

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ - UNIOESTE  
CAMPUS DE CASCAVEL  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENG.<sup>a</sup> AGRÍCOLA - PGEAGRI

BIODIGESTÃO E CO-DIGESTÃO ANAERÓBIAS DE CAMA DE FRANGOS COM ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

DONIZETE JOSÉ VICENTE JÚNIOR

CASCAVEL – Paraná – Brasil

Julho – 2012

DONIZETE JOSÉ VICENTE JÚNIOR

BIODIGESTÃO E CO-DIGESTÃO ANAERÓBIAS DE CAMA DE FRANGOS COM ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

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

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

Co-Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simone Damasceno Gomes

CASCADEL – Paraná – Brasil

Julho – 2012

DONIZETE JOSÉ VICENTE JÚNIOR

BIODIGESTÃO E CO-DIGESTÃO ANAERÓBIAS DE CAMA DE FRANGOS COM ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovado** pela seguinte banca examinadora:

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Hermínia Ferreira Tavares  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Tatiane Dal Bosco  
Curso de Engenharia Agrícola, UEL

Prof.<sup>o</sup> Dr.<sup>o</sup> Luiz Antônio de Mendonça Costa  
Engenheiro Agrônomo

Cascavel, 13 de julho de 2012

## BIOGRAFIA DO AUTOR

Donizete José Vicente Júnior, filho de Donizete José Vicente e Fátima Regina Sardinha, nascido em 15 de abril de 1983, é natural da cidade de São Bernardo do Campo, Estado do São Paulo. Em 2006, iniciou o Curso de Graduação em Ciências Biológicas - Bacharelado na Universidade Estadual do Oeste de Paraná – UNIOESTE – *Campus* de Cascavel, graduando-se em dezembro de 2009. Em março de 2010, iniciou o Curso de Pós-Graduação *Stricto Sensu* Nível Mestrado em Engenharia Agrícola - Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da UNIOESTE - *Campus* de Cascavel. Concentrou seus estudos na área de tratamento de resíduos.

“A imaginação é mais importante que o conhecimento”  
Albert Einstein

Dedico ao meu avô, Armando José Sardinha, e  
à minha avó, Rosalina de Lima Sardinha

## AGRADECIMENTOS

Antes de qualquer coisa, gostaria de agradecer ao responsável por tudo que me cerca, ao nosso Pai maior e guardião do meu destino, Deus;

Não posso deixar de agradecer, em segundo lugar, às pessoas que permitiram que eu chegasse até este momento e que, com muito amor e carinho, me fizeram o homem que sou hoje: meu grande herói e minha querida heroína: o Sr. Donizete José Vicente e a Sr<sup>a</sup> Fátima Regina Sardinha Vicente;

Agradecer à minha irmã, Caroline Regina Sardinha, que sempre me apoiou e me deu força nos momentos de dúvida e desânimo; ao meu irmão, Pedro Arthur Sardinha Vicente, que me fez querer ser sempre um bom exemplo, mantendo-me sempre focado no meu objetivo;

Agradecer à mulher que esteve ao meu lado desde o início dessa jornada e que me apoiou, me amou e me manteve motivado nos momentos bons e ruins, Fernanda Melo Gomes, você foi e é tudo pra mim;

Aos grandes amigos que me inspiraram quando não sabia quais caminhos seguir dentro da pesquisa, aos que me ensinaram cada segredo do laboratório e aos que estavam ao meu lado quando precisei. Posso citar alguns nomes, como Denise, Fran Torres, Dércio, Rozatão, Jian Gaúcho, Beltrão, Leocir, Olga, dentre tantos outros;

Agradecer aos meus orientadores, à professora Mônica Sarolli e ao professor Mendonça, que propiciaram que eu ampliasse meus horizontes na área da pesquisa, lapidando um pouco mais essa rocha bruta que, graças a suas dedicações, hoje reluz um pouco mais;

A todos os professores e funcionários que participaram desta etapa gloriosa da minha vida, assim como aqueles que indiretamente contribuíram para o sucesso de meus experimentos;

Aos senhores membros da banca, Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Tatiane Dal Bosco e à Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Hermínia Ferreira Tavares;

Gostaria de agradecer também à COPACOL, na pessoa do Sr. Vicente Tondo, pelo incentivo e por disponibilizar, sempre que necessário, os resíduos utilizados na pesquisa;

Por último, porém não menos importante, gostaria de agradecer à UNIOESTE, ao PGEAGRI e à CAPES, por toda estrutura e apoio técnico e financeiro para conclusão deste trabalho, que certamente será referência para novos avanços na área de tratamento biológico de resíduos.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE FIGURAS.....	xi
LISTA DE ABREVIATURAS.....	xii
RESUMO.....	xiii
ABSTRACT.....	xiv
1 INTRODUÇÃO.....	15
2 OBJETIVOS.....	17
2.1 Geral.....	17
2.2 Específicos .....	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
3.1 Aspectos Gerais.....	18
3.2 Resíduos sólidos e líquidos.....	22
3.3 Biodigestão e Co-digestão anaeróbia .....	24
3.4 Biogás e biofertilizante .....	27
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	31
4.1 Descrição do local onde o trabalho foi desenvolvido .....	31
4.2 Os biodigestores .....	31
4.3 Afluente.....	33
4.3.1 Primeiro ensaio .....	33
4.3.2 Segundo ensaio .....	34
4.4 Condução dos experimentos.....	35
4.5 Parâmetros avaliados .....	36
4.5.1 Sólidos Totais e Sólidos Voláteis.....	36
4.5.2 Produção de biogás .....	37
4.5.3 Análises químicas .....	37
4.5.4 Análise de coliformes .....	38
4.5.5 Análises Estatísticas .....	38
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	40
5.1 Primeiro Ensaio.....	40
5.1.1 Condutividade elétrica, pH e Redução de DQO, ST e SV .....	40
5.1.2 Potenciais de produção de biogás.....	42
5.1.3 Distribuição da produção de biogás .....	43
5.1.4 Caracterização mineral dos efluentes.....	45
5.2 Segundo ensaio .....	48
5.2.1 Condutividade elétrica, pH e Redução de DQO, ST e SV .....	48
5.2.2 Potenciais de produção de biogás.....	49

5.2.3 Distribuição da produção de biogás .....	51
5.2.4 Caracterização mineral dos efluentes.....	52
5.3 Análise microbiológica dos biofertilizantes .....	55
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	57
7. CONCLUSÕES.....	59
8 REFERÊNCIAS .....	60

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Quantidades de materiais em kg utilizadas nas misturas feitas no primeiro ensaio.....	33
Tabela 2	Análises físico-químicas dos substratos utilizados no primeiro ensaio do experimento com água tratada e residuária, cama de frangos com seis, sete e oito lotes de reutilização e o esterco bovino.....	34
Tabela 3	Quantidades de materiais em kg utilizadas nas misturas feitas no segundo ensaio.....	35
Tabela 4	Análises físico-químicas dos substratos utilizados no segundo ensaio do experimento com cama de frangos de seis, sete e oito lotes de reutilização, misturadas com ARS e diferentes TRH .....	35
Tabela 5	Valores de pH, condutividade elétrica, DQO, sólidos totais e sólidos voláteis e reduções de seus teores após 175 dias de biodigestão anaeróbia.....	40
Tabela 6	Produção total de biogás por tratamento e potenciais de produção de biogás por kg de cama de frangos adicionada, por kg de substrato, por quantidade de ARS adicionada, por kg de ST adicionados e SV adicionados e reduzidos.....	42
Tabela 7	Caracterização mineral do afluente (A) e do efluente (E) após 175 dias de tratamento do primeiro ensaio.....	46
Tabela 8	Valores de pH, condutividade elétrica, DQO, sólidos totais e sólidos voláteis e reduções de seus teores após 175 dias de biodigestão anaeróbia.....	48
Tabela 9	Produção total de biogás por tratamento e potenciais de produção de biogás por kg de cama de frangos adicionado, por kg de substrato, por quantidade de ARS adicionada, por kg de ST adicionados e SV adicionados e reduzidos.....	50
Tabela 10	Caracterização mineral do afluente (A) e do efluente (E) do segundo ensaio de biodigestão anaeróbia das misturas de ARS e cama de frangos de diferentes lotes de reaproveitamento após 40 e 55 dias de retenção hidráulica.....	54
Tabela 11	Análises de coliformes totais e termotolerantes, realizadas nos afluentes e efluentes do primeiro e segundo ensaios pelo método de tubos múltiplos.....	55

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Processo fermentativo que ocorre com a matéria orgânica na biodigestão anaeróbia.....	25
Figura 2	Vista em corte transversal do biodigestor e gasômetro confeccionado em tubos de PVC para utilização no experimento.....	32
Figura 3	À esquerda, detalhe do gasômetro com régua afixada para medição do deslocamento vertical do êmbolo e posterior cálculo do volume de biogás; À direita, foto do biodigestor e detalhe da válvula de saída do efluente e do coletor de gás.....	32
Figura 4	Distribuição semanal da produção de biogás, TRH = 175 dias (a) produção média de biogás por tratamento (b) T <sub>1</sub> - ARS + cama de 6 lotes; T <sub>2</sub> - ARS + cama de 7 lotes; T <sub>3</sub> - ARS + cama de 8 lotes; T <sub>4</sub> - água limpa + cama de 6 lotes; T <sub>5</sub> - água limpa + cama de 7 lotes; T <sub>6</sub> - água limpa + cama de 8 lotes. ....	43
Figura 5	Distribuição semanal da produção de biogás, TRH = 40 dias (a); TRH = 55 dias (b) T <sub>1</sub> - ARS + cama de 6 lotes; T <sub>2</sub> - ARS + cama de 7 lotes; T <sub>3</sub> - ARS + cama de 8 lotes; T <sub>4</sub> - ARS + cama de 6 lotes; T <sub>5</sub> - ARS + cama de 7 lotes; T <sub>6</sub> - ARS + cama de 8 lotes. ....	51

