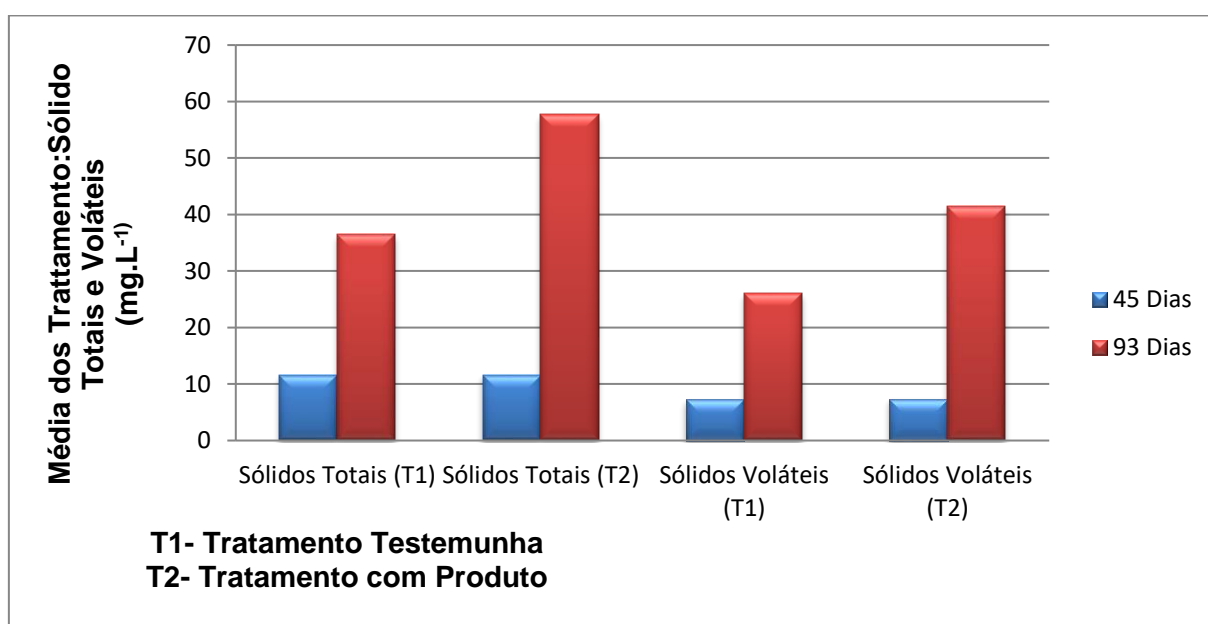


Figura 8. Médias dos Sólidos Totais e Voláteis

A redução de sólidos pelo tratamento biológico consiste na estabilização da matéria orgânica, através da oxidação biológica (MEDRI, 1997). Para comprovar a eficiência da biodegradabilidade da matéria orgânica, foram realizadas determinações da eficiência de remoção dos Sólidos Totais que podem ser observados na tabela 5 e dos Sólidos Voláteis na tabela 6.

Tabela 5. Média dos Tratamentos na Redução de Sólidos Totais.

Sólidos Totais	Média de Remoção %	Desvio Padrão
Tratamento 1- Bloco 1 (45 dias)	92,67	1,58
Tratamento 2- Bloco 1 (45 dias)	91,60	1,98
Tratamento 1- Bloco 2 (93 dias)	50,16	8,58
Tratamento 2- Bloco 2 (93 dias)	26,12	7,12

Tabela 6. Média dos Tratamentos na Redução de Sólidos Voláteis.

Sólidos Voláteis	Média de Remoção %	Desvio Padrão
Tratamento 1- Bloco 1 (45 dias)	37,38	8,91
Tratamento 2- Bloco 1 (45 dias)	93,77	1,81
Tratamento 1- Bloco 2 (93 dias)	54,62	8,80
Tratamento 2- Bloco 2 (93 dias)	30,99	6,89

Observa-se na tabela 5, eficiências acima de 90% da remoção de cargas de sólidos ocorreram na 1º Batelada do experimento com 45 dias de confinamento. Na tabela 6 pode-se verificar que os valores tanto para a 1º quanto para a 2º Bloco (tempo) as eficiências de remoção foram próximas. Com exceção no Tratamento 2 no Bloco 1 (45 dias), que pode-se maior eficiência na redução de sólidos voláteis. Sugere-se que houve uma maior eficiência no início da aplicação do modulador biológico e no decorrer do experimento ocorreu uma estabilização do produto no meio.

Os resultados encontrados de ST e SV neste trabalho são semelhantes aos valores encontrados em diversos trabalhos, como os realizados por CAMPOS et al. 2004; DUDA & OLIVEIRA 2009; VELOSO, 2014.

A remoção dos sólidos durante o tratamento ocorre através do processo de estabilização da matéria orgânica, que determina como produto um material hidrolisado, através da oxidação biológica. Para que este processo ocorra com sucesso a temperatura é um fator importante para a redução deste parâmetro (MEDRI, 1997).

4.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os valores de remoção de DBO está apresentada na tabela 7, e demonstram que o processo de digestão anaeróbica é eficiente para a estabilização dos dejetos suínos para ambos os tratamentos e também para o tempo de confinamento dos animais, pois são capazes de reduzir o poder poluente em até 99% de carga.

Tabela 7. Média dos Tratamentos na Redução de DBO.

DBO	Média de Remoção %	Desvio Padrão
Tratamento 1- Bloco 1 (45 dias)	99,45	0,48
Tratamento 2- Bloco 1 (45 dias)	99,52	0,39
Tratamento 1- Bloco 2 (93 dias)	88,88	0,59
Tratamento 2- Bloco 2 (93 dias)	83,40	1,71

Quando se compara o tratamento do resíduo em biodigestores apresentam maior eficiência do que em lagoas aeradas. No estudo realizado por Araujo (2007) foi obtido uma variação média entre 68 a 83% de rem, já no presente trabalho foi alcançado uma variação entre 98 a 99%.

Nascimento & Rodrigues (2012) observou que o tratamento dos dejetos suínos em biodigestores obteve uma redução da carga orgânica em 84%, porém estes resultados podem atingir até 96%, quando auxiliados por agentes de biorremediação.

Para as médias de DBO nos tratamentos e nos blocos não houve diferença significativa, porém pode-se observar na figura 9 valores médios maiores quando os dejetos utilizados nos biodigestores foram coletados com 93 dias de confinamento.

