



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS-UFGD

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

**MODELOS MATEMÁTICOS NA PREDIÇÃO DE PARÂMETROS DA
BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE EFLUENTE DA PRODUÇÃO DE SUÍNOS**

DAÍSA FAGUNDES DE STÉFANO

Dourados-MS

Novembro - 2013



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS-UFGD

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

**MODELOS MATEMÁTICOS NA PREDIÇÃO DE PARÂMETROS DA
BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE EFLUENTE DA PRODUÇÃO DE SUÍNOS**

DAÍSA FAGUNDES DE STÉFANO

Orientadora: Prof^a Dr.^a Ana Carolina
Amorim Orrico

Co-orientadores: Prof. Dr. Marco Antonio
Previdelli Orrico Junior

Prof. Dr. Leonardo de Oliveira Seno

Dissertação apresentada a Universidade
Federal da Grande Dourados – UFGD, como
parte para as exigências da obtenção do
título de Mestre em Zootecnia.

Dourados - MS

Novembro - 2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central da UFGD, Dourados, MS, Brasil

S816m Stéfano, Daísa Fagundes.
Modelos matemáticos na predição de parâmetros da
biodigestão anaeróbia de efluente da produção de suínos /
Daísa Fagundes de Stéfano. – Dourados, MS : UFGD,
2013.

47 f.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Carolina Amorim
Orrico.

Dissertação (Mestrado em Zootecnia) –
Universidade Federal da Grande Dourados.

1. Biogás. 2. Metano. 3. Biodigestão anaeróbia. I.
Orrico, Ana Carolina Amorim. II. Título.

CDD: 665.7

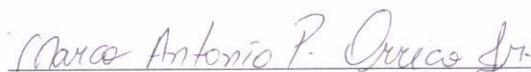
“Modelos matemáticos na predição de parâmetros da biodigestão anaeróbia de efluentes da produção de suínos”

por

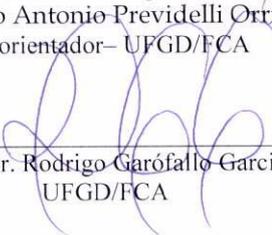
DAÍSA FAGUNDES DE STÉFANO

Dissertação apresentada como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de MESTRE EM ZOOTECNIA

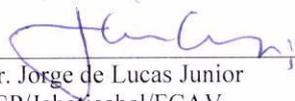
Aprovada em: 26/11/2013



Prof. Dr. Marco Antonio Previdelli Orrico Junior
Co-orientador- UFGD/FCA



Prof. Dr. Rodrigo Garófalo Garcia
UFGD/FCA



Prof. Dr. Jorge de Lucas Junior
UNESP/Jaboticabal/FCAV

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

DAÍSA FAGUNDES DE STÉFANO – nascida em 29/05/1989 na cidade de Fátima do Sul – MS, iniciou o curso de Medicina Veterinária em fevereiro de 2007 na Faculdade Anhanguera Educacional – ANHANGUERA/UNIDERP, onde se graduou em Agosto de 2011. No mesmo ano ingressou no curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Faculdade de Ciências Agrárias da UFGD, com início em março de 2012, sob orientação da Prof^a Dr^a Ana Carolina Amorim Orrico.

DEDICATÓRIA

Dedico a Deus, por ser fonte de amor, inspiração e sabedoria.

A minha família (Antônio Éder, Maria Aparecida, Danielly, Diogo, Miguel, Gabriel, Daniel e Maria Valentina), por me amarem e me apoiarem, cada um com sua maneira.

Obrigada por fazerem parte da minha vida!

Amo vocês de todo o meu coração.

AGRADECIMENTOS

À Deus, minha fortaleza e fiel amigo, que me orienta a sempre seguir em frente e não desanimar ante aos obstáculos.

Aos meus pais, Antônio Éder e Maria Aparecida, pela paciência, amor e por sempre incentivarem meus sonhos.

Aos meus irmãos Diogo e Danielly pelo amor, ensinamentos e companheirismo.

Aos meus cunhados Carlos e Laura pelas opiniões e amizade.

Aos amores da minha vida, Miguel, Gabriel, Daniel e Maria Valentina, por espalhar amor e alegria em meus dias.

Ao pequeno Matheus, pela atenção e carinho.

Ao meu namorado (Talles Brandão), amigos e demais familiares por sempre estar presente.

A minha amiga e companheira de mestrado Ana Paula Catalano Neto, pela ajuda indispensável em todos os momentos que precisei, por todo o tempo de convivência e amizade.

A minha orientadora, Dra. Ana Carolina Amorim Orrico, pela paciência, confiança, por me ajudar a crescer tanto no sentido intelectual quanto no pessoal.

Ao professor Dr. Marco Antonio Previdelli Orrico Junior, pela paciência, ensinamentos e disponibilidade.

Ao professor Dr. Leonardo Oliveira Seno, pela dedicação, ensinamentos compartilhados, opiniões e sugestões que contribuíram muito para o desenvolvimento do trabalho.

Aos demais professores do Curso de Pós-Graduação em Zootecnia com quem tive a oportunidade de conviver.

Aos membros do Grupo de Manejo de Resíduos Agropecuários: João Paulo, Natália, Débora, Stanley e Alice, pela ajuda durante a pós-graduação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Federal da Grande Dourados-UFGD pelo aprimoramento intelectual.

A todos que de forma direta ou indireta contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho, muito obrigada!

SUMÁRIO

Página

| | |
|--|----|
| CONSIDERAÇÕES INICIAIS | 8 |
| CAPÍTULO I - REVISÃO DE LITERATURA | 10 |
| 1.1 Situação atual da suinocultura e problemática dos dejetos | 10 |
| 1.2 Biodigestão anaeróbia | 13 |
| 1.3 Uso de modelos matemáticos para a predição de parâmetros da biodigestão anaeróbia | 16 |
| OBJETIVO GERAL | 20 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 21 |
| CAPÍTULO II: MODELOS MATEMÁTICOS NA PREDIÇÃO DOS PARÂMETROS DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DO EFLUENTE DE SUINOCULTURA | 25 |
| INTRODUÇÃO | 27 |
| MATERIAL E MÉTODOS | 28 |
| RESULTADOS E DISCUSSÃO | 31 |
| CONCLUSÕES..... | 43 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 44 |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS | 46 |

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A suinocultura está em constante desenvolvimento no Brasil. O resultado deste desenvolvimento tem como consequência a produção de grande quantidade de dejetos nos sistemas de produção e quando manejados de forma inadequada agravam a poluição e seu impacto ambiental.

Quando o efluente de suinocultura é aplicado em grandes quantidades no solo ou armazenado em lagoas não impermeabilizadas, pode ocorrer a sobrecarga da capacidade de filtração do solo e retenção dos nutrientes do efluente. Quando isso ocorre, alguns destes nutrientes podem atingir as águas subterrâneas ou superficiais acarretando problemas de contaminação química e microbiológica.

A contaminação das águas com os efluentes de suinocultura resultam em aumento da população de bactérias que utilizam o oxigênio dissolvido, desta, para o seu crescimento e consequentemente reduzem a qualidade para os organismos aquáticos.

Os efluentes contribuem também para poluição do ar, pois sua fermentação (lagoas e esterqueiras) tem como produto final CO_2 , CH_4 e N_2O que contribuem para o aquecimento global.

A técnica da biodigestão anaeróbia promove o tratamento dos efluentes com a degradação da matéria orgânica pelos microrganismos anaeróbios resultando na produção do biogás e do biofertilizante. O biogás apresenta em sua composição o gás metano (70%) que pode ser queimado e utilizado como fonte de energia nas suinoculturas reduzindo assim os gastos com energia elétrica. No entanto, a produção de biogás depende de vários fatores: tempo de retenção hidráulica, teores de sólidos e composição química da fração sólida.

A obtenção de modelos matemáticos é necessária para estimar a produção de biogás em função dos diversos fatores que interferem no processo. Os modelos tem uma flexibilidade

moldada de acordo com os pressupostos e os objetivos matemáticos utilizados em sua construção, as explicações matemáticas são neutras e mostram a realidade com ela é.

Esta dissertação está dividida em dois capítulos, sendo o capítulo I correspondente a apresentação da revisão de literatura a respeito do assunto da dissertação que serve como base teórica para o capítulo II que gerou o artigo intitulado “Modelos matemáticos na predição dos parâmetros da biodigestão anaeróbia dos efluentes de suinocultura” que segue as normas para a publicação na revista Scientia Agricola, disponível em endereço eletrônico www.esalq.usp.br/scientia/.

CAPÍTULO I - REVISÃO DE LITERATURA

1.1 Situação atual da suinocultura e problemática dos dejetos

A suinocultura é uma importante atividade do setor agropecuário, chegando a ser a principal fonte de renda em algumas regiões do país, sendo, portanto, um setor que colabora significativamente para a economia. O constante aumento da escala de produção e da concentração da suinocultura levou ao aumento da produção de dejetos em áreas cada vez menores e devido à falta de opções para o destino final se transformaram em um grande problema ambiental nas regiões produtoras.

A carne suína é a fonte de proteína animal mais consumida no mundo, sendo praticamente o dobro da carne bovina. Contudo, no Brasil, a carne bovina é a mais consumida. Segundo o USDA – Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, no ano de 2012 foi produzido 104,363 milhões de toneladas de carne suína, sendo aproximadamente 50% deste total produzido na China. O bloco da União Europeia, considerando 27 países, é o segundo maior produtor, tendo uma produção de 22,750 milhões de toneladas. O terceiro maior produtor são os Estados Unidos com 10,575 milhões de toneladas. China e Estados Unidos representam 59,4% da produção mundial de carne suína. Acrescentando o bloco da União Europeia este percentual sobe para aproximadamente 82% da produção mundial total. Já o Brasil é o quarto maior produtor mundial com 3,89 milhões de toneladas até o ano de 2012. (Abipecs, 2013).