## LISTA DE ABREVIATURAS

ARS = água residuária da suinocultura

AT = água tratada

CE = condutividade elétrica

DQO = demanda química de oxigênio

FDA = fibra em detergente ácido

FDN = fibra em detergente neutro

GEE = gases de efeito estufa

pH = potencial hidrogeniônico

ST = sólidos totais

SV = sólidos voláteis

TRH = tempo de retenção hidráulica

## RESUMO

### BIODIGESTÃO E CO-DIGESTÃO ANAERÓBIAS DE CAMA DE FRANGOS COM ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

O Brasil apresenta grande potencialidade na produção de alimentos, porém, a produção em larga escala de grãos e proteína animal tem levado ao aumento da geração de resíduos. Este fato justifica o estudo de práticas de reciclagem, tais como a biodigestão e a co-digestão anaeróbia de águas residuárias e resíduos sólidos oriundos de criatórios e beneficiamentos, pois a transformação de resíduos potencialmente poluidores em biofertilizante e biogás contribui para o saneamento eficaz e agrega valor ao produto final. Os resíduos utilizados nesta pesquisa foram camas de frango de seis, sete e oito lotes, além de água residuária da suinocultura (ARS) peneirada, proveniente de unidade produtora de leitões. Foram implantados dois ensaios: no primeiro ensaio, objetivou-se verificar qual dos processos, a biodigestão ou a co-digestão anaeróbia apresentaria o maior potencial de produção de biogás. Com os resultados do primeiro ensaio, iniciou-se o segundo para determinar qual o melhor tempo de retenção hidráulica (40 ou 55 dias) em função dos parâmetros avaliados, a saber: pH; condutividade elétrica (CE); redução de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV); redução da demanda química de oxigênio (DQO); teores de N, P, K, Ca, Mg, Zn, Cu, Fe, Mn e Na, tanto no afluente quanto no efluente, além dos potenciais de produção de biogás e análise de coliformes totais e termotolerantes. Como resultados, observaram-se maiores produções de biogás ( $p < 0,05$ ) nos tratamentos em que se empregou a co-digestão anaeróbia com ARS: 0,179; 0,158 e 0,117 m<sup>3</sup> por kg de ST adicionados, para as camas de frango com seis, sete e oito lotes, respectivamente. Neste mesmo ensaio, não se observou interação entre os fatores (cama e águas utilizadas) nem diferenças estatísticas entre os tratamentos para a redução de DQO. Para o segundo ensaio, ao serem comparados os tempos de retenção hidráulica, observou-se produção de biogás estatisticamente maior ( $p < 0,05$ ) no tempo de 55 dias: 0,04; 0,05 e 0,03 m<sup>3</sup> por kg ST adicionados, respectivamente, para as camas de frango com seis, sete e oito lotes. Quanto à redução de DQO, as maiores reduções ( $p < 0,05$ ) foram observadas aos 55 dias: 45,83; 67,49 e 29,45%, respectivamente, para camas de seis, sete e oito lotes. Não foram observados coliformes totais nem termotolerantes no biofertilizante, em ambos os ensaios. Com relação à composição química dos biofertilizantes, observou-se, de maneira geral, maior concentração de nutrientes no efluente quando comparado ao afluente, devido às perdas de C via biogás, em ambos os ensaios. No primeiro ensaio, onde foram comparados os dois processos, houve aumento na concentração de macronutrientes, no biofertilizante proveniente da co-digestão, os incrementos variaram desde 20,2% para o Ca até 92% para o N. Para os micronutrientes, a variação foi desde 55,2% para o Na até 904,7% para o Cu. Concluiu-se que a co-digestão anaeróbia entre água residuária de suinocultura peneirada e cama de frango com seis, sete ou oito lotes, com tempo de retenção hidráulica de 55 dias, é a melhor opção para a reciclagem energética e de nutrientes, porém resulta em maior concentração de Cu e Zn no biofertilizante.

**Palavras chave** – biofertilizante, biogás, tratamento de resíduos.

## ABSTRACT

### ANAEROBICS BIODIGESTION AND CO-DIGESTION OF POULTRY LITTER WITH SWINE WASTEWATER

Brazil has great potential in food production, although the large scale production of grains and animal protein has increased waste generation. This justifies the study of recycling practices, such as biodigestion and anaerobic co-digestion of wastewater, excreta and solid waste from farms and processing products since the processing of potential polluting waste into biofertilizers and biogas has contributed to effective sanitation and added value to the final product. The studied wastes were reused poultry litter from six, seven and eight lots and sieved swine wastewater (SWW), from piglet production unit. Two trials were carried out: the first one aimed at verifying which system, biodigestion or anaerobic co-digestion, has recorded the greatest potential for biogas production. With those results from the first trial, the second one could be started to determine the best hydraulic retention time (40 or 55 days), according to the following evaluated parameters: pH, electrical conductivity (EC), reduction of both total solids (TS) and volatile solids (VS), reduction of chemical oxygen demand (COD), N, P, K, Ca, Mg, Zn, Cu, Fe, Mn and Na contents, both in influent and effluent as well as the potential biogas production and analysis of total and thermo-tolerant coliforms. The results have shown higher biogas production ( $p < 0.05$ ) in treatments that used anaerobic co-digestion with SWW (0.179, 0.158 and 0.117 m<sup>3</sup> kg added TS) for poultry litter with six, seven and eight lots, respectively. In this trial, there was no interaction among factors (poultry litter and used wastewater) or differences among treatments for COD decrease. For the second test, when hydraulic retention times were compared, the biogas production was statistically higher ( $p < 0.05$ ) in 55 day (0.04, 0.05 and 0.03 m<sup>3</sup>/kg TS added), respectively for poultry litter with six, seven and eight lots. According to COD decrease, the largest decreases ( $p < 0.05$ ) were observed at 55 days (45.83, 67.49 and 29.45%), respectively, for the poultry litter with six, seven and eight lots. There was no total or thermo-tolerant coliform in biofertilizer, in both trials. According to the chemical composition of biofertilizers, there was higher concentration of nutrients in effluent when compared to the influent due to carbon losses in biogas for both trials. In the first trial, the Mg levels remained the same in both biofertilizers from co-digestion as in anaerobic digestion. For other nutrients, the biofertilizer from co-digestion of the increases ranged from 20.2% for Ca up to 92% for N. In the first trial, both processes were compared and there was an increase on nutrients concentration in co-digestion biofertilizers and the increases ranged from 20.2% for Ca up to 92% for N. For micronutrients, the variation was from 55.2% up to 904.7% in Cu. Thus, it was concluded that the anaerobic co-digestion of sieved swine wastewater and poultry litter with six, seven or eight lots plus a 55 day hydraulic retention time is the best option for recycling energy and nutrients, although it has resulted in greater concentration of Cu and Zn in biofertilizer.

**Keywords:** biofertilizer, biogas, waste treatment

## 1 INTRODUÇÃO

O setor agropecuário brasileiro continua em desenvolvimento em função do aumento na demanda do mercado interno e externo. Logo, há ampliação da produção e conseqüentemente maior geração de resíduos.

Devido a este desenvolvimento, a criação de animais em confinamento tem se expandido por quase todas as regiões do País, todavia, as regiões Sul e Centro-Oeste apresentam os maiores rebanhos de aves e suínos (IBGE, 2010).

A disposição inadequada dos resíduos pode levar a conseqüências indesejáveis, como a contaminação dos solos, do ar e de águas superficiais e subterrâneas, prejudicando o ambiente e a qualidade de vida no campo e nas cidades.

Pesquisas são realizadas no intuito de amenizar os impactos ambientais em todas as áreas do conhecimento e seus níveis de produção, a fim de diminuir o consumo e aumentarem-se a reciclagem e o reuso como caminhos para uma sociedade mais equilibrada.

Nesta perspectiva de respeito ao ambiente e necessidade de encontrar meios para diminuir ou até mesmo solucionar tais questões, é indubitável que a busca por alternativas sustentáveis de aproveitamento parcial ou total de resíduos seja uma estratégia a ser seguida.

A avicultura de corte possui uma cadeia produtiva extensa e gera grande quantidade de resíduos sólidos ao longo do processo, cuja cama de frango é um dos principais. Composta normalmente de material vegetal, serve para evitar o contato direto das aves com o piso, bem como calosidades, diminuir umidade, reter fezes e, até mesmo, auxiliar na manutenção da temperatura nos galpões.

Os materiais utilizados como cama de frango podem ser maravalha, casca de amendoim e arroz, capim napier picado, pó de serra, dentre outros. Devido ao elevado custo desses materiais, tem-se realizado o reaproveitamento da cama em vários lotes de produção. Tal número é variável de acordo com a empresa integradora.

No Estado do Paraná, algumas integradoras têm realizado até 13 reutilizações. Esse procedimento modifica a composição química das camas, principalmente pela alteração da relação carbono/nitrogênio, o qual, por sua vez, altera o desempenho dos processos biológicos de aproveitamento.

Outra atividade importante e geradora de grandes quantidades de resíduos é o sistema de criação de suínos que, na maioria das vezes, utiliza água na limpeza das instalações. O resíduo líquido apresenta altas concentrações de elementos químicos importantes e passíveis de aproveitamento.

A composição orgânica dos dejetos animais permite que, por meio da biodigestão anaeróbia, ocorra o reaproveitamento da biomassa existente para geração de biogás,

passível de utilização para geração de energia, e a produção de biofertilizante, que pode ser utilizada para adubação de solos agrícolas.

A biodigestão anaeróbia é um processo biológico que ocorre pela fermentação da matéria orgânica e é capaz de diminuir a agressividade do material, além de permitir seu uso sem que seja prejudicial ao ambiente.

Com o mesmo princípio, a co-digestão anaeróbia de dois ou mais resíduos possui algumas vantagens em relação à biodigestão, como: aumentar a concentração de nutrientes, melhorar a razão C/N e promover aumento da produção de biogás.

Estudos sobre o emprego da biodigestão anaeróbia utilizando como substrato camas de frango foram realizados ao longo dos anos e demonstram bom potencial desse resíduo para produção de biogás.

Pesquisas em que se utilizam camas de frango com números crescentes de lotes são importantes, pois acompanham a tendência da cadeia produtiva do frango e dão sequência ao uso de biodigestores no meio rural. Esses, por sua vez, oferecem ao produtor uma opção de energia renovável e limpa e um biofertilizante com valor agrônômico importante, que fornece nutrientes para a produção vegetal e matéria orgânica para o solo.

Neste contexto, estudos visando o tratamento de resíduos agroindustriais por meio da biodigestão e co-digestão anaeróbia no aproveitamento da biomassa para produção de energia limpa e biofertilizante são justificados e de grande valia para a preservação do ambiente e melhora da qualidade de vida da sociedade.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Geral**

Avaliar a eficiência da co-digestão anaeróbia de camas de frango, reutilizadas, e água residuária da suinocultura peneirada comparada ao processo de biodigestão anaeróbia bem como determinar o melhor tempo de retenção hidráulica para o sistema que se mostrar mais eficiente.

### **2.2 Específicos**

- Determinar a redução dos valores da demanda química de oxigênio, sólidos totais e sólidos voláteis do efluente nos dois ensaios;

- Definir qual o tempo de retenção hidráulica mais recomendado para o tratamento desses resíduos levando em consideração a produção de biogás e redução de sólidos totais e demanda química de oxigênio;

- Avaliar as diferenças das camas de frango após diferentes números de lotes de produção com relação à produção de biogás e às características químicas do efluente;

- Avaliar o potencial de produção de biogás por ST e SV adicionados, ST e SV reduzidos, por kg de mistura da co-digestão adicionada e por quilo de cama de frango adicionada;

- Determinar as características químicas e a sanitização do efluente produzido para uso como biofertilizante.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Aspectos Gerais

No Brasil e no mundo, o crescimento populacional, a busca do homem por mais conforto e melhor qualidade de vida, o processo de urbanização das últimas décadas e os atuais padrões de consumo têm levado ao aumento da demanda por recursos naturais e ao incremento da produção de bens e serviços para o suprimento das necessidades humanas (MATTOS, PINTO, *et al.*, 2010; MELO, 2011).

Neste contexto, a questão ambiental abrange um conjunto de temas polêmicos, como degradação, poluição, escassez de recursos naturais, energéticos e de alimentos e está mais visível nas últimas décadas (BRUM e FORTALEZA, 2005).

Esta realidade tem levado empresas a começarem a se preocupar mais com o meio ambiente, pois, além de serem forçadas por uma regulamentação que as obriga a controlarem a poluição, a sociedade também se mostra mais preocupada com as temáticas ambientais (MATTOS, PINTO, *et al.*, 2010). Desta maneira, a atuação do consumidor no mercado pode ter reflexos positivos ou negativos sobre a economia, o meio ambiente e o comportamento das empresas (GOMES, 2006).