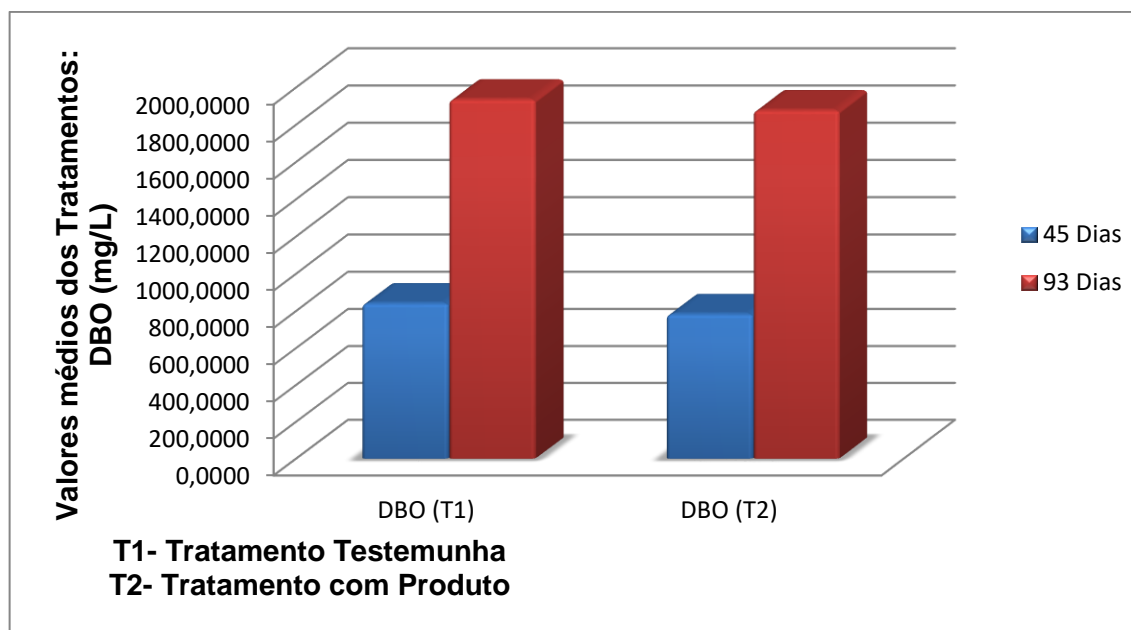


Figura 9. Valores Médios de DBO nos Tratamentos.

Quando observa-se os valores de redução de DQO verifica-se que o processo anaeróbico reduz em média menos de 50% dos seus valores iniciais como pode ser observado na tabela 8.

Tabela 8. Média dos Tratamentos na Redução de DQO.

DQO	Média de Remoção %	Desvio Padrão
Tratamento 1- Bloco 1 (45 dias)	40,75	7,6
Tratamento 2- Bloco 1 (45 dias)	45,33	6,0
Tratamento 1- Bloco 2 (93 dias)	27,64	8,3
Tratamento 2- Bloco 2 (93 dias)	22,07	2,5

Os valores obtidos de DQO são importantes pois servem como parâmetro de monitoramento nos diferentes sistemas para o tratamento dos dejetos suínos, pois a DQO indica a concentração de matéria orgânica carbonácea presente nos dejetos e a sua eficiência na estabilização da matéria orgânica durante o processo. Os valores de DQO estão diretamente relacionados com os resultados obtidos de Sólidos Totais, indicando que quanto maior o teor de matéria seca nos dejetos, maior será a concentração de matéria orgânica (ANGONESE et al., 2006).

Para a DQO houve apenas diferença significativa de 5% para a interação de médias de tratamentos e blocos como podemos observar a tabela 9, onde no bloco de 93 dias os valores de DQO foram maiores.

Tabela 9. Valores Médios de DQO nos Tratamentos.

DQO (mg/L)		
Tratamento 1	30511,650 aB (45 Dias)	43677,000 bA (93 Dias)
Tratamento 2	31076,500 aB (45 Dias)	52019,400 aA (93 Dias)

Sousa et al., (2014) em seu estudo observou uma menor biodegradabilidade da matéria orgânica durante diferentes fases dos animais. Justificando assim os maiores valores encontrados no período de 93 dias de confinamento.

4.6. Nitrogênio Kjeldahl Total e Fósforo

Seguindo os parâmetros de DBO e DQO os valores de redução de carga para o Nitrogênio K. Total também foram maiores reduzindo em média 96% em ambos os tratamentos no primeiro bloco de 45 dias de confinamento, no bloco 2 com 93 dias os valores de redução caíram quase 50% como pode ser na tabela 10.

Tabela 10. Média dos Tratamentos na Redução de Nitrogênio K. Total.

Nitrogênio Kjeldahl Total	Média de Remoção %	Desvio Padrão
Tratamento 1- Bloco 1 (45 dias)	96,54	0,52
Tratamento 2- Bloco 1 (45 dias)	96,10	0,42
Tratamento 1- Bloco 2 (93 dias)	52,17	2,65
Tratamento 2- Bloco 2 (93 dias)	65,09	4,64

Na figura 10 pode ser observado os valores médios da produção de Nitrogênio durante todas as etapas do experimento. Para os valores médios de Nitrogênio Total nos tratamentos não houve diferença significativa, porém observa-se que a quantidade de Nitrogênio aumentou durante o tempo, este resultado foi

semelhante aos estudos realizados por Pecoraro (2015) que observou o mesmo fenômeno.

Pode-se verificar também maiores valores de nitrogênio no T2 no bloco 2 (Tempo de 93 dias). Isso ocorreu devido a aplicação do modulador biológico que ao longo do tempo concentrou maiores valores de amônia possivelmente na forma de Nitrogênio Amoniacal elevando assim os valores do Nitrogênio Total que é a soma do Nitrogênio Orgânico e Nitrogênio Amoniacal.

Maiores quantidades de nitrogênio se encontra na forma amoniacal, que começa a ser liberada a partir do momento em que começa a ocorrer a degradação da matéria orgânica. A volatilização de amônia influencia na eficiência de remoção de nitrogênio (SANTOS & ALIVEIRA, 2011; VELOSO, 2014).