A suinocultura no Brasil ultimamente é uma atividade exercida, em sua maioria, de forma integrada à indústria. As exportações brasileiras de carne suína somaram 40.626 toneladas e renderam US\$ 98,493 milhões até junho de 2013, conforme dados da Secretaria

de Comércio Exterior (Secex) compilados pela Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína (Abipecs, 2013).

A suinocultura é considerada uma das atividades que mais poluem o ambiente. Isso se deve a grande quantidade de dejetos produzidos associado às altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes contidos nos mesmos. Quando dispostos no ambiente de forma inadequada podem levar a poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas, além da emissão de gases poluentes (Perdomo, 2001; Oliveira et al., 2003).

O volume total de dejetos produzidos pode variar consideravelmente em função do manejo, tipo de bebedouro, sistema de higienização, frequência e volume de água utilizada e também ao número de categorias de animais (Bonett e Monticelli, 1998). A quantidade de dejetos líquidos (fezes, urina e resto de alimento) produzidos também varia de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais, em que o volume de dejetos na produção de leitões foi próximo ao volume gerado nas unidades de ciclo completo, em média 47,0 e 48,3 l.matriz⁻¹.dia⁻¹, respectivamente, segundo (Persson, 2002). Perdomo et al (1999) descreveram que em uma granja com 100 matrizes em ciclo completo produz cerca de 10 m³ de dejetos.dia⁻¹, quando se utiliza pouca água na higienização das instalações, 15 m³ de dejetos.dia⁻¹ ao se empregar uma quantidade intermediária de água na lavagem das instalações e mais de 20 m³ de dejetos.dia⁻¹, utilizando-se grandes quantidades de água para limpeza.

O poder poluente dos dejetos suínos também pode ser expresso pela DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), que exhibe concentrações superiores às contidas no esgoto humano e sua capacidade poluidora é muito superior ao de outras espécies, ou seja, em torno de 50 vezes superior, pois enquanto a DBO per capita de um suíno com 85 kg de peso vivo varia de 189 a 208 g O₂.animal⁻¹.dia⁻¹, a doméstica é de apenas 45 a 75 g O₂.habitante⁻¹.dia⁻¹ (DIESEL et al., 2002). Sánchez et al (2001) analisaram os dejetos de suínos e observaram concentrações de DQO (Demanda Química de Oxigênio) e DBO iguais a 20 e 10g O₂.L⁻¹ e

teores de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), sólidos sedimentáveis totais e voláteis, nitrogênio e fósforo nas seguintes quantidades: 12,1; 9,5; 5,5; 5,2; 0,7 e 0,3 g.L⁻¹, respectivamente. Portanto, DQO e DBO são parâmetros que representam, indiretamente, o conteúdo de matéria orgânica de um resíduo através de uma medida de quantidade de oxigênio necessária para oxidar, quimicamente (DQO) ou biologicamente (DBO) a matéria orgânica.

As altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes (nitrogênio e fósforo), e alguns metais (ferro, cobre e zinco) o que eleva a capacidade poluente, quando dispostos de maneira inadequada. Atikson e Watson 1996, ressaltaram que as altas cargas orgânicas e de nutrientes presentes nos dejetos de suínos, quando não tratados corretamente, favorecem o crescimento de microrganismos, diminuem o oxigênio dissolvido na água (fruto da alta atividade microbiana), causam eutrofização dos corpos receptores (pelo aporte de N e P), odores e aparecimento de vetores de contaminação. Os autores constataram que as quantidades de nitrogênio nos dejetos (fezes + urina) se elevaram com o crescimento dos animais, apresentando valores de 60, 67 e 81% de nitrogênio excretado, em relação à quantidade fornecida, por suínos nas fases de leitões, crescimento e adulto, respectivamente. Ao considerarem as perdas de fósforo, observaram que em média 66% do fósforo ingerido serão perdidos nas fezes, ao verificarem valores que variaram de 61% a 83% de fósforo excretado, em relação à quantidade fornecida, evidenciando inclusive, maiores perdas de P em relação ao N. Neste aspecto, a concentração de fósforo nos dejetos de suínos, ao invés do nitrogênio, assume maior importância.

O esterco de suínos apresenta quantidades elevadas de cobre e zinco devido ao fato de que as rações fornecidas para esse animais conterem aproximadamente 250 mg.kg⁻¹ de Cu, podendo assim levar a contaminação do solo e da água (Seganfredo, 2007)

1.2 Biodigestão anaeróbia

A biodigestão anaeróbia pode ser definida como um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos interage estreitamente para promover a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples, resultando, principalmente, nos gases metano e dióxido de carbono (Souza et al., 2008). O processo de digestão anaeróbia, segundo (Chen et al., 2008) passa por quatro fases ou estágios que são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme se observa na Figura 1.

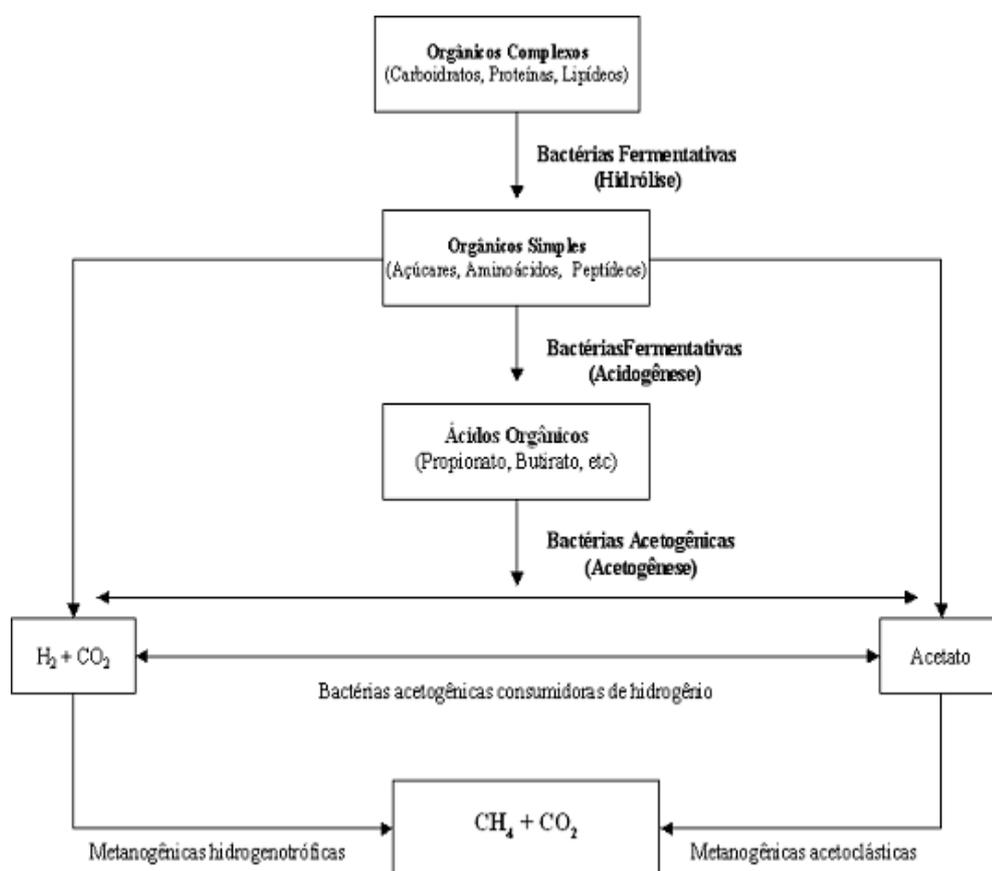


Figura 1: Balanço da digestão anaeróbia da matéria orgânica. Adaptado (Silva et al., 2007).

Na primeira etapa chamada hidrólise, as enzimas hidrolíticas extracelulares das moléculas complexas dos substratos solúveis são hidrolisadas em pequenas moléculas que são transportadas para dentro das células dos micro-organismos e metabolizadas (Oliveira, 2004). Nessa fase ocorre a transformação de proteínas em aminoácidos, de carboidratos em açúcares solúveis e de lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa e glicerina (Souza, 2005). Essa etapa é lenta e pode ser afetada por vários fatores como: pH, temperatura, tempo de retenção hidráulica, tamanho e distribuição das partículas.

Na segunda etapa as bactérias acidogênicas transformam os produtos da hidrólise (etapa anterior) em ácidos orgânicos (acético, propiônico, butírico, isobutírico e fórmico), além do hidrogênio e dióxido de carbono (Oliveira, 2004).

Na terceira fase ocorre a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam os substratos para a produção de metano. As bactérias sintróficas (ou acetogênicas) convertem os compostos intermediários (como butirato e propionato) em acetato, dióxido de carbono e hidrogênio. Estas reações ocorrem naturalmente nos reatores anaeróbios em virtude da interação entre algumas espécies do consórcio (Aquino e Chernicharo, 2005).

A metanogênese, fase final do processo de degradação anaeróbia, consiste na conversão do ácido acético, CO_2 e H_2 em metano pelos microrganismos metanogênicos, acetoclásticos ou hidrogenotróficos. Estes microrganismos são responsáveis por consumir o hidrogênio produzido nas fases anteriores, com isso é possível reduzir pressão parcial hidrogênio no meio, tornando possíveis as reações de produção das bactérias acidogênicas e acetogênicas (Chernicharo, 2007).

Para que ocorra o processo de fermentação anaeróbia é necessário que se tenha condições favoráveis para o crescimento de biomassa de microrganismo, fatores como pH, nutrientes, temperatura, umidade, anaerobiose estrita, são necessários para o processo de biodigestão (Oliveira, 2011).