De acordo com Mattos, Pinto, *et al.* (2010), a legislação ambiental, a pressão de ambientalistas e o surgimento de consumidores mais exigentes têm forçado as empresas a investirem em tecnologias limpas, como diferencial para maior destaque frente à concorrência.

As corporações estão descobrindo que o desenvolvimento de produtos e os processos de manufatura ambientalmente saudáveis fornecem oportunidades para melhorar a imagem da marca frente ao mercado, pois há economia de dinheiro e satisfação da necessidade dos consumidores no sentido de manter qualidade de vida elevada sem destruir o ambiente (SALGADO JR. e PRETTO, 2007).

Esta nova visão de negócios a respeito do tema ambiental ganha força com a norma ISO 14000 que, de certa maneira, constrange as empresas que não se adequam aos seus parâmetros, obrigando-as a adaptarem-se às normas de certificação. De acordo com o documento, são consideradas tecnologias limpas somente aquelas em que o sistema não cause danos ambientais em nenhuma fase do processo, desde a produção até o destino de seus resíduos (ISO - STANDART METHODS, 2009).

Outros documentos vêm de encontro a essas mudanças, como o protocolo de Kyoto que propõe os chamados mecanismos de desenvolvimento limpo (MDL), cujo objetivo é permitir que os participantes do acordo atinjam o desenvolvimento sustentável e contribuam para o objetivo final da Convenção. Logo, cumpram seus compromissos quantificados pela limitação e redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE) (BRASIL<sub>a</sub>, 2012).

Os gases atmosféricos são capazes de reter relativamente pouca radiação solar, enquanto absorvem com maior eficiência a radiação emitida pela superfície da Terra. Os mais importantes têm ocorrência natural e são: vapor de água ( $H_2O_v$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ), ozônio ( $O_3$ ), metano ( $CH_4$ ) e óxido nitroso ( $N_2O$ ), porém, também são gerados em grandes quantidades em ações antrópicas como a queima de combustíveis fósseis que liberam principalmente  $CO_2$  e  $CH_4$  (XAVIER e KERR, 2004).

Pesquisas sobre os GEE (principalmente o  $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $N_2O$ ) indicam que, em geral, os gases emitidos nos trópicos estão relacionados principalmente ao desmatamento e à intensificação da agricultura. Todavia, em regiões temperadas, o efeito estufa provém da combustão de combustíveis fósseis do transporte e indústria (UNFCCC, 2006).

A principal razão para esses fatos é que as zonas temperadas já alcançaram as necessidades em calorias e rendimentos, bem como a população atingiu o equilíbrio de estado estacionário. Por outro lado, as áreas tropicais têm maior população humana, a qual exige mais comida. Além disso, o rendimento das culturas nos trópicos é reduzido, principalmente devido à falta de adoção de boas práticas e por serem pobres em recursos tecnológicos (CERRI, SPAROVEK, *et al.*, 2007).

Neste contexto, a questão do meio ambiente vem alterando a pauta das discussões sobre os temas e dilemas da humanidade, cujas informações sobre aquecimento global, Protocolo de Kyoto, mudanças climáticas e tecnologias limpas são algumas das principais temáticas que têm encabeçado as diretrizes de grandes empresas e invariavelmente são questões de destaque em qualquer discussão atual (JABOUR e SANTOS, 2009).

Em 1997, quando foi proposto o Protocolo de Kyoto e criado os MDLs, o carbono tornou-se uma mercadoria (commodity). Houve o incentivo de grandes corporações como o frigorífico Sadia, que testou a implantação de biodigestores para produção de biogás a partir dos dejetos de suínos em três granjas próprias e posteriormente mostrou-se interessante. A previsão foi de que o potencial de comercialização de créditos de carbono nestas granjas chegassem a 242 mil toneladas de carbono em dez anos (FERREIRA, 2005).

Apesar da obrigação de criar mecanismos para a redução de emissão de gases poluentes e atender às metas estabelecidas por Kyoto serem dos governos, os agentes privados exercem papel fundamental no processo e são responsáveis pela implantação dos projetos de MDL e pela negociação dos créditos de carbono (KONZEN, 2005).

Embora haja diferenças e nuances, posturas empresariais pró-ativas exigem o estabelecimento sobre o que Boiral (2006) conceitua como Inteligência Ambiental (IA) e que, em suma, envolve quatro variáveis que se inter-relacionam em um mecanismo de influência mútua, de forma que as empresas que desejam enfrentar os desafios e explorar as oportunidades promovidas pela mudança climática, devem constantemente diagnosticar: questões econômicas, políticas e de legislação, sociais, científicas e técnicas, a fim de consolidar uma estratégia pró-ativa.

Neste contexto, surge a necessidade do desenvolvimento de alternativas que atendam às expectativas do mercado, agreguem qualidade e baixo custo aos produtos ofertados, mantenham os padrões internacionais e ainda atendam às exigências do protocolo de Kyoto.

A produção de alimentos, principalmente de origem animal, vem crescendo pelo aumento da demanda mundial, o qual não seria possível sem o avanço tecnológico e grandes investimentos para aumentar a produção, reduzirem-se os custos e manutenção da qualidade do que é produzido. Desta maneira, as agroindústrias investem alto e ampliam suas cadeias produtivas, assim, as produções de aves, suínos, ovinos e bovinos ganham maior espaço no Brasil e no Planeta (SAAB, NEVES e CLAUDIO, 2009).

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, no Estado do Paraná, principalmente na região Oeste, tem havido aumento na produção de frangos de corte. Apenas até setembro de 2010, foram abatidos mais de 3,7 bilhões de unidades de frangos (IBGE, 2010).

O Brasil é o terceiro maior produtor de aves do mundo e o primeiro país em exportações (UBABEF, 2011). O Paraná é o Estado que detém o maior rebanho do País, com capacidade para criação de aproximadamente 265 milhões de cabeças entre galos, galinhas, frangos, frangas e pintos (IBGE, 2010).

A região Sul do País, no ano de 2009, destacou-se como maior produtora do setor de frangos de corte com 60,6%. O Paraná realiza o maior volume de abates (26,5%) das aves, seguido por Santa Catarina (18,8%) e Rio Grande do Sul (15,3%) (IBGE, 2010).

A suinocultura brasileira também acompanha esse desenvolvimento e o crescimento de mercado, portanto, conquista o posto de quarto maior produtor e quarto maior exportador de carne suína do Planeta em 2011 (ABIPECS, 2011).

De acordo com o (IBGE, 2010), o Paraná só produz menos suínos do que os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, com um rebanho médio em torno de cinco milhões de cabeças em 2010.

Em consequência do crescimento das agroindústrias, há significativo aumento da geração de resíduos, pois com o aumento dos confinamentos e a tecnificação das granjas de frango e suínos, é inevitável a maior produção de dejetos, e conseqüentemente, águas residuárias provenientes da higienização dos criadouros, abatedouros e dos beneficiamentos diversos, os quais têm diferentes características químicas e físicas entre si (KONZEN, 2005).

Tais grandes quantidades de resíduos precisam ter destinação apropriada, a fim de não se tornarem uma ameaça ao ambiente e grande problema para os criadores, pois se destinadas de forma inadequada, devido a sua grande concentração de nutrientes, podem causar eutrofização de águas superficiais e contaminação de águas profundas, assim como do solo e do ar (SEGANFREDO<sub>a</sub>, 2007).

A cama de frangos contém materiais orgânicos biodegradáveis e matéria inorgânica com umidade de 75-80%, os quais são gerados em grandes quantidades na avicultura intensiva (RAO, REDDY, *et al*, 2008). Elas contêm nitrogênio (1,22-1,63%), fósforo (0,89-1,04%), potássio (1,34-1,7%) e também muitos micronutrientes como: zinco, ferro, cobre e selênio (MARTINEZ, DABERT *et al*. 2009; SZOGI e VANOTTI, 2009).

Existem algumas tecnologias para destinação destes resíduos como as descritas por Edwards e Daniels (1991): compostagem, incineração e também o uso direto como fertilizante.

A ARS também possui grande potencial poluidor e tem sido motivo de diversos estudos sobre os impactos causados por armazenagem e utilização, como o tratamento em lagoas de estabilização ou o uso dos dejetos frescos como fertilizante (KUNS, MIELE e STEINMETZ, 2009).

Na busca por alternativas de tratamento para esses resíduos, a biodigestão anaeróbia vem sendo bastante estudada devido ao seu potencial para produção de energia e utilização do efluente como biofertilizante, o que a torna uma opção atraente.

A legislação ambiental define na Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, no Art. 3º inciso VII que:

“a destinação final ambientalmente adequada inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, do SNVS e do Suasa, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos” (BRASIL<sub>b</sub>, 2010).

Desta maneira, a correta destinação dos resíduos, pela produção de adubo e recuperação de energia como agregação de valor aos resíduos, é imperativa para os setores altamente produtores de rejeitos e grandes consumidores de energia como as atividades de produção animal.

Ainda segundo a Lei nº 12.305, no Art. 3º inciso XVI:

“resíduo sólido é todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível” (BRASIL<sub>b</sub>, 2010).

Entretanto, o que se denomina de resíduo pode ser aproveitado e servir como excelente matéria prima de biomassa, fonte renovável de energia e que possui grande valor intrínseco. Pode ser utilizado para reciclagem, que é o processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou

biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos, como aparece no Art. 3º inciso XIV da Lei nº 12.305 (BRASIL<sub>b</sub>, 2010).

Esta prerrogativa ganha força pelo fato dos resíduos agroindustriais possuírem essa característica muito peculiar, ou seja, composição normalmente orgânica, rica em nutrientes e que pode ser convertida em diferentes formas de energia, como a produção de biogás, com posterior conversão em energia elétrica ou térmica, e na forma de biofertilizante, como complemento nutricional na produção vegetal.

Outros pontos fundamentais são a necessidade de preservação do ambiente e do desenvolvimento de tecnologias capazes de utilizar menos recursos e minimizar impactos ao meio, além do ganho econômico na recuperação energética dos dejetos e a questão sanitária a fim de que se evite a disseminação de enfermidades (EDWARDS e DANIELS, 1992; PALMA, 2011).

Deve-se ressaltar ainda na Lei nº 12.305, Art. 9º § 1º, que poderão ser utilizadas tecnologias visando à recuperação energética dos resíduos sólidos desde que tenha sido comprovada a viabilidade técnica e ambiental e com a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental (BRASIL<sub>b</sub>, 2010).

### **3.2 Resíduos sólidos e líquidos**

A cama de frango é o principal subproduto da produção de aves de corte e o reaproveitamento pode reduzir o custo produtivo e a poluição do meio, tendo ainda poucos estudos de avaliação sobre suas características após várias reutilizações, portanto, poucas informações das vantagens e desvantagens desta prática (FUKAYAMA, 2008; COSTA, 2009; STEIL, 2001; ORRICO JR., ORRICO e LUCAS JR., 2010).

A função é evitar o contato direto da ave com o piso, servir de substrato para absorção da água, incorporação de fezes, urina, penas, descamações da pele e restos de alimento caídos dos comedouros, além de contribuir para a redução das oscilações de temperatura no aviário (EDWARDS e DANIEL, 1992; AVILA, FIGUEIREDO, *et al.*, 2007).