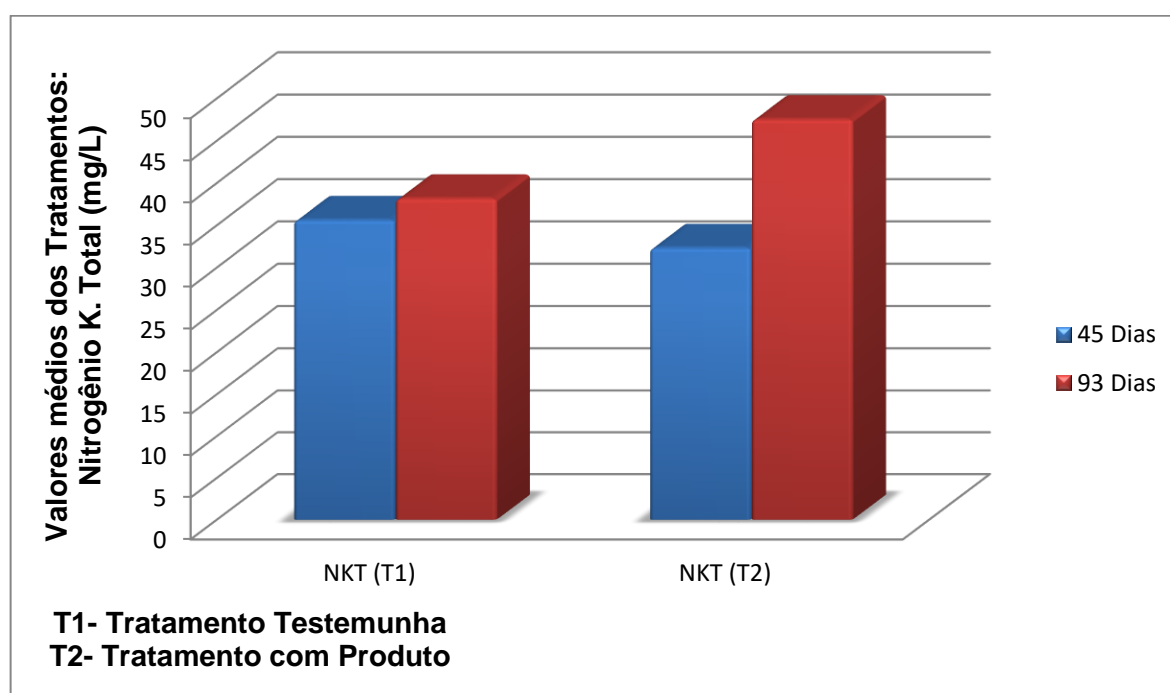


Figura 10. Valores Médios dos Tratamentos para Nitrogênio K. Total

Para a análise estatística do Fósforo demonstrou diferença significativa de 5% em função do bloco tempo, como pode ser observado na tabela 11 o biofertilizante resultante dos dejetos suínos com 93 dias de confinamento obteve valores menores de fósforo quando comparados com o biofertilizante de 45 dias de confinamento.

Essa mudança nos valores de fósforo ocorreu possivelmente devido a mudança no manejo dos barracões e a alimentação dos animais mais nutritivas no estágio final.

Tabela 11. Valores médios de Fósforo nos Tratamentos

	Fósforo (mg/L)	
Tratamento 1	42,1857 (45 Dias)	2,6652 (93 Dias)
Tratamento 2	46,8405 (45 Dias)	5,8827 (93 Dias)

Os valores médios encontrados corroboram nos estudos de Henn (2005) e Daniel (2015). O efluente que passa pelo processo de digestão anaeróbica é estabilizado e melhora a qualidade dos componentes químicos presentes no efluente, visando a reutilização do mesmo como biofertilizante em culturas (DANIEL, 2015).

O conhecimento das concentrações de fósforo total dos efluentes após a digestão anaeróbica é importante para determinar o correto manejo dos mesmos, tanto para a valorização agrônômica como o potencial de poluição (DANIEL, 2015).

4.7. Micronutrientes

Os micronutrientes avaliados do biofertilizante foram Cu, Fe, Mn e Zn. Os valores de Cu e Fe apresentaram diferença significativa de 5% na interação de tratamento e bloco, os demais não apresentaram diferença significativa, como pode ser observado na tabela 12.

Tabela 12. Valores Médios dos Micronutrientes nos Tratamentos

Tratamento 1			
Cobre (Cu) (mg/L)	Ferro (Fe) (mg/L)	Manganês (Mn) (mg/L)	Zinco (Zn) (mg/L)
2,6664 aA (B1)	5,735 aA (B1)	1,8556 (B1)	2,0895 (B1)
1,3411 bA(B2)	2,2987 bB (B2)	0,6596(B2)	1,2831(B2)
Tratamento 2			
Cobre (Cu) (mg/L)	Ferro (Fe) (mg/L)	Manganês (Mn) (mg/L)	Zinco (Zn) (mg/L)
1,7751 aB (B1)	4,1081aA (B1)	2,1447 (B1)	1,5573 (B1)
3,6732 aA (B2)	5,1785 aA (B2)	1,5135(B2)	2,2166(B2)

Nota: B1- Bloco 1 (45 dias); B2- Bloco 2 (93 dias). Tratamento 1- Testemunha; Tratamento 2- Com Produto.

Seguindo os parâmetros do Fósforo, Cobre e Ferro possivelmente sofreram mudanças devido a alimentação dos suínos no estágio final seja mais nutritiva para obterem maiores conversões alimentares.

Os valores encontrados são próximos aos verificados por Nascimento & Rodrigues (2012), onde as concentrações em geral foram baixas para todos os micronutrientes avaliados.

Durante o processo de digestão anaeróbica é comum uma redução da fração orgânica maior do que dos elementos inorgânicos (microminerais). Grandes reduções nos micronutrientes tornariam o biofertilizante menos concentrado o que não é desejável para a sua utilização no solo (NASCIMENTO & RODRIGUES, 2012).

4.8. Macronutrientes

Os macronutrientes avaliados do biofertilizante foram K, Ca, Mg e Na. Apenas os valores de K apresentaram diferença significativa de 5% na interação bloco, os demais não apresentaram, como pode ser observado na tabela 13.

Tabela 13. Valores Médios para os Macronutrientes nos Tratamentos

Tratamento 1			
Potássio (K) (mg/L)	Cálcio (Ca) (mg/L)	Magnésio (Mg) (mg/L)	Sódio (Na) (mg/L)
0,9144 (B1)	22,5392 (B1)	0,3861 (B1)	1,715 (B1)
0,9833 (B2)	0,872 (B2)	0,475 (B2)	0,6233 (B2)
Tratamento 2			
Potássio (K) (mg/L)	Cálcio (Ca) (mg/L)	Magnésio (Mg) (mg/L)	Sódio (Na) (mg/L)
1,1095 (B1)	16,6331 (B1)	0,4493 (B1)	0,6617 (B1)
1,3191 (B2)	1,8693 (B2)	0,417 (B2)	0,8259 (B2)

Nota: B1- Bloco 1 (45 dias); B2- Bloco 2 (93 dias). Tratamento 1- Testemunha; Tratamento 2- Com Produto.