O tempo de retenção hidráulica (TRH) também é essencial para o desenvolvimento adequado do processo de biodigestão anaeróbia e se caracteriza por representar o período necessário para a mistura ser digerida no digestor, o que ocorre quando a produção de biogás é máxima, definindo o ponto de melhor qualidade do biogás no processo de biodigestão anaeróbia. Quanto maior o volume de carregamento diário, menor é o tempo de retenção, contudo o tempo de retenção reduzido pode tornar a digestão incompleta, desencadeando um desequilíbrio no processo (Orrico Júnior et al., 2010).

Mais um fator a ser considerado na estimativa da produção de biogás, é o grau de diluição dos dejetos, que pode ser determinado pelas reduções de 51,6% e 34,5% nos teores de SV e 40,3% nos conteúdos de DQO, quando alimentaram biodigestores com dejetos de suínos em baixas concentrações, 1 a 2% de ST, mantidos na temperatura de 35°C e operando com tempo de retenção hidráulica entre 2 e 5 dias (Hill e Bolte, 2000)

Segundo Faria (2012), mudanças no pH do meio afetam sensivelmente as bactérias envolvidas no processo de digestão, podendo manifestar-se de diferentes formas, modificando suas estruturas e, conseqüentemente, perdendo suas características originais, aumentando ou diminuindo a toxicidade delas. Para o desenvolvimento das atividades dos microrganismos se faz necessário um pH neutro ou ligeiramente alcalino. O valor médio do pH deve estar entre 6,5 e 7,2, caso contrário pode ocorrer sobrecarga do biodigestor e acidificação do meio, devido a intensa degradação dos grandes polímeros na fase inicial do processo (Oliveira, 2011).

Os elementos químicos são importantes para o crescimento e atividade microbiana, mas em quantidades elevadas prejudicam o processo, entre os mais importantes estão N, fósforo, potássio e cálcio. O N, embora essencial ao processo, pode tornar-se um fator inibitório quando em altas concentrações na forma de amônia. As concentrações do íon amônio (NH_4^+) e amônia livre (NH_3) são ditadas pelo pH, com altos valores de pH a forma

NH_3 prevalece, e é mais inibitória que a forma ionizada (Mata-Alvarez et al., 2000). O pH do dejetto é responsável pelo equilíbrio $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ e quando NH_3 é perdida por volatilização, irá ocorrer uma dissociação do íon $\text{NH}_4^+(\text{NH}_3)$ diminuindo o pH e conseqüentemente a volatilização, sendo que Mackenzie e Tomar (1987), observaram um rápido decréscimo nas perdas de NH_3 quando o pH do dejetto foi inferior a 6,0.

As bactérias responsáveis pelo processo de biodigestão frequentemente são alvos de intoxicações por altas concentrações de compostos e elementos necessários ou ainda por teores inferiores para sua sobrevivência. Substâncias como sódio, cobre, zinco e cromo, são tóxicas para as bactérias, podendo ser aceitáveis em concentrações baixas (Nogueira, 1992).

1.3 Uso de modelos matemáticos para a predição de parâmetros da biodigestão anaeróbia

Os modelos matemáticos mais utilizados para prever parâmetros da biodigestão anaeróbia tendem a simplificar as produções de biogás e metano em função das variáveis que mais interferem sobre o processo. A credibilidade dos resultados estimados para a geração de biogás e metano se baseia na precisão dos parâmetros de entrada dos modelos.

Análise de regressão é uma metodologia estatística para prever valores de uma ou mais variáveis respostas (dependentes), baseando-se em um conjunto de valores de variáveis preditoras (independentes). Tem por finalidade apresentar em uma equação matemática a relação existente entre duas ou mais variáveis a partir de “n” observações dessas variáveis (Draper e Smith, 1981).

Segundo Montgomery et al. (2001) o teste para significância da regressão determina se há uma relação linear entre a variável resposta, Y, e alguma das variáveis regressoras,

X_1, \dots, X_p . A estatística F testa a hipótese, H_0 é chamada de hipótese nula, e outra, H_1 é chamada de hipótese de pesquisa, portanto o valor p (p-value) é baseado nesta estatística.

Para encontrar o modelo mais eficiente, algumas variáveis independentes poderão ser eliminadas do modelo por não contribuírem significativamente, então uma solução é o uso dos métodos estatísticos para a seleção de variáveis (Montgomery et al., 2001).

O procedimento step (Stepwise) é empregado como critério de entrada e saída de variáveis independentes no modelo de ajuste. A Regressão Stepwise é uma modificação da Seleção de Forward em que cada passo todos os regressores que entrarem no modelo, previamente, são reavaliados a partir de suas estatísticas F (parciais). Um regressor adicionado no passo anterior pode na próxima etapa ser redundante por causa da relação entre eles. Se a estatística F (parcial) para a variável é menor que a F para a retirada, essa variável é mantida no modelo (Draper e Smith, 1981).

A Regressão Stepwise pode resultar em combinações lineares das variáveis independentes que não apresentam a menor soma de quadrados dos resíduos (SQE) e pode apresentar deficiência nas estimativas dos parâmetros quando as variáveis independentes são correlacionadas (Montgomery et al., 2001).

Para verificação do ajuste de modelo calcula-se o coeficiente de determinação múltipla (R^2), que indica a capacidade de explicação do modelo em função das variáveis independentes estimadas (Dantas, 1998).

Este coeficiente é uma medida da dimensão da modificação da variável resposta Y que é explicada pela equação de regressão quando são envolvidas as variáveis independentes x_1, x_2, \dots, x_k . No entanto, um grande valor de R^2 não sugere basicamente que o modelo de regressão equivale a um bom ajustamento, assim a adição de uma variável aumenta o valor deste coeficiente, ou seja, a adição de uma variável ao modelo faz com que a soma de quadrados da regressão aumente, sem ter em conta se a variável que se adiciona é, ou não,

estatisticamente significativa. Portanto, os modelos com um alto valor de R^2 podem resultar em previsões pouco confiáveis de novas observações ou estimativas pouco confiáveis do valor esperado de Y (Esteves e Sousa, 2007).

O RMSE é a raiz quadrada do quadrático médio do resíduo e informa sobre o valor real do erro produzido pelo modelo. Todavia, alguns erros de grande proporção na soma podem causar acréscimos significativos nos valores de RMSE. Quanto menores os valores obtidos para RMSE melhor desempenho dos modelos, sendo a medida dos erros empregados para representar diferença entre os valores estimados, ou seja, fornece informação em relação à dispersão de dados (Souza et al., 2011).

Os diferentes modelos podem ser comparados pelas formas de máxima verossimilhança restrita dos critérios de informação de Akaike (AIC). As pontuações de AIC são frequentemente mostradas como escores ΔAIC , ou a diferença entre o melhor modelo (menor AIC) e cada modelo, por isso o melhor modelo tem um ΔAIC zero (Wolfinger, 1993).

O índice de concordância “d”, proposto pela Willmott et al., (1985), quando se relacionam, pela regressão, valores estimados com valores observados, podem ter informações da precisão e da exatidão, indicando a relação dos dados estimados com os medidos. A precisão, ou seja, o grau de dispersão dos valores em torno da média, dada pelo coeficiente de determinação, indica apenas o grau de dispersão dos dados obtidos, o erro aleatório, não considerando o sistemático. Este índice varia de 0 a 1, quantifica a exatidão e avaliação da eficácia, em que o método estima os valores observados, considerando a dispersão dos dados. E através das regressões, considerou-se como indicador estatístico o coeficiente de correlação “r”.

O índice de confiança “c” também pode ser utilizado para avaliar a confiabilidade de métodos ou modelos (Camargo e Sentelhas, 1997). Este índice é obtido pelo produto de r e d ($c = r \times d$). O desempenho dos modelos para o índice de confiança (c) pode ser classificado

como: ótimo ($>0,85$), muito bom ($0,76-0,85$), bom ($0,66-0,75$), mediano ($0,61-0,65$), sofrível ($0,51-0,60$), mau ($0,41-0,50$) e péssimo ($\leq 0,40$).

OBJETIVO GERAL

Objetivou-se explorar modelos de regressão linear univariada e múltipla, para estimar os parâmetros da biodigestão anaeróbia em função da variação da composição dos efluentes de suinocultura e dos tempos de retenção hidráulica, verificando os potenciais de produção de biogás e o modelo de melhor ajuste.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína [ABIPECS]. Receita das exportações de carne suína caiu 8,3% no 1º semestre. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/news/683/99/Receita-das-exportacoes-de-carne-suina-caiu-8-3-no-1-semester.html>> [Acessado em 29 de julho de 2013]
- Aquino, S. F., Chernicharo, C. A. L. 2005. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas estratégicas de controle. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental* v. 10 n.2: 152-161.
- Atkinson, D., Watson, C.A. 1996. The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *Animal Science*, Penicuik v.63 n.5: 353-61.
- Bonett, L. P.; Monticelli, C. J. 1998. Suínos: O produtor pergunta a Embrapa responde. 2ed. Brasília: EMBRAPA - CNPSA.
- Camargo, A.P. de; Sentelhas, P.C. 1997. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v.5: 89-97.
- Chen, Y.; Cheng, J. J.; Creamer, K. S. 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource Technology*, Essex, v. 99: 4044–4064.
- Chernicharo, C. A. L. 2007. Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: DESA-UFMG: 359.
- Dantas, R. A. 1998. Engenharia de avaliações: uma introdução à metodologia científica. 1. ed. 2. Triagem. São Paulo: Pini.
- DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 2002. 31p. (Boletim Informativo de Pesquisa, 14).
- Draper, N.R.; Smith, H. *Applied regression analysis*. 1981. 2.ed. New York: John Wiley.