Pode ser constituída de aglomerados de madeira, casca de amendoim, de arroz ou outros materiais para absorver e facilitar a remoção dos dejetos e também outros materiais gerados durante a produção (solo, penas, insetos, etc.) (KELLEY, PANCORBO, *et al.*, 1998; BERNHART e FASINA, 2008; PALMA, 2011).

De acordo com Costa (2009), em 42 dias de criação, um frango de corte produz cerca de 1,75 kg de cama em matéria seca (MS) e segundo Fukayama, Lucas Jr., *et al.* (2009), 1,95 kg de cama em matéria natural (MN). Isso pode ter levado a produção de mais de 6,5 milhões de toneladas de cama de frango (MS) em 2010, em todo País.

Inúmeros fatores podem influenciar na quantidade e qualidade da cama de frango, como o matéria-base utilizado, época do ano, número de lotes alojados, tempo de criação e densidade populacional dos animais. Essas informações são importantes, pois tais fatores poderão determinar nuances na produção de biogás (SANTOS, 2001).

No Brasil, o clima favorável permite a construção de aviários abertos com condições adequadas para a reutilização das camas e, dependendo do material utilizado e manejo adotado, podem ser utilizadas para alojar até doze lotes, sendo comumente utilizados seis (COSTA, 2009).

A reutilização de cama de frango por até seis lotes melhora o valor da mesma como fertilizante e reduz o pH da cama. Devido às normas de produção animal, ambientais e à escassez de materiais, a reutilização da cama de aviário já está incorporada no sistema produtivo do frango brasileiro (AVILA, OLIVEIRA, *et al.*, 2008).

Santos, Lucas Jr. e Sakomura (2005) demonstram que a reutilização de cama reduz mais de 60% da geração de resíduo e que as aves criadas sobre a cama reutilizada apresentaram melhores desempenhos, conseqüentemente maior produtividade.

Segundo Oviedo-Randón (2008), para que exista aumento na produção de frangos, é cada vez mais importante que se desenvolvam práticas adequadas de manejo de resíduos para que se atinjam as restrições legais atualmente existentes.

Estudos recentes feitos por Fukayama (2008) avaliaram o potencial de produção de biogás e biofertilizante de camas com até quatro lotes alojados, sendo ainda desconhecidas as características da cama reutilizada por mais de seis lotes.

Outro resíduo bastante comum na criação de animais em confinamento, altamente poluidor e que possui grande potencial de reaproveitamento como citado anteriormente, é a ARS.

A água residuária proveniente da lavagem das instalações suinícolas é o principal resíduo gerado em sistemas de confinamento. Pode ser chamado de dejetos líquidos, liquame ou chorume e é composto por resíduos de ração, fezes, urina, do excesso da água dos bebedouros e higienização, dentre outros componentes decorrentes do processo criatório (KONZEN, PEREIRA FILHO, *et al.*, 1997).

Desta maneira, pode-se dizer que a quantidade total de dejetos produzida por animal depende essencialmente da alimentação e do volume de água utilizado na higienização das instalações e dos animais, além da água desperdiçada nos bebedouros (RIZZONI, TOBIAS, *et al.*, 2012).

Devido a esse fato, é difícil fazer a caracterização dos dejetos de suínos, uma vez que as diferentes formas sólida, líquida ou pastosa podem variar consideravelmente, conforme o grau de diluição (BERWANGER, 2006).

Dentre os problemas relacionados ao não tratamento da ARS está a grande quantidade de nutrientes capazes de poluir o solo quando em excesso e, caso o solo não

apresente a capacidade de reter tais elementos, pode ocorrer lixiviação de alguns elementos e causar contaminação dos corpos d'água (FIORI, 2007).

Além disso, a proliferação descontrolada de insetos, a qualidade do ar por meio da emissão de maus odores e a alta emissão de GEE, principalmente o metano produzido nas esterqueiras, nas lagoas de estabilização e após aplicação no solo (BELLI FILHO, CASTILHOS JR., *et al.*, 2001; SINOTTI, 2005; DAL BOSCO, IOST, *et al.*, 2008), também são pontos negativos do mau gerenciamento de dejetos.

A aplicação da ARS diretamente no solo foi bastante estudada (CAOVILLA, SAMPAIO, *et al.*, 2010); DOBLINSK, SAMPAIO, *et al.*, 2010; MAGGI, FREITAS, *et al.*, 2011), contudo, de acordo com Basso, Ceretta, *et al.* (2005), cada vez mais, os dejetos representam potenciais contaminantes do ambiente, mais do que uma opção à nutrição de plantas, pois a prática de aplicar elevadas quantidades de dejetos no solo pode provocar o acúmulo de nutrientes no solo e resultar em prejuízos diretos ao agricultor (SEGANFREDO<sup>b</sup>, 2000).

Aplicações sucessivas de ARS promovem acúmulo de Cu e Zn nos solos, portanto, tornam os dejetos fonte poluidora com elevado potencial de contaminação ambiental (GIROTTI, 2007).

Neste contexto, os estudos acerca da melhoria de eficiência nos processos de estabilização dos resíduos são imprescindíveis para expansão da produção, haja vista permitirem, por exemplo, produção agrícola de forma limpa e sustentável, além de agregarem valor a um produto que até pouco tempo era descartado à revelia logo, prejudicam o meio.

### **3.3 Biodigestão e Co-digestão anaeróbia**

A digestão anaeróbia da matéria orgânica é um processo natural que ocorre na natureza desde muito antes da existência do Homem. Porém, o primeiro relato foi feito por um italiano no século XVIII, o qual observou gases em um pântano que eram liberados de restos vegetais em ambiente confinado e possuíam características de combustível (PINTO, 1999).

Apenas a partir de 1939, o Instituto Indiano de Pesquisa Agrícola, em Kanpur, desenvolveu-se a primeira usina de gás de esterco, que resultou na grande popularização desse processo na Índia. Em 1950, foi criado o "*Gobar Gas Institute*", onde as pesquisas acarretaram na difusão dos biodigestores como forma de tratar esterco e obter combustível sem perder o efeito fertilizante (SGANZERLA, 1983).

Após esse período, inúmeros modelos de biodigestores foram desenvolvidos e com o passar dos anos, os modelos indianos e chineses, que por algum tempo foram os mais difundidos, perderam espaço devido à sua complexidade de construção e elevado custo, já que eram feitos em alvenaria e ferro (GASPAR, 2003).

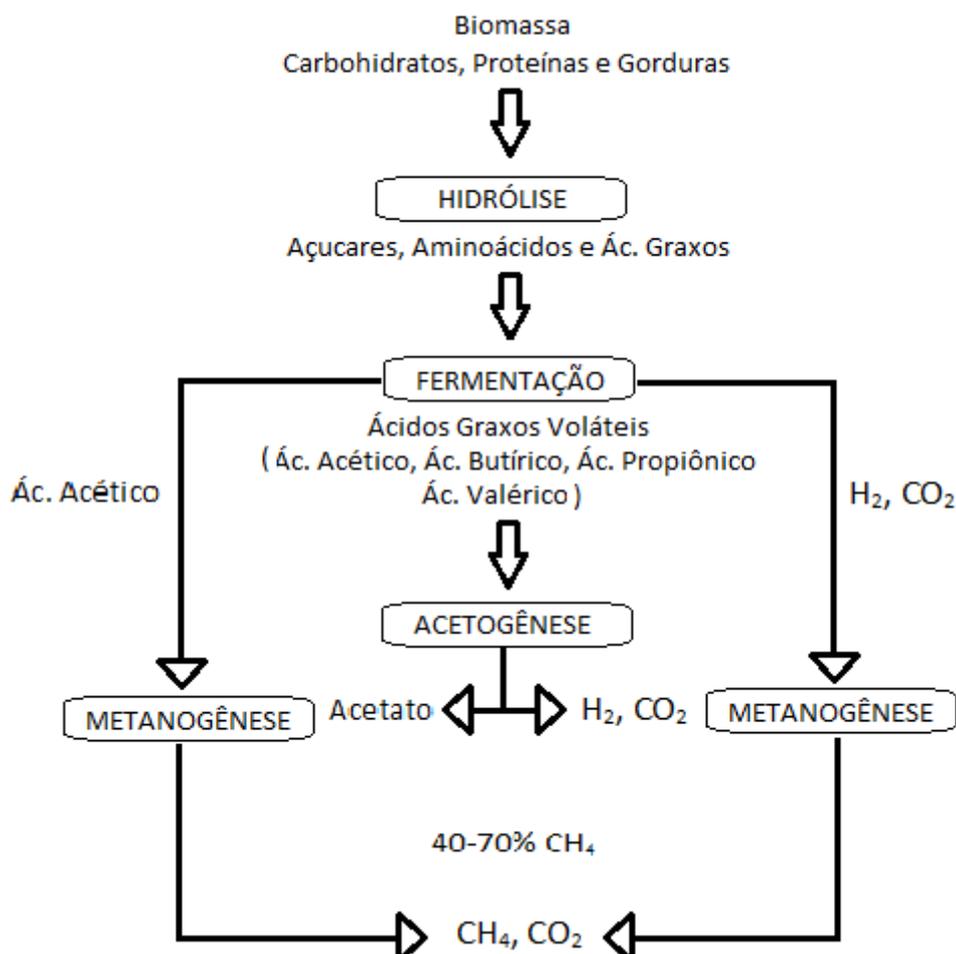
Biodigestores horizontais tubulares passaram a ser mais utilizados por sua simplicidade de instalação e menor custo, pois são produzidos a partir de mantas plásticas e podem ser construídos com um volume de carga muito maior (SANTOS, 2001).

No processo de fermentação anaeróbia, um conjunto de microrganismos anaeróbios e anaeróbios facultativos age sobre os resíduos orgânicos. Pela hidrólise enzimática dos diferentes polímeros orgânicos de alto peso molecular, tais como celulose, hemicelulose, lipídeo e proteína, são convertidos em monômeros solúveis, principalmente glicose, que são os subprodutos para o segundo estágio (HAULY, OLIVEIRA e POPPER, 1983).

A partir daí, bactérias fermentativas convertem os compostos reduzidos a uma mistura de ácidos graxos voláteis (AGV) de cadeia curta e outros produtos menores como dióxido de carbono, hidrogênio e ácido acético. Bactérias acetogênicas ainda convertem tais ácidos orgânicos em acetato, dióxido de carbono e/ou hidrogênio, que são os substratos para a produção direta de metano (GERARDI, 2003).

A etapa final da biodigestão é a metanogênese, em que uma variedade de bactérias metanogênicas consome dióxido de carbono, acetato e hidrogênio para produzir metano, sendo, desta forma, o acetato e o  $\text{CO}_2$  os produtos de fermentação que mais contribuem para a produção de metano (LI, PARK e ZHU, 2010).

Na Figura 1 está apresentado um esquema do processo.



**Figura 1** Processo fermentativo que ocorre com a matéria orgânica na biodigestão anaeróbia

Fonte: Adaptado de Li, Park e Zhu (2010).

Outra variante da biodigestão anaeróbia refere-se à co-digestão de dois ou mais resíduos, realizada com o objetivo de melhorar as propriedades físico-químicas da matéria-prima, tornando-a mais adequada e com equilíbrio de nutrientes. O resultado é a melhor eficiência da digestão, pois atinge alta produção de biogás (GELEGENIS, GEORGAKAKISB, *et al.*, 2007; LI, CHEN e LI, 2009; ASTALS, ARISO, *et al.*, 2011).