Angonese (2006) contextualizou que mesmo que os resíduos passem por tratamentos para a redução do seu poder poluente, esses resíduos continuam a possuir elevada carga orgânica e elevados valores dos macronutrientes se tornando impróprio para serem lançados em corpos d'água receptores. O destino ideal após o tratamento anaeróbico é a reutilização em um sistema de agricultura sustentável, transformando os resíduos em excelente material fertilizante.

Os resultados dos macronutrientes não apresentam grandes variações do afluente para o efluente, apenas uma pequena redução corroborando com o trabalho de Daniel (2015). Estes resultados podem estar correlacionados com o processo de digestão anaeróbica e os componentes químicos, podendo estes estarem na forma complexa, sedimentados, oxidados ou interagindo com outras substâncias, sendo assim necessário o aprofundamento em estudos específicos do perfil destes elementos (DANIEL, 2015).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Observa-se que a aplicação do modulador biológico no Tratamento T2 não influenciou no equilíbrio ecológico dos microrganismos durante o processo de tratamento dos dejetos suínos;
- Verifica-se que a presença do modulador biológico nos dejetos resultou em menores valores na produção de biogás;
- Ocorreu maiores concentrações de Nitrogênio, Potássio e Cobre no biofertilizante do tratamento T2, porém não houve grandes variações em outros parâmetros em relação aos estudos recentes;
- Observa-se assim, que diante do presente trabalho um indicativo dos benefícios da utilização do modulador biológico aplicado nos sistemas de confinamento dos suínos, não ocorrendo alterações significativas nas etapas seguintes;
- Sugere-se que novos estudos devem ser realizados no sentido de avaliar os efeitos do modulador biológico em diferentes concentrações e maiores períodos de tempo.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABPA- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. Relatório anual 2016. São Paulo. P. 136. 2016

ACTON, D.W. & BARKER, J.F. In situ biodegradation potential of aromatic hydrocarbons in anaerobic groundwaters. *J. Contam. Hydrol.*, 9:325-352, 1992.

AELION, C.M. & BRADLEY, P.M. Aerobic biodegradation potential of subsurface microorganisms from a jet fuel-contaminated aquifer. *Appl. Environ. Microbiol.*, 57:57-63, 1991.

ALEXANDER, B., F. M.; CAMARGO, F. A. O.; OKEKE, B. Bioremediation of soil contaminated by diesel oil, *Brazilian Journal of Microbiology*, v.34 (Supl.1), p. 65-68, 1994.

ALEXANDER, M. *Introduction to Soil Microbiology*. 2nded. New York, John Wiley, 1977. p.423-437.

AELION, C.M. & BRADLEY, P.M. Aerobic biodegradation potential of subsurface microorganisms from a jet fuel-contaminated aquifer. *Appl. Environ. Microbiol.*, 57:57-63, 1991.

ALLARD, A. S., NEILSON, A. H. Bioremediation of organic wastes sites: a critical review of microbiological aspects. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v.39, n.4, p.253-285, 1997.

ALVES, I. R. F. S. Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos. Dissertação Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Mestrado em Engenharia Civil. 134p. 2008

AMARAL A. C., KUNZ A., STEINMETZ R. L. R., CANTELLI F., SCUSSIATO L. A., JUSTI K. C. Swine effluent treatment using anaerobic digestion at different loading rates. *Engenharia Agrícola*, v.34, n.3, p.567–576. 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION- APHA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20 ed. Washington, DC: APHA, 1998.

ANDRADE, J. A.; AUGUSTO F. e JARDIM, I. F. Biorremediação de solos contaminados por Petróleo e seus derivados. *Eclética Química*, Campinas, v.35, n. 3, p.17-43, 2010.

ANDRADE, H. O., PINHEIRO, G. D., PEREIRA, A. I. S., FERREIRA, J. C. S., BORGES, M. V. F. Aspectos teóricos na produção de biogás e biofertilizante pelo

mecanismo de biodigestão e geração de energia elétrica limpa através de um gerador específico. In: CONNEPI- Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação, Palmas, Tocantins, 2012.

ANGELIDAKI, I.; ELLEGAARD, L.; AHRING, B.K. A mathematical model for dynamic simulation of anaerobic digestion of complex substrates: focusing on ammonia inhibition. *Biotechnology Bioenergy*. n. 42, 1993.

ANGONESE, A. R., CAMPOS, A. T., PALACIO, S. M., SZYMANSKI, N. Avaliação da Eficiência de um Biodigestor Tubular na Redução da Carga Orgânica e Produção de Biogás a partir de Dejetos de Suínos. In: AGRENER GD - Encontro de Energia no Meio Rural e Geração Distribuída, n 6, 2006, Campinas.

AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio aplicado a análise de efluentes anaeróbios. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, p. 295-394, 2006.

ARAUJO, I.S.; Avaliação de lagoas facultativas aerada e de maturação, em escala real, como etapas secundárias e terciárias de sistema de tratamento de dejetos suínos. Tese Doutorado – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis, 2007.

AVACI, A. B., SOUZA, S. N. M., CHAVES, L. I., NOGUEIRA, C.,E. C., NIEDZIALKOSKI, R. K., SECCO, D. Avaliação Econômico-Financeira da Microgeração de Energia Elétrica Proveniente de Biogás da Suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.17, n.4, p.456–462. 2013.

AZEVEDO, K. D. Avaliação do tratamento de dejetos suínos em biodigestor submetidos a diferentes substâncias inibidoras. Trabalho de Conclusão de Curso. Tecnologia em Biotecnologia. Universidade Federal do Paraná. Palotina. 51p. 2013

BARBOSA, A. S., MEDEIROS, M. B. Potencial de ação elicitora dos biofertilizantes na indução de resistência sistêmica vegetal. *Revista Brasileira de Agroecologia*. v.2. n.2. p. 1453- 1457. 2007

BATISTA, R. O., MARTINEZ, M. A., PAIVA, H. N., BATISTA, R. O., CECON, P. R. O Efeito da Água Residuária da Suinocultura no Desenvolvimento e Qualidade de Mudanças de *Eucalyptus urophylla* Produzidas em Substrato de resíduos sólidos Urbanos. *Revista Ambiente e Água*, v.8, n.2, p. 180-191. 2013

BELLI FILHO, P., CASTILHOS, A. B. J., COSTA R. H. R., Soares, S.R., Perdomo, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.5, p.166–170. 2001.