- Esteves, E.; Sousa, C. Regressão linear múltipla. 2007. APONTAMENTOS DE ADPE.
- Faria, R. A. P. 2012. Avaliação do potencial de geração de biogás e de produção de energia a partir da remoção da carga orgânica de uma estação de tratamento de esgoto. p63. Dissertação (Mestrado) Cascavel, PR: UNIOESTE.
- Hill, D. T.; Bolte, J. P. 2000. Methane production from low solid concentration liquid swine waste using conventional anaerobic fermentation. *Bioresource Technology*, v. 74.
- Mackenzie, A.F.; Tomar, S.J. 1987. Effect of added monocalcium phosphate monohydrate and aeration on nitrogen retention by liquid hog manure. *Canadian Journal of Soil Science*. v.67, n.3: 687-692.
- Mata-Alvarez, J.; Macé, S.; Llabrés, P. 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*. v. 74: 3-16.
- Montgomery, D. C.; Peck, E. A.; Vining, G. G. 2001 *Introduction to linear regression analysis*. 3. ed. New York: John Wiley & Sons.
- Nogueira, L. A. H. 1992. *Biodigestão: A alternativa energética*. São Paulo: Nobel. 93.
- Oliveira, P. A. *et al.* 2013. Emissão de gases, na suinocultura, que provocam efeito estufa, Concórdia, 2003. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br>. [Acessado em 10 de junho de 2013]
- Oliveira, A. B. M. 2011. Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. *Ceres*, Viçosa, v.58, n.6: 690-700.
- Oliveira, P. A. V. 2004. Produção e aproveitamento do biogás. In: OLIVEIRA, P. A. V. de et al. *Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: Manual de boas praticas*. Concórdia: Gestão Integrada de Ativos Ambientais. Cap. 4.. 42-55.
- Orrico Júnior, M.A.P.; Orrico A.C.A.; Lucas Júnior, J. 2010. Avaliação de parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos alimentados com dietas à base de milho e sorgo. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.30, n.4: 600-607.

- Perdomo, C.C.; Costa, R. R. H.; Medri, W.; Miranda, C. R. 1999. Dimensionamento de sistemas de tratamento (decantador e lagoas) e utilização de dejetos suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves (Comunicado Técnico nº 234). 5.
- Perdomo, C. C. 2001. Manejo e tratamento de dejetos suínos (Sistema EMBRAPA-UFSC). Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br>. [Acessado em: 18 de março de 2013]
- Persson, J.G. 2002. Gestão ambiental no sistema agroalimentar de suínos da microrregião de São Valentim-RS. Porto Alegre. Dissertação (Mestrado em Agronegócio) – Centro de Estudos e Pesquisas em Agronegócios, Universidade Federal de Rio Grande do Sul.
- Ruiz, R. L. 1992. Microbiologia Zootécnica. São Paulo: Roca.
- Sánchez, E; Borja, R.; Weiland, P.; Travieso, L.; Martín, A. 2001. Effect of substrate concentration and temperature on the anaerobic digestion of piggery waste in a tropical climate. *Process Biochemistry*, v. 37: 483-489.
- Seganfredo, M. A. 2007. Gestão ambiental na suinocultura. Brasília, DF, EMBRAPA, informação tecnológica.
- Silva Filho, P. A. et al. 2007. Diagnóstico construtivo e operacional de lagoas de estabilização. Belo Horizonte. 302.
- Souza, C. F. 2005. Produção de biogás e tratamento de resíduos: Biodigestão anaeróbia. *Ação Ambiental*, Viçosa, n. 34: 26-29.
- Souza, C. F., Campos, J. A., Santos, C. R., Bressan, W. S., Mogami, C. A. 2008. Produção volumétrica de metano-Dejetos de suínos. *Ciênc. agrotec.*, Lavras, v. 32, n. 1: 219-224.
- Souza, A. P et al. 2011. Estimativas das componentes da radiação solar incidente em superfícies inclinadas baseadas na radiação global horizontal. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.15, n.3: 277–288. Campina Grande, PB, UAEEA/UEFG.

- Willmott, C. J.; Ackleson, S. G.; Davis, R. E.; Feddema, J. J.; Klink, K. M.; Legates, D. R.; O'Donnell, J.; Rowe, C. M. 1985. Statistics for the evaluation and comparison of models. *Journal of Geophysical Research*, v. 90, n. 5: 8995-9005.
- Wolfinger, R. 1993. Covariance structure selection in general mixed models. *Communications in Statistics - Simulation*, v.22, n.4: 1079-1106.

CAPÍTULO II: MODELOS MATEMÁTICOS NA PREDIÇÃO DE PARÂMETROS DA BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE EFLUENTE DA PRODUÇÃO DE SUÍNOS

RESUMO: O objetivo foi testar modelos matemáticos para estimar os parâmetros da biodigestão anaeróbia em função da variação da composição dos efluentes de suinocultura com e sem separação da fração sólida e dos tempos de retenção hidráulica (TRH). Para o desenvolvimento do trabalho foram utilizados biodigestores semi-contínuos abastecidos com efluentes, com e sem separação da fração sólida de suinocultura de composição variada, manejados por 15, 22, 29 e 36 dias de retenção hidráulica. Os dados foram testados através de análise de regressão pelo procedimento step (Stepwise). Foram avaliados os potenciais de produção de biogás e metano e as reduções de sólidos totais, sólidos voláteis, demandas química de oxigênio. Foram obtidos modelos de regressão linear múltipla e univariada, que mostram boa capacidade de predição para todos os parâmetros testados. Dos parâmetros avaliados os teores de ST, SV e TRH foram os mais importantes, pois apresentaram as maiores correlações e aparecem em todas as equações de predição. Os modelos encontrados apresentaram elevados índices de confiança, o que os classificou como ótimos em predizer os potenciais de produção e bons em predizer as reduções de ST e SV, sendo os melhores resultados observados para as regressões multivariadas. Na regressão linear univariada, destaca-se a variável TRH. Os modelos encontrados neste estudo podem ser utilizados para predizer os parâmetros do processo de biodigestão anaeróbia dos efluentes de suinocultura, mostrando as variáveis que interferem no processo de biodigestão.

Palavras-chave: meio ambiente, metano, modelagem, regressão

ABSTRACT: The objective was to test mathematical models to estimate the parameters of anaerobic digestion as a function of varying the composition of effluents from pig farms with and without separation of the solid fraction and hydraulic retention times (HRT). For development work semi - continuous digesters supplied with effluent with and without separation of the solid fraction of swine varied composition, manned by 15, 22, 29 and 36 days of retention time were used. Data were tested by regression analysis by step (stepwise) procedure. Potential for biogas production and methane reductions and total, solid volatile solids, chemical oxygen demands were evaluated. Multiple models and the univariate linear regression, showing good predictive ability for all parameters tested were obtained. Parameters evaluated the levels of ST, SV and HRT were the most important because they showed the highest correlations and appear in all prediction equations. The models had found high levels of trust, which classified them as great at predicting production potential and good in predicting reductions in ST and SV, with the best results observed for the multivariate regressions. In univariate linear regression, stands out HRT variable. The models in this study can be used to predict the vestments of the anaerobic digestion of swine wastewater process, showing the variables that interfere in the digestion process.

Keywords: environment, methane, modeling, regression

INTRODUÇÃO

A suinocultura brasileira, a exemplo de outras cadeias produtivas do agronegócio, cresceu significativamente nos últimos anos, assim a criação de suínos passou a ser explorado de maneira mais competitiva, com isso o Brasil é quarto maior produtor mundial com 3,89 milhões de toneladas de carne suína (Abipecs, 2013). No entanto, é considerada uma das atividades com elevado potencial poluidor dos efluentes, grande volume de efluentes produzidos e pela atividade ficar concentrada em pequenas áreas. Estes fatores se mal manejados podem resultar em poluição química e microbiológica do solo e conseqüentemente das águas superficiais e subterrâneas, além da poluição do ar pela emissão de gases de efeito estufa (Dinuccio et al., 2008).

O uso de biodigestores nos sistemas de produção de suínos pode ser considerado um processo essencial, uma vez que estes promovem o tratamento do resíduo e retornam parte da energia que seria perdida, de volta ao sistema produtivo, através da utilização do gás na geração de energia elétrica ou térmica (Santos et al., 2007).

Os potenciais de produção de biogás e metano dependem principalmente da composição do efluente (teores dos nutrientes essenciais e sólidos) e do tempo que o material fica retido no biodigestor (tempo de retenção hidráulica - TRH), desta forma, quanto maior a quantidade de nutrientes, maior será o TRH necessário para estabilizar o efluente (Orrico Júnior et al., 2010). O processo de separação de fases consiste em separar frações mais degradáveis de frações menos degradáveis contidas nos dejetos e conduzir a obtenção de dois produtos: uma fração líquida mais fluida, mas conservando a mesma concentração em elementos fertilizantes solúveis, que os dejetos brutos e uma fração sólida, resíduo da peneira, mantendo se agregada e podendo evoluir para um composto (Schoenhals, 2006).

Na literatura existem vários trabalhos que apenas quantificam o volume de gás produzido por biodigestores abastecidos com efluentes de suinocultura, sem considerar a composição dos efluentes e o TRH testado. Esta diversidade de variações também resulta em valores de produções de gás muito distintas.

Assim, o desenvolvimento de modelos matemáticos que permitam estimar os principais parâmetros do processo de biodigestão anaeróbia, tendo como variáveis os principais fatores que interferem no processo, podem auxiliar tanto no projeto como no acompanhamento do desempenho dos biodigestores.

Diante disto o presente estudo teve como objetivo encontrar modelos matemáticos, para estimar os parâmetros da biodigestão anaeróbia em função da variação da composição dos efluentes de suinocultura e de diferentes tempos de retenção hidráulica em função de dois substratos de água residuária de suinocultura com e sem separação da fração sólida.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida na Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados, na cidade de Dourados-MS, com os dados fornecidos de um experimento conduzido por Orrico Junior na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Campus de Jaboticabal. O trabalho foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial com quatro repetições por tratamento.