Para co-digestão, o desempenho é determinado por uma série de fatores, mas a composição do afluente ou a proporção da mistura são pontos críticos devido às diferentes características de cada resíduo (MURTO, BJORNSSON e MATTIASSON, 2003).

No estudo de Lehtomäki, Huttunen e Rintala (2006) com a co-digestão de resíduos agrícolas e esterco bovino, foi encontrado o rendimento mais elevado de metano específico em relação aos resíduos tratados separadamente. No entanto, a relação imprópria na mistura do afluente para co-digestão poderia causar desempenho ineficiente do digestor. Por se tratar de um processo biológico, diversos fatores podem interferir direta e indiretamente, logo, alteram as características dos produtos finais, como a qualidade do biogás e do biofertilizante.

Lima (2001) mencionou aspectos como: a quantidade, qualidade e concentração do inóculo, a adaptação do inóculo ao resíduo e o aumento gradual na concentração do resíduo a ser tratado como formas de incremento da produção do biogás e que podem ser aplicados na fase de partida de biodigestores.

A qualidade do inóculo influencia o início de operação do biodigestor. Como afirma Steil (2001), uma população microbiana adaptada ao resíduo e ao processo de digestão anaeróbia favorece a partida do processo, assim como melhora o desempenho dos biodigestores e propicia maior estabilidade do sistema.

A temperatura é fundamental para a ocorrência das reações químicas e exerce influência direta na velocidade do processo. Turzo, Salguero e Herrero (1984) dividiram a temperatura de trabalho em três faixas: psicrófila (menos de 20 °C), mesófila (entre 20 e 45°C) e termófila (entre 50 e 70°C). Pelas condições ambientais e facilidade de trabalho, as temperaturas mais comuns estão na faixa mesófila, pois, apesar de as velocidades de fermentação serem maiores na faixa termófila, o processo é mais sensível e o custo de manutenção mais elevado.

Outro fator a ser observado é o pH, pois, considerando a sua influência na atividade bacteriana, como na atividade das bactérias metanogênicas mais sensíveis a tais alterações, pode levar à redução de produção de biogás (MADIGAN, MARTINKO, *et al.*, 2010).

Lucas Jr. (1987) afirmou que o melhor intervalo de pH para dejetos de suínos é de 6,5 a 7,7, sendo 7,2 o valor ótimo.

Fatores de operação de biodigestores, dos quais depende o rendimento do processo, são definidos a partir de dois parâmetros: teor de sólidos totais (ST) que devem estar próximos a 8% e tempo de retenção, que é o período, em dias ou horas, no qual o substrato correspondente a uma carga permanece no interior do biodigestor (MORALEZ, 2006).

Os valores ótimos do tempo de retenção e carga orgânica podem ser alterados drasticamente se forem modificadas as condições tanto do resíduo, quanto operacionais.

Para que se tenha bom crescimento de biomassa celular das bactérias responsáveis pela metanização e, como consequência, bom desenvolvimento no processo de biodigestão anaeróbia, é necessário que haja disponibilidade de alguns nutrientes, dos quais nitrogênio, fósforo, carbono e enxofre são os mais importantes, além de micronutrientes (MORALEZ, 2006).

Outro fator que pode vir a influenciar na formação da biomassa celular no início da operação dos reatores são os teores limitantes de minerais, como molibdênio, níquel, cobalto e ferro, além de vitaminas e aminoácidos (LUCAS JR., 1987).

De acordo com Mccary e Mckinney (1961), a amônia é um dos mais importantes tampões presentes nos biodigestores em operação. Sua presença, em altas concentrações, pode levar à paralisação do processo de fermentação assim como o excesso de alguns nutrientes em virtude do desequilíbrio dentre as diversas fases da degradação anaeróbia da matéria orgânica (KELLEHER, LEAHY, *et al.*, 2002).

Themelis (2002) afirmou que a relação entre a quantidade de carbono e nitrogênio presentes no material orgânico é representada pela taxa C/N. Segundo o autor, a relação ideal está entre 20-30, pois se houver alta relação C/N, pode acarretar rápido consumo de nitrogênio na metanogênese e resultar em menor produção de gás. Por outro lado, a menor relação C/N pode causar acúmulo de amônia e propiciar aumento do valor de pH, o qual, quando superior a 8,5, torna-se tóxico às bactérias metanogênicas.

Entretanto, outros autores afirmam que a relação C/N ideal do material orgânico de abastecimento para a operação dos reatores deve ser de aproximadamente 16:1; pois biodigestores com substrato de baixa relação C/N, além de exibirem menores produções de biogás, também apresentam melhor tamponamento e estabilidade (LUCAS JR, 1987).

### **3.4 Biogás e biofertilizante**

Paralelamente aos problemas ambientais, há de se considerar ainda a necessidade de renovação da matriz energética do País e do mundo. A agroindústria moderna se torna inviável sem o uso de energia e as recentes modificações nos preços dos combustíveis derivados do petróleo, somados aos problemas no fornecimento de energia elétrica, têm motivado a procura por alternativas energéticas no meio rural, quer seja para os processos

de produção ou para o fornecimento de condições mínimas de conforto nas propriedades de exploração agropecuária, como forma de incrementar a produção e tentativa de fixação do homem no campo (NOGUEIRA, 1986).

Neste panorama de busca por novas fontes energéticas, a escassez e o alto custo de adubos minerais, assim como as cobranças legais sobre o tratamento dos resíduos e a necessidade de diminuição dos GEE, é evidente que o processo de biodigestão anaeróbia possa ser considerado uma excelente alternativa.

Inúmeros são os benefícios apresentados pelo tratamento anaeróbio como: ausência de equipamentos sofisticados, menor consumo de energia, baixa produção de lodo a ser disposto e produção de metano utilizável energeticamente (PAULA JR., 1995; CHEN, CHENG e CREAMER, 2008).

A forma de tratamento mais adequada para cada tipo de resíduo depende de suas características físico-químicas, assim como Do volume produzido e periodicidade, todavia, não podem ser desconsiderados a logística nem o destino final do mesmo o solo.

Concordando com Souza, Pereira, *et al.* (2004), todas as plantas e todos os animais são considerados biomassas, inclusive os resíduos, a matéria orgânica transformada, proveniente de indústrias alimentícias e transformadoras de madeira. Assim, sua utilização em sistemas de reciclagem é de suma importância antes do descarte, pois promove estabilização e contribui para preservação do ambiente.

Pela decomposição da matéria orgânica que ocorre de forma espontânea na ausência de oxigênio, promovida pela atividade de microrganismos, tem-se a produção de um gás e um efluente rico em nutrientes que pode ser utilizado como biofertilizante para produção vegetal (CLEMENS, TRIMBORN, *et al.*, 2006; KAPARAJU e RINTAL, 2011).

Tal gás pode ser utilizado como combustível e transformado em energia elétrica ou térmica, cuja composição é basicamente de metano e dióxido de carbono e pode variar de acordo com a matéria prima utilizada, temperatura e pressão. Em geral, possui entre 40 e 80% de metano e 20 e 60% de CO<sub>2</sub> (COELHO, VELÁZQUEZ, *et al.*, 2006).

Apesar de serem essencialmente formados por metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), outros gases também são encontrados em proporções menores, como oxigênio, hidrogênio, amônia, ácido sulfídrico etc. (SALOMON e LORA, 2009).

A utilização do biogás como recurso energético se deve principalmente ao metano, pois, quando puro, em condições normais de pressão (1 atm) e temperatura (0°), tem poder calorífico inferior de 9,9 kWh/m<sup>3</sup>. O biogás, com teor de metano entre 50 e 80%, terá poder calorífico inferior entre 4,95 e 7,92 kWh/m<sup>3</sup>. Portanto, 1m<sup>3</sup> de biogás pode ser equivalente a: 0,61 litros de gasolina; 0,58 litros de querosene; 0,55 litros de diesel; 0,45 litros de gás de cozinha; 1,53 kg de lenha; 0,79 litros de álcool hidratado; 1,43 kW de energia (DEGANUTTI, PALHACI, *et al.*, 2002; COLDEBELLA, SOUZA, *et al.*, 2006; SANTOS, LUCAS JR. e SILVA, 2007).

O biogás produzido pode ter ampla utilização, como o aproveitamento de seu conteúdo energético na própria atividade geradora do resíduo, em aquecimento, refrigeração, iluminação, incubadores, misturadores de ração, geradores de energia elétrica, etc (LUCAS JR e SANTOS, 2000).

A biodigestão e a co-digestão anaeróbia, processos biológicos regidos por diversos tipos de bactérias capazes de decompor a matéria orgânica, têm sido utilizadas no tratamento de camas de frango com no máximo seis lotes (SANTOS e LUCAS JR, 1997; SANTOS, 2001, FUKAYAMA, 2008).

Costa (2009) fez a biodigestão de água residuária de suínos (ARS) e obteve 0,081m<sup>3</sup> de biogás por quilograma (kg) de dejetos. Posteriormente, utilizou-se a cama de frango diluída em água e obteve-se 0,117m<sup>3</sup> de biogás por kg de cama de frango adicionado. Por fim, foi feita uma mistura do biofertilizante oriundo do primeiro ensaio com ARS e de cama de frango para co-digestão. Isso resultou em um potencial de 0,175m<sup>3</sup> de biogás por kg adicionado do resíduo de cama de frango.

Steil (2001) também trabalhou com a biodigestão de camas de frango e a biodigestão de ARS, cujos resultados foram parecidos aos obtidos por Costa (2009).

Embora o biogás muitas vezes seja visto como o maior benefício do processo de biodigestão anaeróbia, em muitos casos, principalmente, nas pequenas propriedades, torna-se apenas coadjuvante, pois o uso do biofertilizante pode ser mais interessante do que o gás, a fim de diminuir o custo da produção agrícola e melhorar a qualidade dos alimentos produzidos.

A adubação mineral tornou-se a forma mais comum de nutrição vegetal com o avanço tecnológico da produção agrícola, haja vista o Brasil ter consumido aproximadamente 20 milhões de toneladas de fertilizante em 2010, portanto, um dos países com maior consumo no mundo. Desses adubos, mais de 75% são oriundos de outros países (BRASIL<sub>c</sub>, 2010).

O elevado custo dos insumos tem dificultado o crescimento econômico de muitos agricultores. Isso encarece a produção, principalmente para a agricultura familiar, e obriga os produtores a diminuírem as margens de lucro para que se manha um preço competitivo ou, muitas vezes, opta-se por outra atividade (GUANZIROLI, ROMEIRO, *et al.*, 2001; BUAINAIN, 2006).

O excesso de adubação química causa a mineralização do solo, cujas consequências são o ressecamento e endurecimento do mesmo, tornando difícil a penetração da água e do ar, além de torná-lo sensível à erosão. (SGANZERLA, 1983).

Além disso, a alta salinidade associada com efluentes usados para irrigação pode representar risco para a saúde do solo e, portanto, diminuir a produção de pastagens ou culturas (ULLMAN e MUKHTAR, 2007).

Esta realidade favorece o uso de biofertilizantes que possuem maior capacidade de agregação do solo, como alternativa juntamente com o plantio direto e a adubação verde, para que se reduzam os custos e melhore a qualidade do solo.