BENTO, 2003 - BENTO, F. M.; CAMARGO, F. A. O.; OKEKE, B. Bioremediation of soil contaminated by diesel oil, *Brazilian Journal of Microbiology*, v.34 (Supl.1), p. 65-68, 2003.

BÓCOLI, M. E., MANTOVANI, J. R., MIRANDA, J. M., MARQUES, D. J., SILVA, A. B. Soil chemical properties and maize yield under application of pig slurry biofertilizer. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.20. n. 1. P.42-48. 2016

BOOPATHY, R. Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology*, v.74, p.63-67, 2000.

BUDZIANOWSKI WM, POSTAWA K. Renewable energy from biogas with reduced carbon dioxide footprint: Implications of applying different plant configurations and operating pressures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (2016), <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.05.076i>

CAMPOS, C. M. M., MOCHIZUKI, E. T., DAMASCENO, L. H. S., BOTELHO, C. G. Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. *Ciência e Agrotecnologia*. v.29, n.4, p.848–856. 2005.

CAMPOS, C. M. M., CARMO, F. R., BOTELHO, C. G., COSTA, C. C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. *Ciência Agrote.*, v. 30, n. 1, p. 140-147. 2006

CAMPOS, G. Gestão de resíduos na suinocultura do Distrito Federal sob a ótica da produção mais limpa. Dissertação. Mestrado de Agronegócios. Universidade de Brasília. Brasília. 141p. 2014.

CARDOSO, B. F., OYAMADA, G. C., SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso dos dejetos suínos no Brasil. *Desenvolvimento em Questão*, v.13, n.32, p.127–145. 2015.

CASTANHO, D., S.; ARRUDA, H., J. Biodigestores. VI Semana de Tecnologia em Alimentos. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, Paraná, Brasil, 2008.

CARVALHO, B. V., ANGELITA, P. M., SOTO, F. R. M. Avaliação de sistemas de gestão ambiental em granjas de suínos. *Revista Ambiente & Água*. v. 10. n.1.p.164- 171. 2015

CHELME- AYALA M. G. P. EL- DIN, R. SMITH, K. R. CODE, J. LEONARD. Advanced Treatment of liquid swine manure using physico-chemical treatment. *Journal of Hazardous Materials*; v.186, p.1632-1638. 2011.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. *Bioresource Technology*, v. 99, p.4044-4064, 2008.

CHENG, J., XU, J., HUANG, Y., LI, Y., ZHOU, J., CEN, K. Growth optimisation of microalga mutant at high CO₂ concentration to purify undiluted anaerobic digestion effluent of swine manure. *Bioresour Technol* v.177, p.240–246. 2015

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2 Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007.

CETESB: COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Manual de gerenciamento de áreas contaminadas. Capítulo X – Investigação para Biorremediação, 2004. 77p.

CONAB- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. *Perspectivas para a agropecuária*. Companhia Nacional de Abastecimento. v.3. Brasília, Conab, 2015

DANIEL, T. R. Avaliação dos afluentes e efluentes em sistemas de biodigestores em escala real para a produção de biogás e biofertilizante a partir de dejetos da pecuária leiteira. Dissertação Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora. Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados. 63p. 2015

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M.; TAVARES, R; SANTOS, C. Biodigestores rurais: modelos indiano, chinês e batelada. 2002. Disponível em <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Biodigestores_000g76qdzev02wx5ok0wtedt3spdi71p.pdf> Acesso em: 20 jun. 2016

DEUBLEIN, D., Steinhäuser, A. *Biogas from Waste and Renewable Resources: an introduction*. 2º ed. Weinheim: Wiley-Vch, 2011.

DIESEL, R., MIRANDA, C. R., PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. *Boletim Informativo de Pesquisa- Embrapa Suínos e Aves e Extensão- EMATER/RS*. n.14. v.10. 30p. 2002

DUDA, R. M., OLIVEIRA, R. A. Reatores anaeróbicos operados em batelada sequencial, seguidos de lagoas de polimento, para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. Parte I: Produção de metano e remoção de DQO e de sólidos suspensos. Eng. Agric. V.29, p.122-134. 2009

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa Solos/Embrapa Informática Agropecuária/ Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.

Espíndola, C. J. Mudança Técnica na Cadeia Mercantil de Carne Suína no Brasil. CaderNAU- Cad Do Núcleo Análises Urbanas v.5 p. 1–13. 2012.

EPA: ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, UNITED STATES. A Citizen's Guide to Chemical Oxidation. EPA 542-F-01-013, 2001a

FEIDEN, A. Tratamento de águas residuárias de indústria de fécula de mandioca através de biodigestor anaeróbio com separação de fases em escala piloto. Tese. Doutorado em Agronomia. Universidade Estadual Paulista. Botucatu. 90p. 2001

FERREIRA, J. C. B., SILVA, J. N., Biodigestor: aplicações e potencialidades. Um estudo de caso do IFMG campus Bambuí. In: Semana de Ciência e Tecnologia do IFMG campus Bambuí, 2. Jornada Científica, 2. Bambuí, 2009.

FILHO, I., O., S. Avaliação da Toxicidade e Remoção de Matéria Orgânica de Efluente de Biodigestor de Resíduos Sólidos Orgânicos Tratado em Wetlands. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Pós- Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Caruaru, 2014.

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

FUKAYAMA, E., H. Características Quantitativas e Qualitativas da Cama de Frango Sob Diferentes Reutilizações: Efeitos na Produção de Biogás e Biofertilizante. Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual Paulista. Pós- Graduação em Zootecnia. Jaboticabal, 2008

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE- FUNASA. Manual prático de análise de água. 2º ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde. 146p. 2006

GARNIER, P.M.; AURIA, R.; AUGUR, C. & REVAH, S. Metabolic degradation of methyl tert-butyl ether by a soil consortium: effect of components present in gasoline. *J. Gen. Appl. Microbiol.*, 46:79-84, 2000.

GAYLARDE, C. C., BELLINASSO, M, L., MANFIO, G. P. Aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticas. *Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento*. n. 34. p.36-43. 2005.