Para o desenvolvimento do trabalho foram utilizados biodigestores semi-contínuos abastecidos com efluentes de suinocultura de com e sem peneiramento (Tabela 1), manejados por 15, 22, 29 e 36 dias de retenção hidráulica (TRH).

Foram avaliadas as produções de biogás e metano, os potenciais de produção de biogás e metano, qualidade do biogás produzido e as reduções dos sólidos totais, sólidos voláteis, demanda química de oxigênio (DQO).

Tabela 1. Distribuição dos valores mínimos (Min), máximos (Max), médios e desvios-padrão (DP) dos componentes de água residuária de dejetos de suínos.

| Variáveis | Min | Max | Média | DP |
|---------------------|--------|-------|--------|--------|
| ST | 1,23 | 2,20 | 1,74 | 0,38 |
| N | 3,03 | 4,41 | 3,77 | 0,34 |
| P | 3,25 | 5,64 | 4,14 | 0,56 |
| SV | 0,49 | 1,98 | 1,21 | 0,68 |
| K | 4,72 | 9,17 | 7,07 | 1,39 |
| CH ₄ | 63,10 | 75,90 | 69,65 | 4,27 |
| CH ₄ sva | 448,12 | 1160 | 760,47 | 250,12 |
| RST | 47,24 | 76,19 | 63,56 | 6,76 |
| RSV | 50,44 | 80,04 | 68,85 | 6,89 |
| RDQO | 57,66 | 82,55 | 69,19 | 7,75 |

Legenda: ST = sólidos totais; SV = sólidos voláteis; N = nitrogênio; P = fosforo; K = potássio; PBg = produção de biogás; CH₄ = % metano; CH₄sva = metano sólidos voláteis adicionados; RST = redução de sólidos totais; RSV = redução sólidos voláteis; RDQO = redução de demanda química; CSFS = com separação da fração sólida; SSFS = sem separação da fração sólida.

Os biodigestores utilizados foram do tipo tubular semi-contínuos e consistiam de duas partes distintas; sendo um o recipiente com o material em fermentação e o outro o gasômetro. O recipiente com o material em fermentação foi composto por um cilindro reto de PVC com diâmetro de 300 mm e com 1000 mm de comprimento tendo as extremidades fixadas com duas placas de PVC com 15 mm de espessura de cada lado. Em uma placa foi fixado o cano de entrada, para o abastecimento e na extremidade foram fixados dois canos, sendo um destinado à saída do biofertilizante e outro a saída do gás. O gasômetro foi constituído de dois cilindros de 250 e 300 mm de diâmetro e encontravam-se inseridos, um no

interior do outro, de tal forma que o espaço existente entre a parede externa do cilindro interior e a parede interna do cilindro exterior comporta um volume de água (“selo de água”), atingindo profundidade de 500 mm. O cilindro de 300 mm de diâmetro foi fixado sobre uma placa de PVC com 25 mm de espessura, recebendo o cilindro de 250 mm de diâmetro no seu interior. O cilindro de 250 mm diâmetro teve uma das extremidades vedadas com um cap que recebeu o gás produzido, a outra extremidade esteve emborcada no selo de água para armazenar o gás produzido. Os gasômetros foram dispostos sobre uma bancada, em condições de temperatura ambiente, abrigados de luz solar e chuvas.

Após a tabulação dos dados obtidos no período experimental, os mesmos foram analisados com o auxílio do pacote computacional R (versão 2.15.2 for Windows), submetidos aos testes de Shapiro_Wilk para verificar a normalidade dos resíduos e Bartlett para homogeneidade entre as variâncias. Também foi verificada a presença de dados discrepantes (“outliers”). Todas as características estudadas atenderam as pressuposições do modelo. Após as análises preliminares, foram realizadas análises de regressão múltiplas entre os teores de composição do afluyente (variáveis independentes) e as características de produção de biogás (variáveis dependentes). O procedimento step (Stepwise) do pacote stat (R Core Team, 2012) foi utilizado para indicar as variáveis independentes com melhor ajuste. A seleção dos modelos baseou-se no coeficiente de determinação (R^2), na raiz do quadrado médio do resíduo (RQMR) e no critério de informação de Akaike (AIC).

A função dos modelos propostos foi avaliada pelo índice de concordância “d” proposto pela Willmott et al. (1985) e índice de confiança, “c” proposto por Camargo e Sentelhas (1997). O índice c permite uma interpretação objetiva para os testes de acurácia, representado pelo índice d, e de precisão, representada pelo coeficiente de correlação, que varia de ótimo ($>0,85$) a muito bom (0,76–0,85), bom (0,66–0,75), mediano (0,61–0,65),

sofrível (0,51–0,60), mau (0,41–0,50) e péssimo ($\leq 0,40$), a depender do resultado da razão entre eles.

O coeficiente de correlações de Spearman (pacote agricolae, versão 1.1-4) foi utilizado para avaliar a associação entre os teores de composição do afluente (variáveis independentes) e as características de produção de biogás, com nível de significância de 95%. Através da análise de correlação foi possível identificar as variáveis que mais interferem sobre o processo de biodigestão anaeróbia, as quais escolhidas para compor os modelos de predição.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As correlações dos potenciais de produção de CH_4 (0,45) e CH_4sva (0,47) apresentaram associação positiva com o TRH, ou seja o maior tempo de permanência do material no biodigestor foi essencial para maximizar as produções de biogás e metano. O mesmo foi observado para RST (0,39), RSV (0,40) e RDQO (0,71) (Tabela 2). ORRICO *et al.*, (2010), utilizaram biodigestores abastecidos com dejetos de suínos em terminação e observaram aumento das reduções de ST (29,84% e 44,34%), SV (31,26% e 45,77%), DQO (45,25% e 61,62%) e DBO (45,25% e 60,38%) conforme aumentou o TRH (30, 60, 90 e 120 dias). A produção de CH_4 também aumentou conforme o dejetos permaneceu mais tempo no biodigestor (39,60% e 82,10%).

Tabela 2. Correlação de Spearman entre os componentes do dejetos de suínos e a produção, potenciais de produção de biogás e metano e reduções de ST, SV, DQO.

| Var. | TRH | ST | N | P | SV | K | CH ₄ | CH ₄ sva | RST | RSV | RDQO |
|--------------------------|-----|----|-------------|-------------|-------------|------------|-----------------|---------------------|-------------|-------------|-------------|
| TRH | - | NS | NS | NS | NS | Ns | 0,45 ** | 0,47 ** | 0,39 * | 0,40 * | 0,71 *** |
| ST | - | - | 0,65 *** | 0,67 *** | 0,92 *** | -0,42 * | -0,77 *** | -0,75 *** | 0,56 *** | 0,37 * | 0,56 *** |
| N | - | - | - | 0,52 ** | 0,77 *** | NS | -0,60 *** | 0,55 ** | NS | NS | NS |
| P | - | - | - | - | 0,79 *** | NS | -0,79 *** | -0,80 *** | NS | NS | NS |
| SV | - | - | - | - | - | NS | -0,78 *** | -0,75 *** | 0,49 * | NS | 0,50 ** |
| K | - | - | - | - | - | - | 0,36 * | 0,40 * | NS | NS | NS |
| CH₄ | - | - | - | - | - | - | - | 0,98 *** | NS | NS | NS |
| CH₄sva | - | - | - | - | - | - | - | - | NS | NS | NS |
| RST | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,96 *** | 0,61 ** |
| RSV | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,48 ** |
| RDQO | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

Legenda: NS= não significativo; * p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001; ST = sólidos totais; N = nitrogênio; P =fosforo; SV = sólidos voláteis; K = potássio;CH₄ = % metano; CH₄sva = metano sólidos voláteis adicionados; RST = redução de sólidos totais; RSV = redução sólidos voláteis; RDQO = redução de demanda química.

Tabela 3. Modelos univariado e multivariado para estimar o teor de metano e potencial de produção de metano (1 kg de SVadicionado) dos efluentes de suinocultura sem separação da fração sólida (SSFS).

| Modelo | R ² | RQMR | CIA | P | Índice d | r | Índice c | Desempenho |
|--|----------------|-------|--------|--------|----------|------|----------|------------|
| Univariado | | | | | | | | |
| CH ₄ = 59.80 + 0.24*TRH | 0.91 | 0.59 | 12.74 | <0.001 | 0.98 | 0.96 | 0.93 | Ótimo |
| CH ₄ = 67.10 – 0.62*ST | 0.00 | 2.01 | 24.39 | NS | 0.06 | 0.05 | 0.00 | Péssimo |
| CH ₄ = 68.36 – 0.64*N | 0.01 | 2.00 | 24.39 | NS | 0.10 | 0.09 | 0.01 | Péssimo |
| CH ₄ = 77.69 – 2.61*P | 0.35 | 1.62 | 19.44 | <0.01 | 0.70 | 0.59 | 0.42 | Mau |
| CH ₄ = 67.10 – 0.69*SV | 0.00 | 2.01 | 26.35 | NS | 0.06 | 0.05 | 0.00 | Péssimo |
| CH ₄ = 68.91 – 0.48*K | 0.06 | 1.95 | 25.37 | NS | 0.35 | 0.25 | 0.09 | Péssimo |
| Multivariado | | | | | | | | |
| CH ₄ = 57.62 + 0.24*TRH + 7590.12*ST - 8443.02*SV | 0.94 | 0.50 | 23.8 | <0,001 | 0.98 | 0.97 | 0.95 | Ótimo |
| Univariado | | | | | | | | |
| CH ₄ sva = 327.81 + 8.46*TRH | 0.89 | 23.68 | 105.27 | <0.001 | 0.97 | 0.94 | 0.91 | Ótimo |
| CH ₄ sva = 556.02 – 6.06*ST | 0.00 | 70.30 | 138.09 | NS | 0.02 | 0.01 | 0.00 | Péssimo |
| CH ₄ sva = 582.54 – 9.87*N | 0.00 | 70.25 | 138.09 | <0.05 | 0.01 | 0.04 | 0.00 | Péssimo |
| CH ₄ sva = 951.40 – 89.64*P | 0.34 | 57.11 | 133.44 | <0.05 | 0.01 | 0.58 | 0.00 | Péssimo |
| CH ₄ sva = 556.04 – 6.69*SV | 0.00 | 70.30 | 138.09 | NS | 0.02 | 0.01 | 0.00 | Péssimo |
| CH ₄ sva = 646.52 – 15.99*K | 0.05 | 68.33 | 138.09 | NS | 0.34 | 0.23 | 0.08 | Péssimo |
| Multivariado | | | | | | | | |
| CH ₄ sva = 327.81 + 8.46*TRH | 0.90 | 22.23 | 105.27 | <0.001 | 0.97 | 0.95 | 0.92 | Ótimo |

Legenda: CH₄ = % metano; CH₄sva = metano sólidos voláteis adicionados; R² = coeficiente de determinação múltipla; RQMR = raiz quadrada do quadrático médio do resíduo; CIA = critério de informação de Akaike P = F parcial; Índice d = índice de concordância; r = índice de correlação e Índice c = índice de confiança.