O efluente dos biodigestores provém os nutrientes essenciais para o crescimento das plantas quando usados como fertilizantes orgânicos (ZHANG ET AL., 2007).

De acordo com Galvão, Miranda e Santos. (1999), os biofertilizantes possuem boa parte dos nutrientes necessários ao cultivo dos vegetais e ajudam na manutenção do pH do solo devido ao seu poder tampão.

Os biofertilizantes também podem possuir efeito fito-hormonal, fungicida, bacteriológico, nematicida, acaricida e de repelência contra insetos. Atua, portanto, como protetor natural das plantas cultivadas contra doenças e pragas, com menos danos ao ambiente e sem perigo para a saúde humana (SILVA, PINTO, *et al.*, 2007).

Sua utilização é considerada uma prática útil e econômica para os produtores, pois favorece a fertilidade e a conservação do solo, e proporciona acúmulo de nitrogênio orgânico, aumentando seu potencial de mineralização e disponibilidade para as plantas (GALVÃO, MIRANDA e SANTOS, 1999).

Young, Riera, *et al.* (2011) afirmam também, que o tratamento anaeróbio de efluentes diminui sua toxicidade e permite sua utilização para irrigação no solo.

Em estudos desenvolvidos com pimentão, Araújo, Oliveira *et al.* (2007) comentaram que o biofertilizante orgânico líquido aplicado via foliar atendeu às exigências nutricionais da cultura, em função do fornecimento equilibrado de macro e micronutrientes, uma vez que possui nutrientes mais facilmente absorvíveis pelas plantas, quando comparados a outros adubos orgânicos. Também possui granulação mais fina assim, facilitam as melhorias na estruturação do solo, logo, é uma das principais alternativas para a suplementação de nutrientes na produção orgânica de hortaliças.

Em outra pesquisa realizada por Salminen, Rintala, *et al.* (2001) com biofertilizante proveniente da biodigestão de resíduos do abate de frangos, a produção de cenouras teve rendimentos parecidos com aqueles onde foram utilizados fertilizantes comerciais.

O biofertilizante pode substituir a adubação química entre 50% e 70%, o que é repassado proporcionalmente para diminuição de gastos financeiros. Uma propriedade que faz uso correto do resíduo estabilizado em solo agrícola tende a economizar em média 60% dos gastos com adubação (SILVA, PINTO, *et al.*, 2007).

De qualquer forma, é evidente que a utilização dos resíduos, seja para produção ou para o aproveitamento do biogás ou do biofertilizante, é uma alternativa bastante interessante do ponto de vista econômico, ambiental e social, assim, trazem novas perspectivas de crescimento sustentável para as atividades agroindustriais.

## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

O trabalho foi separado em dois ensaios em modo batelada. O primeiro teve como objetivo definir qual o processo de tratamento, se biodigestão ou co-digestão anaeróbia seria utilizado e qual tempo de retenção hidráulica necessário para o esgotamento da produção de biogás a fim de, desta forma, calcular o potencial total de produção de gás do resíduo.

O segundo ensaio, com base nas respostas obtidas no primeiro, foi realizado com o objetivo de se aproximar da realidade dos produtores bem como atender ao período de produção de cada lote de frangos que pode variar, mas, em média, ocorre em 60 dias.

A cooperativa parceira e que integra os produtores de frango atualmente orienta os cooperados a reutilizarem a cama de frangos por até treze lotes, com revolvimentos entre cada troca de lote e o enleiramento da cama após o terceiro, o sétimo e o décimo lotes.

### **4.1 Descrição do local onde o trabalho foi desenvolvido**

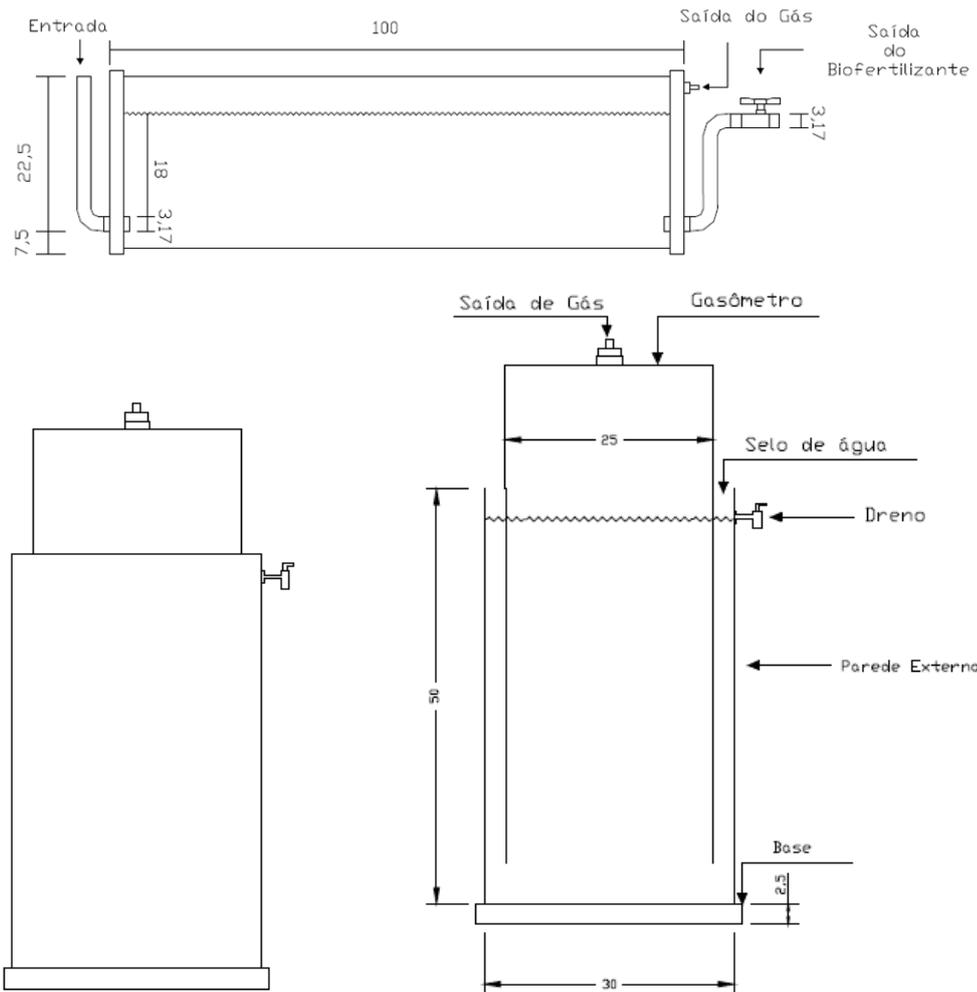
O experimento foi realizado no laboratório de Resíduos Sólidos Agroindustriais da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, localizado na cidade de Cascavel, coordenadas 24°59'17,94"S e 53°26'55.51"O a 781 m de altitude. O clima é classificado como subtropical superúmido e possui temperatura média anual de 21 °C (IPARDES, 2012).

Os ensaios ocorreram dentro de uma sala fechada de aproximadamente 50 m<sup>2</sup>, protegidos de chuva e vento. Não houve controle da temperatura, porém essa foi monitorada durante todo experimento a fim de calcular a produção de biogás.

### **4.2 Os biodigestores**

O protótipo escolhido para o experimento foi um biodigestor horizontal, o qual está próximo da realidade dos produtores da região e ter menor custo de instalação. Foi dimensionado com volume total de 70 litros e capacidade de carga útil de 60 litros, montado com tubos de PVC de 1m de comprimento e 0,3 m de diâmetro. As extremidades são fechadas, com orifícios nas duas extremidades. Os orifícios foram utilizados para alimentação e saída do substrato, além de um pequeno furo acima do orifício de saída do efluente para coleta do biogás.

Acoplou-se ao biodigestor um gasômetro feito em tubos de PVC, em que um tubo é inserido dentro do outro com selo de água entre os dois, por uma pequena mangueira de plástico, como pode ser visto nas Figuras 2 e 3.



**Figura 2** Vista em corte transversal do biodigestor e gasômetro confeccionado em tubos de PVC para utilização no experimento.  
Fonte: ORRICO JR. (2007)



**Figura 3** À esquerda, detalhe do gasômetro com régua afixada para medição do deslocamento vertical do êmbolo e posterior cálculo do volume de biogás; À direita, foto do biodigestor e detalhe da válvula de saída do efluente e do coletor de gás.

### 4.3 Afluente

Para este experimento, foram utilizadas camas de frangos feitas com maravalha após seis, sete e oito lotes. Foram coletadas camas em três produtores diferentes devido à dificuldade em se conseguir, no mesmo período, camas com número de lotes produtivos distintos.

A água residuária de suinocultura utilizada na co-digestão anaeróbia foi proveniente da criação de suínos em uma unidade produtora de leitões. A coleta foi feita após a separação de fases em peneira rotativa, que resulta em resíduo líquido com menos de 1% de sólidos totais.

Foram efetuadas duas coletas: a primeira ocorreu no dia anterior à montagem do primeiro ensaio e a outra no dia anterior à montagem do segundo ensaio.

#### 4.3.1 Primeiro ensaio

Os tratamentos utilizados na primeira fase foram:

ARS + Cama de 6 lotes (C6AR);

ARS + Cama de 7 lotes (C7AR);

ARS + Cama de 8 lotes (C8AR);

Água tratada + Cama de 6 lotes (C7AT);

Água tratada + Cama de 7 lotes (C6AT);

Água tratada + Cama de 8 lotes (C8AT).

A quantidade de cama utilizada foi de 85% em massa seca (MS).

Empregou-se a mesma quantidade de água residuária e água tratada nos tratamentos da co-digestão e biodigestão anaeróbia, respectivamente.

Utilizou-se como inóculo esterco de bovinos de corte em confinamento na proporção de 15% de MS. As quantidades de cada parte das misturas estão descritas na Tabela 1.

**Tabela 1** Quantidades de materiais em kg utilizados nas misturas feitas no primeiro ensaio.

	6 lotes (kg)	7 lotes (kg)	8 lotes (kg)
Cama de frangos	4,01	3,84	3,81
Água	54,82	54,99	55,02
Inóculo	1,17	1,17	1,17

No total, após a mistura, foram adicionados 60 litros de afluente em cada biodigestor. As características químicas do substrato submetido à biodigestão estão apresentadas na Tabela 2.

**Tabela 2** Análises físico-químicas dos substratos utilizados no primeiro ensaio do experimento com água tratada e residuária, cama de frangos com seis, sete e oito lotes de reutilização e o esterco bovino.