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

GUJER, W.; ZEHNDER, A.J.B. Conversion process in anaerobic digestion. *Water Science and Technology*. Oxford, v. 15, n.º 8, p. 127-167, 1983.

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.

HENZE, M.; HARRAMOËS, P. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactor. *Water Science and Technology*. Great Britain, IAWQ, v. 15, n.º 1, p. 12-16, 1983.

HOHLFELD, J., SASSE, L. Production and utilization of biogas in rural areas of industrialized and developing countries. Publi. by Dt. Ges. für Techn. Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Transl. by James und Gisela Lorenz. Federal Republic of Germany. 1986.

HUANG, H., HE, L., LEI, Z., ZHANG, Z. Contribution of precipitates formed in fermentation liquor to the enhanced biogasification of ammonia- rich swine manure by wheat- rice- stone addition. *Bioresource Technology*. n. 175. p. 486-473. 2015

HUANG, H., ZHANG, P., ZHANF, Z., LUI, J., XIAO, J., GAO, F. Simultaneous removal of ammonia nitrogen and recovery of phosphate from swine wastewater by struvite electrochemical precipitation and recycling technology. *Journal of Cleaner Production*. n. 127. p. 302- 310. 2016

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRA DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Estatística da Produção Pecuária. P.76. 2016

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. Médias históricas em estações do IAPAR: Palotina. 2011.

http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias_Historicas/Palotina.htm
Acesso em 29 de junho de 2016

JORGE, L., H., A.; OMENA, E. Biodigestor. Dossiê Técnico. SENAI/ AM-Escola SENAI Antônio Simões. Março, 2012.

OLIVER, A. P. M. Manual de Treinamento em Biodigestão. Instituto de Estudos Del Hambre. 2008 Disponível em <http://www.ieham.org/html/docs/Manual_Biodigestao.pdf> Acesso em: 20 jun. 2016.

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

KHANAL, S. K. Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and applications. 1º Edição. Iowa. Editorial office. 32 p. 2008

KISPERGHER, E. M. Digestão anaeróbia de efluentes da indústria de alimentos. Dissertação. Mestrado em Engenharia de Alimentos. Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 99p. 2013

KONZEN, E. A. Viabilidade ambiental e econômica de dejetos de suínos. 1º Edição. Sete Lagoas- MG. Embrapa Milho e Sorgo. 27p. 2006

KUNZ, A., HIGARASHI, M. M., OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. Cadernos de Ciência & Tecnologia. v. 22. n. 3. p. 651-665. 2005

KUNZ A., MIELE M., STEINMETZ R. L. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. Bioresour Technol, v.100, n.22, p.5485–5489. 2009.

KUNZ, A., STEINMETZ, R. L., BORTOLI, M. Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, n.11, p.1220–1225. 2010.

LIU, T., SUNG, S., Ammonia inhibition on thermophilic acetoclastic methanogens. Water Science Technology. n.45, 2002.

MARI. G. A. Digestão anaeróbia de dejetos suínos na presença de produtos de limpeza e desinfecção na fase acidogênica. Dissertação. Mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel- PR. 61p. 2014

MAPA- MINISTERIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Projeções do agronegócio, Brasil 2014/15 a 2024/25, projeções de longo prazo. 6ª edição. Brasília. p. 133. 2015

MEDRI, W. Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos. Tese Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina. Pós- Graduação em Engenharia de Produção. 230 p. 1997

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

MIRANDA, A. P., AMARAL, L. A., JORGE, L. J. Influência da Temperatura na Biodigestão Anaeróbica de Dejetos de Bovinos e Suínos. X Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e VI Encontro Latino Americano de Pós-Graduação- Universidade do Vale do Paraíba. p. 2928-2931. 2006

NANO, G.; BORRONI, A. & ROTA, R. Combined slurry and solid phase bioremediations of diesel contaminated soil. J. Hazard. Mater., B100:79-94, 2003.

NASCIMENTO, R. C. O uso do biofertilizante em solos agrícolas do cerrado da região do Alto Paranaíba (MG). Boletim Goiano de Geografia. v.30. n.2. p.55-66. 2010

NASCIMENTO, R. C., RODRIGUES, G. S. S. C. Impactos ambientais da suinocultura no município de Uberlândia (MG): possibilidades de sua mitigação por meio do uso de biodigestores. Caminhos de Geografia, v. 13, p. 230-243. 2012

NOGUEIRA, A. R. A.; SOUZA, G. B. Manual de laboratórios: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos. São Paulo: Embrapa Pecuária Sudeste. 313 p. 2005.

NRC: NATIONAL RESEARCH COUNCIL. In Situ Bioremediation: When Does It Work? Washington, DC, National Academy Press, 1993.

NUNES, M. L. A., MIRANDA, K. O. S. Alternativas para a redução da emissão de gases de efeito estufa pela suinocultura. Revista Thesis. n.19. p.48-62. 2013

OLIVER, A. P. M. Manual de Treinamento em Biodigestão. Instituto de Estudos Del Hambre. Disponível em <http://www.ieham.org/html/docs/Manual_Biodigestao.pdf> Acesso em: 26 de junho de 2016.

OLIVEIRA, P. A. V., HIGARASHI, M. M. Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos. 1º Edição. Concórdia, SC. Embrapa suínos e aves. 42p. 2006

OLIVEIRA, S. V. W. B., LEONETI, A. B., CALDO, G. M. M., OLIVEIRA, M. M. B. Generation of bioenergy and biofertilizer on a sustainable rural property. *Biomass and Bioenergy*. n. 35. P. 2608- 2618. 2011

OLIVEIRA, A. B. M., ORRICO, A. C. A., ORRICO JÚNIOR, M. A. P., SUNADA, N. S., CENTURION, S. R. Biodigestão anaeróbica de efluente de abatedouro avícola. *Revista Ceres*, v. 58, n.6, p, 690-700. 2011

ORRICO JÚNIOR, M. A. P., ORRICO, A. C. A., JÚNIOR, J. L. Avaliação de parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos alimentados com dietas à base de milho e sorgo. *Engenharia Agrícola*, v. 30, n.4, p. 600-607. 2010

ORRICO JÚNIOR, M. A. P., ORRICO, A. C. A., JÚNIOR, J. L. Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido. *Revista de Engenharia Agrícola*. v.31. n.2. p.399-410. 2011

PANDORFI, H., ALMEIDA, G. L. P., GUISELINI, C. Zootecnia de precisão: princípios básicos e atualidade na suinocultura. *Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal*. v.13. n.2. p.558-568. 2012

PERDOMO, C. C., LIMA, G. J. M. M., NONES, K. Produção de Suínos e Meio Ambiente. Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura. 9. Gramado, RS. 2001

PECORARO, C. A. Contribuição da produção confinada de suínos na emissão de amônia e gases de efeito estufa mediante avaliação das metodologias contínua e simplificada. Dissertação. Mestrado em Ciências. Piracicaba. 171p. 2015

PEREIRA, E. R.; DEMARCHI, J. J. A. A.; BUDIÑO, F. E. L. Biodigestores- Tecnologia para o manejo de efluentes da pecuária. 2009. Disponível em: <<http://www.iz.sp.gov.br/pdfs/1255981651.pdf>> Acesso em 21 jun. 2016.