Na análise do teor de metano (CH_4) pelos modelos univariados, verificou-se efeito significativo ($P < 0,05$) apenas das variáveis o TRH e P. O R^2 , RQMR e AIC para TRH e P foram de 0,91; 0,59; e 12,74 e 0,34; 57,11 e 133,44, respectivamente. O modelo univariado que apresentou melhor desempenho na estimativa do teor de metano foi o TRH que apresentou um melhor R^2 quando comparado ao P. Na regressão linear multivariada foi obtido melhores resultados ($\text{CH}_4 = 0,91 * \text{TRH} + 0,02 * \text{SV} + 0,02 * \text{ST}$), com maior R^2 (0,94), destacando as variáveis TRH, ST e SV. A inclusão dessas variáveis no modelo esta relacionada às variáveis menos correlacionadas, observando a correlação do P com o ST e SV que têm efeitos significativos. Desta forma apenas a variável TRH (99,21) contribui para o aumento do R^2 , justificando as variações dos teores de metano (CH_4). Já as variáveis ST e SV contribuem para o aumento com apenas 0,39.

Estes resultados podem ser explicados facilmente, pois a metanogênese é a fase final do processo de biodigestão anaeróbia, ou seja, quanto maior o TRH maior a teor de CH_4 no biogás. Fdez-Güelfo et al. (2011), estudou a influência do tamanho de partícula e teor de matéria orgânica dos resíduos sólidos urbanos, usando biodigestor semi-contínuo que consistiam dois tipos de resíduos, o sintético e o industrial proveniente de uma compostagem, observaram que quanto mais tempo o efluente permanece no biodigestor, maior é a produção de metano. Galbiatti et al. (2010) observaram variações nos teores de metano no biogás de efluentes de suinocultura de 10,40% a 84,00% na primeira e última semana de acompanhamento, respectivamente.

O teor de metano no biogás é de grande importância quando se pretende aproveitar o biogás para queima. Segundo Silva et al. (2005) o poder calorífico do biogás, bem como o peso específico e outros parâmetros termodinâmicos dependem das proporções de metano em sua composição. Ross et al. (1996) observaram variações no poder calorífico de 33.980 kJ/m^3 a 22.353 kJ/m^3 , quando o teor de CH_4 variou de 100% a 65%.

Os modelos univariados encontrados para o potencial de produção de metano (CH_4sva) foram para TRH, N e P. O TRH teve um alto R^2 (0,89) e um menor RQMR (23,68) e AIC (105,27) quando comparado com o N e P. Apesar de significativa, a contribuição N e P, no modelo não foi bom o que torna desnecessária a inclusão destes no modelo multivariado. Os melhores resultados de CH_4sva foram observados com a regressão linear multivariada ($\text{CH}_4\text{sva} = 327.81 + 8.46*\text{TRH}$), com emprego da variável TRH, que apresenta melhores valores de R^2 , RQMR e AIC, demonstrando um ótimo desempenho. A inclusão das variáveis no modelo tem efeitos significativos, quando se observa a correlação. (tabela 2).

A Tabela 4 apresenta os dados referentes à RDQO dos efluentes de suinocultura sem separação da fração sólida (SSFS).

Tabela 4. Modelos univariado e multivariado para estimar a redução de DQO dos efluentes de suinocultura sem separação da fração sólida (SSFS).

| Modelo | R² | RQMR | CIA | P | Índice d | r | Índice c | Desempenho |
|---|----------------------|-------------|------------|----------|-----------------|----------|-----------------|-------------------|
| Univariado | | | | | | | | |
| RDQO = 51,77 + 0,87*TRH | 0,90 | 2,26 | 30,11 | <0,001 | 0,97 | 0,95 | 0,92 | Ótimo |
| RDQO = 67,15 + 3,29*ST | 0,00 | 7,17 | 65,11 | NS | 0,10 | 0,07 | 0,01 | Péssimo |
| RDQO = 69,45 + 1,15*N | 0,00 | 7,18 | 65,11 | NS | 0,05 | 0,04 | 0,00 | Péssimo |
| RDQO = 113,14 - 8,60*P | 0,30 | 6,01 | 61,4 | <0,05 | 0,65 | 0,55 | 0,35 | Péssimo |
| RDQO = 67,15 + 3,66*SV | 0,00 | 7,17 | 65,11 | NS | 0,10 | 0,07 | 0,01 | Péssimo |
| RDQO = 91,74 - 2,75*K | 0,15 | 7,22 | 64,36 | NS | 0,52 | 0,40 | 0,21 | Péssimo |
| Multivariado | | | | | | | | |
| RDQO = 40.03 + 1.01*TRH + 3.57*P - 1.32*K | 0,91 | 2,32 | 35,9 | <0,001 | 0,98 | 0,95 | 0,93 | Ótimo |

Legenda: RDQO = redução de demanda química de oxigênio; R² = coeficiente de determinação múltipla; RQMR = raiz quadrada do quadrático médio do resíduo; CIA = critério de informação de Akaike; P = F parcial; Índice d = índice de concordância; r = índice de correlação e Índice c = índice de confiança.

Os modelos univariados para a redução de demanda química de oxigênio (RDQO) apresentaram como variáveis significativas ($P < 0,05$) o TRH e P, onde o R^2 , RQMR e AIC para TRH e P foram de 0,90; 2,26 e 30,31 e 0,30; 6,01 e 61,4; respectivamente. Com isso o modelo univariado que apresentou melhor desempenho na estimativa da redução de demanda química de oxigênio foi o TRH que apresentou um melhor R^2 quando comparado ao P. Na regressão linear multivariada obtive melhores resultados ($RDQO = 40.03 + 1.01*TRH + 3.57*P - 1.32*K$) para o R^2 , RQMR e CIA foram 0,91; 2,32 e 35,9.

Jianbin Guo et al. (2013) estudaram o efeito da temperatura sobre a concentração de biomassa em biodigestores e tratamento com dejetos de suínos, usando biodigestores semi-contínuos, observaram que a produção de biogás aumentou com a redução de DQO, no biodigestor. A concentração de DQO nos dejetos indica a quantidade de matéria orgânica presente no efluente (Flotats et al. 2009).

Na Tabela 5 estão apresentados os dados referentes as análises de regressão univariadas e multivariadas apresentam dados de produção de metano para o material CSFS.

Tabela 5. Modelos univariado e multivariado para estimar o teor de metano e o potencial de produção de metano (1 kg de SVadicionado) dos efluentes de suinocultura com separação da fração sólida (CSFS).

| Modelo | R² | RQMR | CIA | P | Índice d | R | Índice c | Desempenho |
|---|----------------------|-------------|------------|----------|-----------------|----------|-----------------|-------------------|
| Univariado | | | | | | | | |
| CH ₄ = 69,44 + 0,16*TRH | 0,83 | 0,56 | 14,45 | <0,001 | 0,95 | 0,91 | 0,87 | Ótimo |
| CH ₄ = 73,39 + 0,07*ST | 0,00 | 1,36 | 13,92 | NS | 0,01 | 0,01 | 0,00 | Péssimo |
| CH ₄ = 83,43 – 2,78*N | 0,29 | 1,14 | 8,44 | <0,05 | 0,64 | 0,54 | 0,34 | Péssimo |
| CH ₄ = 78,74 – 1,41*P | 0,08 | 1,31 | 11,92 | NS | 0,36 | 0,28 | 0,10 | Péssimo |
| CH ₄ = 75,03 – 2,79*SV | 0,01 | 1,35 | 11,92 | NS | 0,15 | 0,12 | 0,02 | Péssimo |
| CH ₄ = 73,00 + 0,06*K | 0,00 | 1,36 | 13,86 | NS | 0,08 | 0,06 | 0,00 | Péssimo |
| Multivariado | | | | | | | | |
| CH ₄ = 73.58 + 0.14*TRH - 1.06*N | 0.88 | 0.47 | 16.15 | <0.001 | 0.97 | 0.94 | 0.91 | Ótimo |
| Univariado | | | | | | | | |
| CH ₄ sva = 513,75 + 18,18*TRH | 0,91 | 43,29 | 124,57 | <0,001 | 0,98 | 0,96 | 0,93 | Ótimo |
| CH ₄ sva = 1028,07 – 36,43*ST | 0,00 | 148,65 | 164,05 | NS | 0,05 | 0,03 | 0,00 | Péssimo |
| CH ₄ sva = 1450,72 – 123,63*N | 0,08 | 112,96 | 154,55 | NS | 0,00 | 0,41 | 0,00 | Péssimo |
| CH ₄ sva = 1182,18 – 38,05*P | 0,02 | 68,94 | 137,84 | NS | 0,00 | 0,15 | 0,00 | Péssimo |
| CH ₄ sva = 1009,70 + 54,62*SV | 0,00 | 69,67 | 139,08 | NS | 0,08 | 0,04 | 0,00 | Péssimo |
| CH ₄ sva = 986,42 + 6,94*K | 0,02 | 69,10 | 137,84 | NS | 0,21 | 0,14 | 0,03 | Péssimo |
| Multivariado | | | | | | | | |
| CH ₄ sva = 513.75 + 18.18*TRH | 0.92 | 40.58 | 124.57 | <0.001 | 0.98 | 0.96 | 0.94 | Ótimo |

Legenda: CH₄ = % metano; CH₄sva = metano sólidos voláteis adicionados; R² = coeficiente de determinação múltipla; RQMR = raiz quadrada do quadrático médio do resíduo; CIA = critério de informação de Akaike ;P = F parcial; Índice d = índice de concordância; r = índice de correlação e Índice c = índice de confiança.