	C6AR	C7AR	C8AR	C6AT	C7AT	C8AT
ST (%)	7,32	7,30	7,21	6,30	6,20	6,40
SV (%) *	74,82	73,30	77,47	78,96	69,92	80,54
pH	7,75	7,75	7,80	7,93	8,00	8,09
CE (mS/cm <sup>2</sup> )	12,52	12,70	11,05	5,35	5,39	5,23
FDN	46,58	47,25	46,08	55,13	50,33	53,11
FDA	34,64	33,58	28,89	36,03	31,22	29,72
N (%)	0,22	0,21	0,19	0,10	0,10	0,13
P (g L <sup>-1</sup> )	8,75	9,40	10,92	5,58	6,98	7,02
K (g L <sup>-1</sup> )	1,56	1,58	1,78	1,28	1,20	1,58
Na (g L <sup>-1</sup> )	0,75	0,76	0,82	0,25	0,24	0,27
Ca (g L <sup>-1</sup> )	4,22	4,61	5,10	3,84	4,09	4,39
Mg (g L <sup>-1</sup> )	0,21	0,23	0,27	0,16	0,18	0,19
Mn (g L <sup>-1</sup> )	7,57	8,93	9,63	5,41	6,69	6,86
Fe (mg L <sup>-1</sup> )	31,05	35,33	37,64	22,27	37,47	28,39
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	14,34	17,70	24,77	7,21	5,98	2,94
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	10,21	15,74	16,04	1,35	1,13	1,72
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	91270,62	89389,14	93642,92	71392,41	77282,25	80472,58

C6AR - ARS + cama de 6 lotes; C7AR - ARS + cama de 7 lotes; C8AR - ARS + cama de 8 lotes; C6AT - água tratada + cama de 6 lotes; C7AT - água tratada + cama de 7 lotes; C8AT - água tratada + cama de 8 lotes.

\* Porcentagem de sólidos voláteis em relação à quantidade de sólidos totais.

#### 4.3.2 Segundo ensaio

Os tratamentos utilizados na segunda fase foram:

T<sub>1</sub> - ARS + Cama de 6 lotes – 40 dias (40C6);

T<sub>2</sub> - ARS + Cama de 7 lotes – 40 dias (40C7);

T<sub>3</sub> - ARS + Cama de 8 lotes – 40 dias (40C8);

T<sub>4</sub> - ARS + Cama de 6 lotes – 55 dias (55C6);

T<sub>5</sub> - ARS + Cama de 7 lotes – 55 dias (55C7);

T<sub>6</sub> - ARS + Cama de 8 lotes – 55 dias (55C8).

O volume final de substrato foi reduzido para 50 litros a fim de se evitar o extravasamento do líquido.

Neste ensaio, utilizou-se como inóculo o efluente obtido no ensaio anterior na proporção de 20% do volume final da mistura.

Devido a tais mudanças, a quantidade de camas também foi diferente. As quantidades de cada parte das misturas estão descritas na Tabela 3.

**Tabela 3** Quantidades de materiais em kg utilizados nas misturas feitas no segundo ensaio.

	6 lotes (kg)	7 lotes (kg)	8 lotes (kg)
Cama de frangos	2,23	2,13	2,11
Água	37,77	37,87	37,89
Inóculo	10	10	10

As características químicas dos substratos submetidos à co-digestão estão apresentadas na Tabela 4.

**Tabela 4** Análises físico-químicas dos substratos utilizados no segundo ensaio do experimento com cama de frangos de seis, sete e oito lotes de reutilização, misturadas com ARS e diferentes TRH.

Substratos	6 Lotes	7 Lotes	8 Lotes
ST (%)	5,68	4,77	5,26
SV (%) *	76,01	73,82	75,93
pH	6,65	6,66	6,41
CE (mS/cm <sup>2</sup> )	19,09	16,80	18,86
FDN (%)	43,90	42,06	40,38
FDA (%)	34,70	28,25	26,80
N (%)	0,33	0,25	0,27
P (g L <sup>-1</sup> )	31,32	23,28	20,27
K (g L <sup>-1</sup> )	2,74	2,64	2,54
Na (g L <sup>-1</sup> )	0,76	0,85	0,86
Ca (g L <sup>-1</sup> )	6,34	7,27	7,48
Mg (g L <sup>-1</sup> )	1,26	1,27	1,04
Mn (mg L <sup>-1</sup> )	30,12	29,69	23,33
Fe (mg L <sup>-1</sup> )	81,68	720,97	44,03
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	82,93	55,64	38,94
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	27,20	11,93	7,30
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	100569,79	87295,76	87917,98

T<sub>1</sub>, T<sub>2</sub> e T<sub>3</sub> Tempo de retenção hidráulica = 40 dias; T<sub>4</sub>, T<sub>5</sub> e T<sub>6</sub> – Tempo de retenção hidráulica = 55 dias;  
T<sub>1</sub> - ARS + cama de 6 lotes; T<sub>2</sub> - ARS + cama de 7 lotes; T<sub>3</sub> - ARS + cama de 8 lotes; T<sub>4</sub> - ARS + cama de 6 lotes; T<sub>5</sub> - ARS + cama de 7 lotes; T<sub>6</sub> - ARS + cama de 8 lotes.

\* Porcentagem de sólidos voláteis em relação à quantidade de sólidos totais.

#### 4.4 Condução dos experimentos

O primeiro ensaio teve início em 27 de fevereiro e a retirada do efluente no dia 20 de agosto de 2011, perfazendo 175 dias de biodigestão anaeróbia, quando a produção de biogás era praticamente nula.

No segundo ensaio, a montagem ocorreu no dia 21 de agosto e a retirada do efluente ocorreu nos dias 01 e 15 de outubro de 2011, perfazendo 40 e 55 dias de estabilização, respectivamente.

O primeiro ensaio possibilitou definir o ponto de queima do biogás nos diferentes tratamentos, bem como calcular a curva de produção de gás, a fim de definir o tempo de retenção hidráulica (TRH) do substrato nos biodigestores.

No ensaio seguinte, foram escolhidos tempos de 40 e 55 dias de acordo com o período médio de permanência dos animais por lote de produção, acrescido do tempo de vazio sanitário. O objetivo foi a maior produção de biogás nos períodos iniciais da criação, onde há maior entrada de energia no sistema para manutenção do conforto animal (TURCO, FERREIRA e FURLAN, 2002).

#### 4.5 Parâmetros avaliados

##### 4.5.1 Sólidos Totais e Sólidos Voláteis

Após a instalação dos biodigestores, foram iniciadas análises que permitiram avaliar o desempenho desses. Tais análises referem-se à determinação de Sólidos Totais e Voláteis do afluente e do efluente, cujos resultados expressam a quantidade de água do material de entrada e saída bem como a estimativa da quantidade de matéria orgânica passível de ser digerida pelas bactérias, transformada em gás metano (CH<sub>4</sub>) e a quantidade de sólidos fixos (cinzas) do material.

As amostras coletadas foram acondicionadas em latinhas de alumínio de massa conhecida e pesadas para se obter o peso úmido (PU) do material. Em seguida, foram levadas à estufa de circulação forçada de ar, à temperatura de 105<sup>o</sup> C até peso constante.

A seguir, permaneceram em dessecador para esfriá-las, as quais, em seguida, foram pesadas novamente em balança com precisão de 0,0001 g, para que se obtivesse o peso seco (PS). O teor de sólidos totais foi determinado segundo metodologia descrita por APHA (1995).

$$ST = [1 - (PU-PS) / PU]*100 \quad (1)$$

Sendo que:

ST = sólidos totais;

PU = peso úmido da amostra;

PS = peso seco (105 °C) da amostra.

Para a determinação do teor de sólidos voláteis, os materiais secos obtidos após a determinação do teor de sólidos totais, foram levados à mufla em cadinhos de porcelana com massa conhecida, pesados e mantidos a temperatura de 580 °C durante duas horas. A mufla foi parcialmente aberta nos últimos 30 minutos.

Em seguida, os cadinhos permaneceram em dessecador para esfriar e em seguida foram pesados novamente em balança com precisão de 0,0001 g, a fim de se obter o peso de cinzas (PC). O teor de sólidos totais foi determinado segundo metodologia descrita por APHA (1995).

$$SV = [(PS - PC) / PS] * 100 \quad (2)$$

Sendo que:

SV = sólidos voláteis

PS = peso seco (105 °C) da amostra

PC = peso das cinzas (após queima em mufla)

#### 4.5.2 Produção de biogás

A produção diária de biogás nos biodigestores foi monitorada por leitura em régua afixada no gasômetro. O valor foi submetido a uma equação de transformação (Equação 3) e o resultado dado em  $m^3 \text{dia}^{-1}$  (CAETANO, 1985).

$$V_0 P_0 / T_0 = V_1 P_1 / T_1 \quad (3)$$

Sendo que:

$V_0$  = volume de biogás corrigido,  $m^3$ ;

$P_0$  = pressão corrigida do biogás, 10322,72 mm de  $H_2O$ ;

$T_0$  = temperatura corrigida do biogás, 293,15 K;

$V_1$  = volume do gás no gasômetro;

$P_1$  = pressão do biogás no instante da leitura, 9393,49 mm de  $H_2O$  na fase batelada;

$T_1$  = temperatura do biogás, em K, no instante da leitura.

#### 4.5.3 Análises químicas

A caracterização química das amostras de ARS, das camas de frango com 6, 7 e 8 lotes de uso e da mistura de ambos, determinou pH e condutividade elétrica (CE) por meio de medidores de bancada; Nitrogênio (N) via destilador de Kjeldahl, segundo metodologia proposta por Malavolta, Vitti e Oliveira (1989); a análise de Fósforo (P) foi feita por espectrometria, segundo Malavolta, Vitti e Oliveira (1989); Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Manganês (Mn) foram obtidos por absorção atômica após digestão em ácido nitro-perclórico (EMBRAPA, 2006).

Os valores da Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram obtidos por método colorimétrico, empregando-se espectrofotômetro e bloco digestor para DQO. A metodologia faz uso de digestão em meio ácido com dicromato de potássio e catalisadores. Esta metodologia equivale à descrita por APHA (1995). As análises de DQO foram realizadas no resíduo "in natura", no afluente e no efluente do biodigestor (biofertilizante).

#### 4.5.4 Análise de coliformes

O número mais provável (NMP) de coliformes totais e de termotolerantes foi avaliado nos afluentes e efluentes dos biodigestores nas duas fases do experimento pela técnica de tubos múltiplos, a partir de metodologia descrita por APHA (1995).

As diluições utilizadas no afluente dos dois ensaios foram de  $10^{-5}$  a  $10^{-13}$  para os biodigestores alimentados com camas de frangos de corte, ARS e inóculo. Nos efluentes do primeiro e segundo ensaio, as diluições utilizadas foram de  $10^{-1}$  a  $10^{-5}$ .

Este exame foi realizado em duas etapas (ensaio presuntivo e confirmativo). No ensaio presuntivo, foi semeado 1 mL de cinco diluições da amostra em séries de três tubos de caldo lauryl triptose (CLT) simples para cada diluição.

Os tubos foram incubados a 35 °C, durante 48 horas. Quando houve produção de gás, transferiu-se cada cultura com resultado presuntivo positivo para o caldo lactosado com verde brilhante e bile a 2% (CLVBB). A incubação foi efetuada também a 35 °C, durante 48 horas e simultaneamente para tubos contendo meio EC, os quais foram incubados durante 48 horas a 45 °C.

Quando, novamente, ocorreu a produção de gás, desta vez a partir da fermentação da lactose nos meios CLVBB e EC, confirmou-se então a presença de bactérias do grupo coliforme entre 35 °C e 45 °C, respectivamente.