PINTO, L. P., CABRAL, A. C., SCHNEIDER, L. T., AZEVEDO, K. D., 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

PINTO, P., H., M. Tratamento de Manipueira de Fecularia em Biodigestor Anaeróbio para Disposição em Corpo Receptor, Rede Pública ou uso em Fertilirrigação. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências Agrônômicas-

Universidade Estadual Paulista. Pós- Graduação em Energia na Agricultura. Botucatu, 2008.

PUZICKI, D., ALVES, H. J., DIAS, L. C., ZANETTI, D. C. Potencial de produção de hidrogênio para o acionamento de células a combustível a partir da reforma do biogás: estudo de caso. Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental. v. 4. p. 394-410. 2015

ROSA, R.; SOUTO, J.; MAGALHÃES, J. Excursão de Campo à Bacia do Recôncavo com a Universidade Federal da Bahia (UFBA); Roteiro de Campo. PETROBRÁS –UM - BA/ATEX/GL, Salvador, 2001.

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. n.18. 2012. Disponível em: <http://faef.revista.inf.br/imagens_arquivos/arquivos_destaque/W34ebZOEZuzvEvG_2013-6-28-18-12-37.pdf> Acesso em 24 junho de 2016.

ROESLER, M. R. V. B.; CESCNETO, A. E. A produção de suínos e as propostas de gestão de ativos ambientais: o caso da região de Toledo- Paraná. Informe GEPEC, Toledo, Vol. 6. N° 2. 2003. Toledo

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

SAMULAK, R., BITTENCOURT, J. V. M., PILATTI L. A., KOVALESKI, J. L. Biodigestor como opção para tratamento de resíduos agroindustriais. Encontro Paranaense de Empreendedorismo e Gestão Empresarial. Anais. Ponta Grossa, p. 1- 10

SEAB- SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO. Suinocultura Paranaense. P.9. 2016

SCHOENHALS, M., FRARE, L. M., SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes da suinocultura. Engenharia Ambiental, v.4, n.1, p.005–23. 2007.

SEIDEL, E. P., JUNIO, A. C. G., VANIN, J. P., STRY, L. SCHWANTES, D., NACHE, H. Aplicação de dejetos de suínos na cultura do milho cultivado em sistema de plantio direto. Acta Scientiarum. Technology. v.32. n.2. p.113-117. 2015

SEDIYAMA, M. A. M., SANTOS, M. R., VIDIGAL, S. M., PINTO, C. L. O., JACOB, L. L. Nutrição e produtividade de plantas de pimentão colorido, adubados com biofertilizante de suíno. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 18. n. 6. p.588-594. 2014

SILA, M. O. S. Análises físico-químicas para controle das estações de tratamento de esgotos, CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 1997.

SOUBES, M. Microbiologia de La Digestion Anaeróbia. TALLER E SEMINARIO LATINO AMERICANO, 3. "Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales." Montevideo-Uruguay, 1994, p. 15 - 27.

SOUSA, F. A., CAMPOS, A. T., SILVA, E. B., GANDINI, A. M. M., CORRÊA, J. M. Redução do potencial poluidor de dejetos de suínos em lagoas de estabilização em série. *Biosci*. v.30, n.1, p. 65-73. 2014

SOUZA, M. E. Fatores que influenciam a digestão anaeróbica. *Revista DAE*, v. 44, n. 137, p. 88-94. 1984

TARRENTO. G. E., MARTINES, J. C. Análise da implantação de biodigestores em pequenas propriedades rurais, dentro do contexto da produção limpa. In: SIMPEP, 13. 2006. Bauru, SP, Brasil

TORTORA, G. J; FUNKE, B. R; CASE, Christine L. Microbiologia. 8ª.ed. Porto Alegre: Editora Artmed, 2005, Cap.1, p.17; Cap.2, p.34; Cap.5, p. 116 e 117; Cap. 27, p.772.

USDA- FOREIGN AGRICULTURAL SERVICE. Livestock and products semi-annual- Brazil. Global Agricultural Information Network. N. BR 1604. P.11. 2016

USEPA - United States Environmental Protection Agency (EPA/600/R99/107). "Introduction to Phytoremediation". EPA, Cincinnati - Ohio, 2000.

VALENTE, José Pedro Serra; PADILHA, Pedro Magalhães; SILVA, Assunta Maria Marques. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu - SP. *Eclet. Quím.*, São Paulo , v. 22, p. 49-66, 1997 .

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbico de esgotos: um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Epgraf, 1994. 125 p.

VELOSO, A. V. Análise ambiental e energética de sistema de produção de suínos com tratamento de dejetos em biodigestor. Tese Doutorado. Universidade Federal de Lavras. Pós- Graduação em Engenharia Agrícola. 193 p. 2014

VIDALI, M. Bioremediation. An overview. Pure Appl. Chem., 73:1163-1172, 2001.

VOGEL, A. I. Análise Química Quantitativa. Tradução: Horácio Macedo. 5 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S. A., 1992. 712p.

VON SPERLING, M. Princípio do tratamento biológico de águas residuárias. Lagoas de estabilização, v. 03. Minas Gerais: ABES. 1996.

WIEDEMEIR, T. H. Approximation of biodegradation rate constants for monoaromatic hydrocarbons (BTEX) in ground water. Ground Water Monitoring Remote and Remediations, Dublin, p.186-194, 1996.

ZENI, W. F., SEHNEM, S., CAMPOS, L. M. S. Crimes ambientais decorrentes da atividade de suinocultura como indicador de comportamento dos produtores e de gestão ambiental. Revista Teoria e Prática em Administração. v.2. n.2. p.97-125. 2012

7. ANEXOS

ANEXO 1.1 Análise dos dados para a Acidez

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	268393,5	268393,5	0,0571 ^{ns}
Blocos	1	25498693,5	25498693,5	5,4276*
Trat x Bloc	1	4381021,5	4381021,5	0,9325 ^{ns}
Resíduo	20	93959154	469757,7	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. *= significativo ao nível de 5% de probabilidade.