A produção de CH₄ apresentou modelo univariado significativo ($P < 0,05$) para as variáveis TRH e N, onde o R², RQMR e AIC foram 0.83; 0.56 e 14.45 e 0.29; 1.14 e 8.44; respectivamente. Assim o modelo univariado que apresentou melhor desempenho na estimativa do teor de metano para o material com separação da fração sólida foi o TRH, apresentando um maior R². Melhores resultados foram encontrados para a regressão linear multivariada ($CH_4 = 73.58 + 0.14*TRH - 1.06*N$), essas variáveis representam os melhores valores de R², RQMR e CIA de 0.88; 0.47 e 16.15.

Fdez-Güelfo et al. (2011) estudaram a influencia do tamanho da partícula da matéria orgânica, utilizando a fração orgânica de resíduos municipais e resíduo sintético, para os dois tipos de resíduos foram encontrados modelos univariados no qual o TRH foi o que apresentou maior R² (0.99).

Já para as análises de regressão univariadas e multivariada dos potenciais de produção de metano por Kg de SV adicionado (CH₄sva) apresentaram como variável significativa ($P < 0,05$) somente o TRH. A inclusão dessa variável nos modelos esta relacionada à correlação do TRH com as demais variáveis, onde apresentam efeitos significativos entre elas. Portanto apenas a variável TRH (0.92) contribui para o aumento do R², justificando as produções de teores de metano (CH₄).

Fdez-Güelfo et al. (2011) observaram em um estudo com dois tipos de resíduos, sendo um a fração orgânica de resíduos municipais e outro o resíduo sintético. Neste trabalho o potencial de produção CH₄ por SV adicionado, para a fração de resíduos municipais, foi encontrado modelo univariado, o TRH teve um melhor R²(0.99).

Na Tabela 6 estão apresentados os dados referentes às análises de regressão univariados e multivaridos para as reduções de ST e SV para o material CFSF.

Tabela 6. Modelos univariado e multivariado para estimar a redução de ST e SV dos efluentes de suinocultura com separação da fração sólida (CSFS).

| Modelo | R ² | RQMR | CIA | P | Índice d | r | Índice c | Desempenho |
|-----------------------------------|----------------|------|-------|--------|----------|------|----------|------------|
| Univariado | | | | | | | | |
| RST = 46,60 + 0,56*TRH | 0,45 | 4,82 | 54,31 | <0,05 | 0,78 | 0,67 | 0,52 | Sofrível |
| RST = 24,89 + 25,82*ST | 0,34 | 5,28 | 57,28 | <0,05 | 0,70 | 0,58 | 0,41 | Mau |
| RST = 96,99 – 10,12*N | 0,17 | 5,92 | 60,9 | NS | 0,52 | 0,41 | 0,21 | Péssimo |
| RST = 87,99 – 7,28*P | 0,10 | 6,17 | 62,24 | NS | 0,41 | 0,31 | 0,13 | Péssimo |
| RST = 61,16 – 2,35*SV | 0,00 | 4,08 | 47,01 | NS | 0,05 | 0,03 | 0,00 | Péssimo |
| RST = 57,60 + 0,63*K | 0,04 | 3,99 | 47,01 | NS | 0,29 | 0,21 | 0,06 | Péssimo |
| Multivariado | | | | | | | | |
| RST= 10.70 + 0.56*TRH + 25.82*ST | 0.81 | 2.80 | 41.1 | <0.01 | 0.95 | 0.90 | 0.85 | Muito bom |
| Univariado | | | | | | | | |
| RSV = 51,38 + 0,62*TRH | 0,56 | 4,30 | 50,71 | <0,001 | 0,84 | 0,75 | 0,63 | Mediano |
| RSV= 36,88 + 21,90*ST | 0,24 | 5,68 | 59,57 | <0,05 | 0,62 | 0,49 | 0,30 | Péssimo |
| RSV = 104,28 – 10,33*N | 0,17 | 5,92 | 60,9 | NS | 0,53 | 0,42 | 0,22 | Péssimo |
| RSV = 96,00 – 7,67*P | 0,11 | 6,16 | 62,18 | NS | 0,44 | 0,33 | 0,14 | Péssimo |
| RSV = 67,70 – 2,37*SV | 0,00 | 4,06 | 46,89 | NS | 0,05 | 0,03 | 0,00 | Péssimo |
| RSV = 64,66 + 0,56*K | 0,03 | 3,99 | 46,89 | NS | 0,26 | 0,19 | 0,05 | Péssimo |
| Multivariado | | | | | | | | |
| RSV = 20.94 + 0.62*TRH + 21.90*ST | 0.83 | 2.71 | 39.84 | <0.05 | 0.95 | 0.90 | 0.86 | Ótimo |

Legenda: RST=redução de sólidos totais; RSV = redução de sólidos voláteis; R² = coeficiente de determinação múltipla; RQMR = raiz quadrada do quadrático médio do resíduo; CIA = critério de informação de Akaike P = F parcial; Índice d = índice de concordância; r = índice de correlação e Índice c = índice de confiança.

Na análise da redução de ST por meio dos modelos univariados, verificou-se efeito significativo ($P < 0,05$) apenas das variáveis o TRH e ST. Os coeficientes de determinação (R^2), RQMR e CIA para TRH e ST foram de 0.45; 4.82; e 54.41 e 0.34; 5.28 e 57.28, respectivamente. O modelo univariado que apresentou melhor desempenho na estimativa do teor de metano foi o TRH que apresentou um melhor R^2 quando comparado ao ST, não teve um desempenho muito bom quando comparado aos demais modelos. A regressão linear multivariada apresentou ($RST = 10.70 + 0.56*TRH + 25.82*ST$) R^2 , RQMR e CIA foram de 0.81; 2.80 e 41.1. Observando a correlação de TRH com o ST, não têm efeitos significativos. Desta forma apenas a variável TRH contribui para o aumento do R^2 , justificando as variações das reduções de ST.

Os modelos univariados encontrados para análise da redução de SV apresentou efeito significativo ($P < 0.05$) apenas das variáveis o TRH e ST. O R^2 , RQMR e CIA para TRH e ST foram de 0.56; 4.30; 50.71 e 0.24; 5.68; 59.57, respectivamente. O modelo univariado que apresentou melhor desempenho na estimativa da redução de SV foi o TRH, que apresentou um maior R^2 quando comparado ao ST. Para regressão linear multivariada foi obtido melhores resultados ($RSV = 20.94 + 0.62*TRH + 21.90*ST$), R^2 , RQMR e CIA de 0.83; 2.71 e 39.84. Observando a correlação de TRH com o ST, não apresentam efeitos significativos. Desta forma apenas a variável TRH contribui para o aumento do R^2 , justificando as variações das reduções de ST.

Astals et al. (2013) encontraram reduções de ST e SV, utilizando substrato de água residuária de dejetos de suínos com cinco níveis de glicerina. Foi encontrado modelo univariado, tendo uma alta correlação com o TRH, com um R^2 (0.98).

A Tabela 7 apresenta os modelos referentes à RDQO dos efluentes de suinocultura com separação da fração sólida (CSFS).

Tabela 7 Modelos univariado e multivariado para estimar a redução de DQO dos efluentes de suinocultura com separação da fração sólida (CSFS).

| Modelo | R ² | RQMR | CIA | P | Índice d | r | Índice c | Desempenho |
|---|----------------|------|-------|--------|----------|------|----------|------------|
| Univariado | | | | | | | | |
| RDQO = 54,52 + 0,40*TRH | 0,63 | 2,38 | 31,82 | <0,001 | 0,87 | 0,80 | 0,70 | Bom |
| RDQO = 51,86 + 9,28*ST | 0,12 | 3,70 | 45,91 | NS | 0,45 | 0,34 | 0,15 | Péssimo |
| RDQO = 84,17 – 5,42*N | 0,13 | 3,68 | 45,66 | NS | 0,45 | 0,36 | 0,16 | Péssimo |
| RDQO = 91,53 – 7,34*P | 0,42 | 2,37 | 31,66 | <0,01 | 0,78 | 0,65 | 0,51 | Sofrível |
| RDQO = 73,83 – 17,60*SV | 0,11 | 2,95 | 38,51 | NS | 0,45 | 0,33 | 0,15 | Péssimo |
| RDQO = 61,31 + 0,36*K | 0,02 | 3,09 | 38,51 | NS | 0,23 | 0,16 | 0,03 | Péssimo |
| Multivariado | | | | | | | | |
| RDQO = 56.43 + 0.38*TRH + 7.85*ST + 2.24*N - 5.43*P | 0.89 | 1.33 | 20.29 | <0.001 | 0.97 | 0.94 | 0.91 | Ótimo |

Legenda: RDQO = redução de demanda química de oxigênio; R² = coeficiente de determinação múltipla; RQMR = raiz quadrada do quadrático médio do resíduo; CIA = critério de informação de Akaike; P = F parcial; Índice d = índice de concordância; r = índice de correlação e Índice c = índice de confiança.

Na análise da redução de DQO por meio dos modelos univariados, verificou-se efeito significativo ($P < 0,05$) apenas das variáveis o TRH e P. Os coeficientes de determinação (R^2), RQMR e CIA para TRH e P foram de 0.63; 2.38; 31.82 e 0.42; 2.37; 31.66, respectivamente. Assim, o modelo univariado que apresentou melhor desempenho na estimativa da redução de demanda química de oxigênio foi o TRH que apresentou um maior R^2 quando comparado ao P. Para a regressão linear multivariada obtive resultado ($RDQO = 56.43 + 0.38*TRH + 7.85*ST + 2.24*N - 5.43*P$), com o coeficiente de determinação (R^2), RQMR e CIA de 0.89; 1.33 e 20.29. Observando a correlação de P com ST e N têm efeitos significativos, com isso a inclusão dessas variáveis no modelo esta relacionada às variáveis menos correlacionadas. Apenas a variável TRH contribui para o aumento do R^2 , justificando as variações das reduções de DQO.

Astals et al. (2013) encontrou redução de DQO quando correlacionado ao TRH, utilizaram substrato de água residuária de suinocultura com cinco níveis de glicerí de ocorre uma alta produção de biogás e uma redução de DQO.

CONCLUSÕES

Os modelos encontrados neste estudo podem ser utilizados para predizer de maneira segura os principais parâmetros do processo de biodigestão anaeróbia dos efluentes de suinocultura com e sem separação da fração sólida.

Os resultados obtidos para os modelos com e sem separação da fração sólida da água residuária de suinocultura foi importante e contribui para aumentar a eficiência dos biodigestores, reduzir custos de implantação dos biodigestores que torna o processo de biodigestão eficiente, com isso, a variável que mais interfere no processo de biodigestão anaeróbia é o TRH. Por essas questões, este estudo atingiu os objetivos propostos, avaliando o

modelo matemático para estimar a produção de biogás em sistemas de biodigestão anaeróbia dos dejetos de suínos analisando a influência dos parâmetros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína [ABIPECS]. Receita das exportações de carne suína caiu 8,3% no 1º semestre. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/news/683/99/Receita-das-exportacoes-de-carne-suina-caiu-8-3-no-1-semester.html>> [Acessado em 29 de julho de 2013]

Astals, S, Esteban-Gutiérrez. M, Fernández-Arévalo.T, Aymerich. E, García-Heras. J. L, Mata-Alvarez. J, 2013 Anaerobic digestion of seven different sewage sludges: A biodegradability and modelling study. Water Research.

Camargo, A.P. de; Sentelhas, P.C. 1997. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no Estado de São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Agrometeorologia, v.5: 89-97.

Dinuccio, E.; Berg, W.; Balsari, P. 2008. Gaseous emissions from storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. Atmospheric Environment 42: 2448-2459.

Flotats, Xavier et al. 2009. Manure treatment technologies: on-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. Bioresource Technology 100: 5519-5526.

Galbiatti, J. A; Caramelo, A. D; Silva, F. G; Gerardi, E. A. B; Chiconato, D. A. 2010. Estudo quali-quantitativo do biogás produzido por substratos em biodigestores tipo batelada. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental 14, n.4: 432-437, Campina Grande, PB, UAEA/UFCG.

Gonçalves, R. G.; Palmeiras, E. M. 2006. Suinocultura brasileira. Revista Acadêmica de Economia, [s. l.] n. 71.

L.A. Fdez-Güelfo, C. Álvarez-Gallego, D. Sales, L.I. Romero García, 2011. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste: Methane production modeling. *Waste Management*.

Orrico J. M.A.P, Orrico, A.C.A.; Lucas Júnior, J. 2010. Avaliação de parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos alimentados com dietas à base de milho e sorgo. *Engenharia Agrícola, Jaboticabal* 30: 600-607.

Orrico Júnior, M.A.P. Biodigestão anaeróbia e compostagem de dejetos de suínos, com e sem separação de sólidos. Tese de Mestrado- Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp. São Paulo, 2007.

Ross, C.C.; Drake, T.J.; Walsh, J.L. 1996. *Handbook of biogas utilization*. 2 ed. Atlanta-U.S. Department of Energy.

Silva, F.M.; Lucas JÚNIOR, J.; Benincasa, M.; Oliveira, E. 2005. Desempenho de um aquecedor de água a biogás. *Engenharia Agrícola, Jaboticabal* 25: 608-14.

Schoenhals, M. 2006. Avaliação da eficiência do processo de flotação aplicado ao tratamento primário de efluentes de abatedouro avícola. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

Souza, C.F.; Campos, J.A. 2007. Avaliação do tempo de retenção hidráulica, agitação e temperatura em biodigestores operando com dejetos de suínos. *Revista Brasileira de Agroecologia, Porto Alegre* 2: 235-241.

Willmott, C. J.; Ackleson, S. G.; Davis, R. E.; Feddema, J. J.; Klink, K. M.; Legates, D. R.; O'donnell, J.; Rowe, C. M. 1985. Statistics for the evaluation and comparison of models. *Journal of Geophysical Research* 90: 8995-9005.

Wolfinger, R. 1993. Covariance structure selection in general mixed models. *Communications in Statistics – Simulation* 22:1079-1106.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processo de biodigestão anaeróbia oferece soluções aos produtores, os ganhos ambientais são incontestáveis, diminuindo consideravelmente a emissão de gases geradores do efeito estufa e poluição dos recursos naturais. Em consequência disso as suas desvantagens são minimizadas com a evolução de tecnologias.

Os resultados obtidos com o uso de separação da fração sólida e a utilização do modelo proposto pelo método de seleção de variáveis de Stpwise mostraram resultados satisfatórios para as análises regressão multivariadas para os efluentes de suinocultura com e sem separação da fração sólida. Ainda são poucas as pesquisas envolvidas nesta área, por isso o conteúdo deste trabalho, junto com trabalhos futuros deverá ser desenvolvido, poderão ser usados para ter um sistema.

APÊNDICE

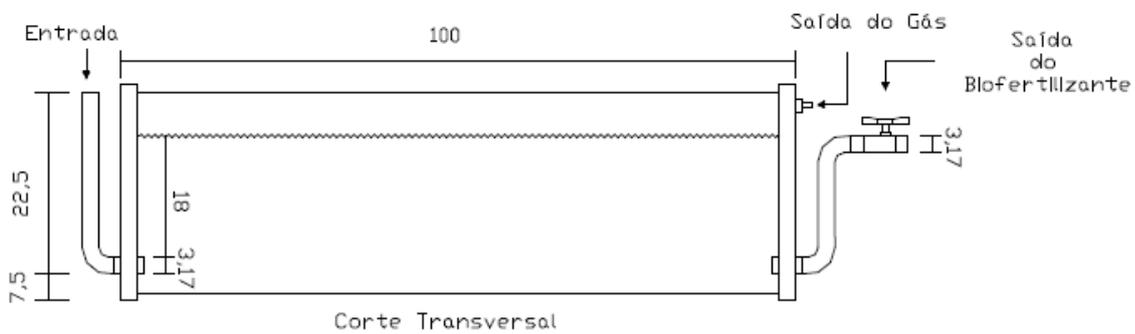


Figura 1. Corte transversal dos biodigestores tubulares utilizados no experimento (medidas em cm e desenho sem escala). Adaptado de Orrico (2007).

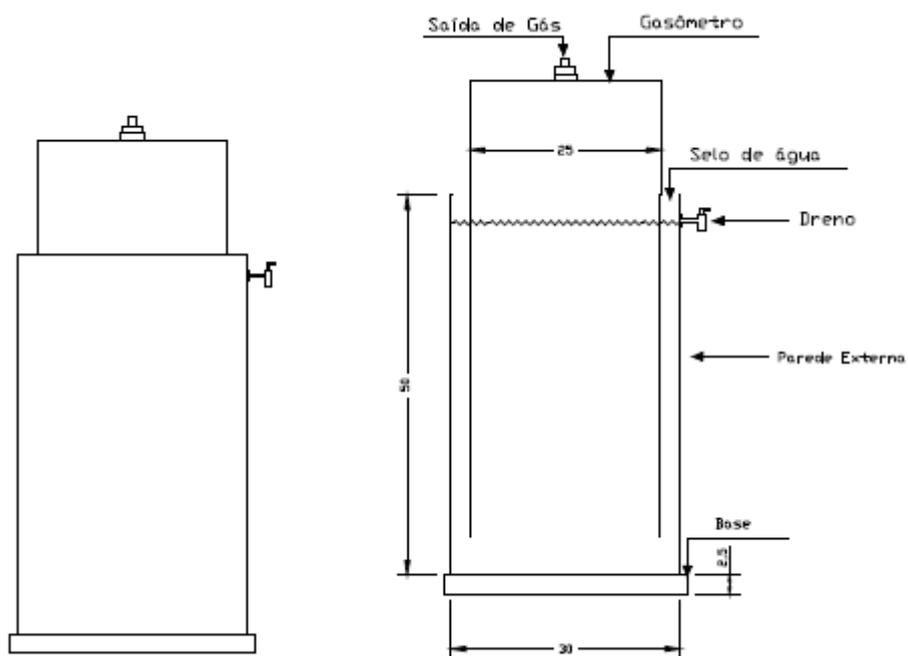


Figura 2. Esquema dos gasômetros utilizados no experimento (medidas em cm e desenho sem escala). Adaptado de Orrico (2007).