ANEXO 1.2 Análise dos dados para a Alcalinidade Intermediária

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	16120,16667	16120,16667	0,0189 ^{ns}
Blocos	1	111793,5	111793,5	0,1311 ^{ns}
Trat x Bloc	1	913380,16666	913380,16666	1,0711 ^{ns}
Resíduo	20	17054276,66667	852713,83333	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.3 Análise dos dados para a Alcalinidade Total

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	1926,04167	1926,04167	0,0090 ^{ns}
Blocos	1	43884,37500	34884,37500	0,1631 ^{ns}
Trat x Bloc	1	210001,041666	210001,04166	0,9817 ^{ns}
Resíduo	20	4278329,16667	213916,45833	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.3 Análise dos dados para o Biogás

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	52,11770	52,11770	0,6791 ^{ns}
Blocos	1	14,14810	14,14810	0,1843 ^{ns}
Trat x Bloc	1	0,41950	0,41950	0,0055 ^{ns}
Resíduo	20	1534,99705	76,74985	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.4 Análise dos dados para Cálcio (Ca)

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	36,14472	36,14472	0,5660 ^{ns}
Blocos	1	1990,81753	1990,81753	31,1768 ^{ns}
Trat x Bloc	1	71,48505	71,48505	1,1195 ^{ns}
Resíduo	20	1277,11374	63,85569	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey

ANEXO 1.5 Análise dos dados para Cobre (Cu)

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	3,11386	3,11386	1,6164 ^{ns}
Blocos	1	0,49232	0,49232	0,2556 ^{ns}
Trat x Bloc	1	15,58514	15,58514	8,0902*
Resíduo	20	38,52840	1,92642	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. *= significativo ao nível de 5% de probabilidade.

ANEXO 1.5 Análise dos dados para DBO

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	20184	20184	0,0814 ^{ns}
Blocos	1	7190865,375	7190865,375	29,0126 ^{ns}
Trat x Bloc	1	0,00000	0,00000	0,0000 ^{ns}
Resíduo	20	4957064,25		

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.6 Análise dos dados para DQO

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	119008653,8438	119008653,8438	8,6326 ^{ns}
Blocos	1	1745059077,094	1745059077,094	126,5817 ^{ns}
Trat x Bloc	1	90735426,00375	90735426,00375	6,5817*
Resíduo	20	275720608,5150	13786030,4258	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. *= significativo ao nível de 5% de probabilidade.

ANEXO 1.7 Análise dos dados para Ferro (Fe)

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	2,35520	2,35520	0,5231 ^{ns}
Blocos	1	8,39611	8,39611	1,8649 ^{ns}
Trat x Bloc	1	30,46574	30,46574	6,7670*
Resíduo	20	90,04197	4,50210	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. *= significativo ao nível de 5% de probabilidade.

ANEXO 1.8 Análise dos dados para Fósforo (P)

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	92,95849	92,95849	5,3927*
Blocos	1	9715,10144	9715,10144	563,5894 ^{ns}
Trat x Bloc	1	3,09896	3,09896	0,1798 ^{ns}
Resíduo	20	344,75812	17,23791	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. *= significativo ao nível de 5% de probabilidade.

ANEXO 1.9 Análise dos dados para Potássio (K)

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	0,42286	0,42286	19,6382 ^{ns}
Blocos	1	0,11633	0,11633	5,4025*
Trat x Bloc	1	0,02966	0,02966	1,3774 ^{ns}
Resíduo	20	0,43065	0,02153	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. *= significativo ao nível de 5% de probabilidade.

ANEXO 1.10 Análise dos dados para Magnésio (Mg)

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	0,0004	0,0004	0,0053 ^{ns}
Blocos	1	0,00481	0,00481	0,6328 ^{ns}
Trat x Bloc	1	0,02203	0,02203	2,8982 ^{ns}
Resíduo	20	0,15205	0,00760	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.11 Análise dos dados para Manganês (Mn)

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	1,95973	1,95973	8,6185 ^{ns}
Blocos	1	5,00826	5,00826	22,0252 ^{ns}
Trat x Bloc	1	0,47853	0,47853	2,1040 ^{ns}
Resíduo	20	4,54775	0,22739	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.12 Análise dos dados para Nitrogênio K. Total

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	55,15360	55,15360	2,5851 ^{ns}
Blocos	1	473,10420	473,10420	22,1748 ^{ns}
Trat x Bloc	1	240,23936	240,23936	11,2602 ^{ns}
Resíduo	20	426,10532	21,33527	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.12 Análise dos dados para Sódio (Na)

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	1,08549	1,08549	0,5714 ^{ns}
Blocos	1	1,29043	1,29043	0,6793 ^{ns}
Trat x Bloc	1	2,36549	2,36549	1,2452 ^{ns}
Resíduo	20	37,99338	1,89967	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.13 Análise dos dados para pH

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	0,25627	0,25627	11,1380 ^{ns}
Blocos	1	2,40667	2,40667	104,5998 ^{ns}
Trat x Bloc	1	0,02535	0,02535	1,1018 ^{ns}
Resíduo	20	0,46017	0,02301	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.14 Análise dos dados para Sólidos Totais

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	681,2539	681,2539	32,4236 ^{ns}
Blocos	1	7553,55009	7553,55009	359,5012 ^{ns}
Trat x Bloc	1	674,45683	674,45683	32,0999 ^{ns}
Resíduo	20	420,22392	21,01120	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.15 Análise dos dados para Sólidos Voláteis

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	364,3592	364,3592	30,1550 ^{ns}
Blocos	1	4206,40099	4206,40099	348,1342 ^{ns}
Trat x Bloc	1	351,86978	351,86978	29,1218 ^{ns}
Resíduo	20	241,65397	12,08270	

Nota: ns = não significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

ANEXO 1.16 Análise dos dados para Zinco (Zn)

C. Variação	G.L	S.Q	Q.M	F
Tratamentos	1	0,24156	0,24156	0,2636 ^{ns}
Blocos	1	0,03240	0,03240	0,0354 ^{ns}
Trat x Bloc	1	3,22227	3,22227	3,5162 ^{ns}
Resíduo	20	18,32823	0,91641	