#### 4.5.5 Análises Estatísticas

O experimento foi montado em esquema fatorial 3 X 2 com três repetições. De acordo com os resultados, foram feitas a análise de variância e o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Utilizou-se o seguinte modelo estatístico (Equação 4).

$$y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + (\tau\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad \left\{ \begin{array}{l} i=1,2,\dots,a \\ j=1,2,\dots,b \\ k=1,2,\dots,n \end{array} \right. \quad (4)$$

Onde:

$y_{ijk}$  é o efeito do  $i$ -ésimo nível do fator A,  $j$ -ésimo nível do fator B e  $k$ -ésima repetição;

$\mu$  é uma constante (média geral);

$\tau_i$  é o efeito do  $i$ -ésimo nível do fator A;

$\beta_j$  é o efeito do  $j$ -ésimo nível do fator B;

$(\tau\beta)_{ij}$  é o efeito da interação entre  $\tau_i$  e  $\beta_j$   
 $\varepsilon_{ijk}$  é o componente do erro aleatório.

No primeiro ensaio, foram considerados:

Fator A = tipo de água utilizada na mistura (água residuária de suinocultura ou água tratada);

Fator B = quantidade de reutilizações da cama de frangos (seis, sete ou oito lotes de produção).

No segundo ensaio, foram considerados:

Fator A = tempo de retenção hidráulica (40 ou 55 dias);

Fator B = quantidade de reutilizações da cama de frangos (seis, sete ou oito lotes de produção).

Hipóteses de interesse:

1. Interação

$$H_0 : (\tau\beta)_{ij} = 0 \text{ para todo } i, j$$

$$H_1 : \text{pelo menos um } (\tau\beta)_{ij} \neq 0$$

2. Efeito do fator A

$$H_0 : \tau_1 = \tau_2 = \dots = \tau_a = 0$$

$$H_1 : \text{pelo menos um } \tau_i \neq 0$$

3. Efeito do fator B

$$H_0 : \beta_1 = \beta_2 = \dots = \beta_b = 0$$

$$H_1 : \text{pelo menos um } \beta_j \neq 0$$

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Primeiro Ensaio

#### 5.1.1 Condutividade elétrica, pH e Redução de DQO, ST e SV

Pode-se notar, a partir dos valores apresentados na Tabela 3, que após os 175 dias de biodigestão e co-digestão, o efluente apresentou redução de DQO, ST e SV, satisfazendo o objetivo de estabilização do resíduo.

**Tabela 5** Valores de pH, condutividade elétrica, DQO, sólidos totais e sólidos voláteis e reduções de seus teores após 175 dias de biodigestão anaeróbia.

	C6AR	C7AR	C8AR	C6AT	C7AT	C8AT
pH	7,87	7,86	7,72	6,87	7,65	5,46
C.E mS/cm <sup>2</sup>	15,94	14,48	15,45	9,30	7,96	11,76
% ST	3,13	3,57	3,45	2,94	2,16	2,99
% SV	38,58	42,96	38,20	31,04	42,96	30,98
% red ST	57,11 A a	51,11 A a	52,11 A a	53,40 B a	65,22 B a	53,25 B a
% red SV	63,14 B a	52,26 B b	60,64 B a	69,47 A a	64,39 A b	70,03 A a
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	36,56	41,38	41,19	41,19	25,92	44,67
% red DQO	59,94	53,70	56,01	42,30	66,45	44,49

C6AR - ARS + cama de 6 lotes; C7AR - ARS + cama de 7 lotes; C8AR - ARS + cama de 8 lotes; C6AT - água tratada + cama de 6 lotes; C7AT - água tratada + cama de 7 lotes; C8AT - água tratada + cama de 8 lotes.

Letras maiúsculas representam diferença entre o tipo de água utilizada. Letras minúsculas representam diferença entre o número de lotes de produção. Não houve interação ( $p$ -valor < 0.05) entre os fatores.

\* SV em relação ao ST.

Microrganismos anaeróbios preferem o meio onde o pH esteja entre 6,8 e 8,5 e qualquer variação neste valor pode comprometer a atividade bacteriana (BURKE, 2001). Quase todos os tratamentos apresentaram pH dentro desta faixa, com exceção do C8AT que ficou abaixo. Isso pode ter influenciado negativamente na produção de biogás como será discutido posteriormente.

É possível verificar que os tratamentos C6AT, C7AT e C8AT, quando comparados aos tratamentos C6AR, C7AR e C8AR, apresentaram CE inferiores devido à menor concentração de sais na mistura.

Devido à redução do volume final da mistura ocasionado pela volatilização dos gases, houve maior concentração de sais em todos os reatores, que resultou no aumento em todos os valores de CE.

Os resultados acerca da redução de ST e SV foram semelhantes aos encontrados por Costa (2009), que obteve reduções de 60,2% para ST e 67,2% para SV ao utilizar apenas cama de frango de serragem de pinus e água; e reduções de 49,38% para ST e 52,61% para SV quando foram utilizados cama de frango e biofertilizante de ARS.

Outros autores como Fukayama (2008) e Santos (2001) obtiveram reduções de SV de 45,23% e 48,23%, respectivamente. Porém, nestes trabalhos, foram utilizadas camas de frangos com apenas um lote de criação e Fukayama (2008) ainda utilizou cama de frangos de casca de amendoim.

Estatisticamente, os tratamentos com ARS apresentaram maiores reduções de ST do que os tratamentos com AT. No entanto, não houve diferença quanto ao número de lotes de produção, mas, quando comparados os SV, os tratamentos com AT apresentaram as maiores reduções. Todavia, o tratamento com camas de 7 lotes apresentou a menor porcentagem de redução. Pode-se afirmar, sobretudo, que ambas as misturas (cama-água e cama-ARS) apresentaram resultados satisfatórios quanto à remoção de ST e SV.

Os valores de sólidos voláteis obtidos nos tratamentos chamam a atenção quando foi feita a mistura com água tratada (C6AT, C7AT e C8AT), pois apesar da baixa produção de biogás, esses apresentaram altas reduções de SV tanto neste ensaio quanto no experimento realizado por Costa (2009). Uma possível explicação para o fato pode estar na composição da água tratada e fornecida pela companhia de saneamento da cidade de Cascavel que, ao passar pelo processo de tratamento, recebe adição de cloro, flúor e floculantes. Esses elementos possuem características antagônicas às desejadas para o processo de biodigestão, como a ação bactericida do cloro, que pode ter contribuído para dificultar o desenvolvimento das bactérias metanogênicas, que são bastante sensíveis, diminuindo a produção de biogás.

Além disso, de acordo com Sperling (2005), o cloro também possui a capacidade de interagir com a matéria orgânica e formar elementos organoclorados que, por serem mais pesados, tendem a se depositar no fundo do biodigestor e menos disponíveis aos microrganismos. Também prejudicam a coleta de amostra representativa e faz parecer que a redução de SV é maior nesses tratamentos.

Para os valores de redução de DQO, os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo Teste de Tukey a 5%. Não se observou interação entre os fatores (número de lotes e tipo de água), nem tampouco diferença estatística entre os tratamentos. Para fins de comparação, considerando a média dos tratamentos com água residuária (56,6%), Orrico Junior (2010), em ensaio de biodigestão utilizando apenas ARS em reatores verticais de bancada operados em sistema batelada, obteve redução em torno de 60%.

De acordo com estudos realizados por Demerci e Demirer (2004), houve remoção entre 38 e 50% da DQO. A redução ocorre principalmente no início do processo, na fase de hidrólise. Isso pode explicar o fato de ocorrer a diminuição de DQO mesmo nos reatores em que houve menor produção de biogás, como nos tratamentos C6AT, C7AT e C8AT, que apresentaram remoção média de 51,1%.

A composição fibrosa da cama de frango também pode ter influenciado negativamente na remoção da carga orgânica por ser um material de difícil degradação pelas bactérias hidrolíticas (OLIVEIRA, ZANINE e SANTOS, 2007; CARVALHO, CANILHA, *et al.*, 2009), o qual necessita, talvez, de tempo maior de retenção hidráulica.

É importante salientar a diferença na composição da cama, as técnicas de manejo e as condições de produção podem interferir em suas características, assim como o tempo de retenção hidráulica ao qual foi submetido o substrato.

### 5.1.2 Potenciais de produção de biogás

Os potenciais médios de produção de biogás obtidos no primeiro ensaio do experimento estão descritos na Tabela 6.

**Tabela 6** Produção total de biogás por tratamento e potenciais de produção de biogás por kg de cama de frangos adicionada, por kg de substrato, por quantidade de ARS adicionada, por kg de ST adicionados e SV adicionados e reduzidos.

	(m <sup>3</sup> )		m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> cama		m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> subst		m <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> ARS	
	ARS	AGUA	ARS	AGUA	ARS	AGUA	ARS	AGUA
6 L	0,79 a A	0,09 b B	0,197 a A	0,022 b B	0,013 a A	0,001 b B	0,014 a A	0,001 b B
7 L	0,69 ab A	0,43 a B	0,181 ab A	0,112 a B	0,011 ab A	0,007 a B	0,012 ab A	0,007 a B
8 L	0,50 b A	0,06 b B	0,133 b A	0,015 b B	0,008 b A	0,001 b B	0,009 b A	0,001 b B
CV (%)	26,77		27,22		26,760		26,760	
p-valor	0.0203 *		0.0306 *		0.0202 *		0.0202 *	
	m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> ST ad		m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> ST red		m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> SV ad		m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> SV red	
	ARS	AGUA	ARS	AGUA	ARS	AGUA	ARS	AGUA
6 L	0,179 a A	0,023 b B	0,31 a A	0,044 b B	0,24 a A	0,03 b B	0,31 a A	0,04 b B
7 L	0,158 ab A	0,115 a A	0,31 ab A	0,18 a A	0,22 a A	0,16 a B	0,30 a A	0,21 a A
8 L	0,117 b A	0,015 b B	0,22 b A	0,03 b B	0,15 a A	0,02 b B	0,20 a A	0,02 b B
CV (%)	26,35		18,54		25,44		27,4	
p-valor	0.0108 *		0.0413 *		0.0082 *		0.0314 *	

T<sub>1</sub> - ARS + cama de 6 lotes; T<sub>2</sub> - ARS + cama de 7 lotes; T<sub>3</sub> - ARS + cama de 8 lotes; T<sub>4</sub> - água limpa + cama de 6 lotes; T<sub>5</sub> - água limpa + cama de 7 lotes; T<sub>6</sub> - água limpa + cama de 8 lotes.

Letras maiúsculas representam comparação dos potenciais entre tipos de solvente na mistura (ARS e água limpa); letras minúsculas representam comparação dos potenciais entre o número de lotes de produção dentro de cada tipo de solvente. \* Houve interação significativa entre os fatores Diferente significativamente quando p-valor < 0,05.

É possível verificar diferença significativa entre os valores encontrados a partir da co-digestão e a biodigestão. Os ensaios nos quais houve a mistura dos resíduos (co-digestão anaeróbia) apresentaram maiores potenciais de geração de biogás (p<0,05) em relação aos encontrados na biodigestão anaeróbia.

Entretanto, quando comparada a influência do número de lotes dentro de cada sistema escolhido ocorrem diferenças estatísticas. Assim, na co-digestão, as camas com seis e sete lotes apresentaram os maiores potenciais, enquanto a biodigestão da cama de sete lotes apresentou os maiores valores.

A literatura demonstra que as pesquisas relacionadas à biodigestão utilizando cama de frangos apresentam grande heterogeneidade de resultados. Tais dados podem ser notados nos trabalhos realizados por Costa (2009), que obteve potencial de  $0,165 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$  de cama de frangos. Santos (2001) obteve potencial de até  $0,239 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$  de cama, ou seja, valores próximos aos obtidos neste ensaio.

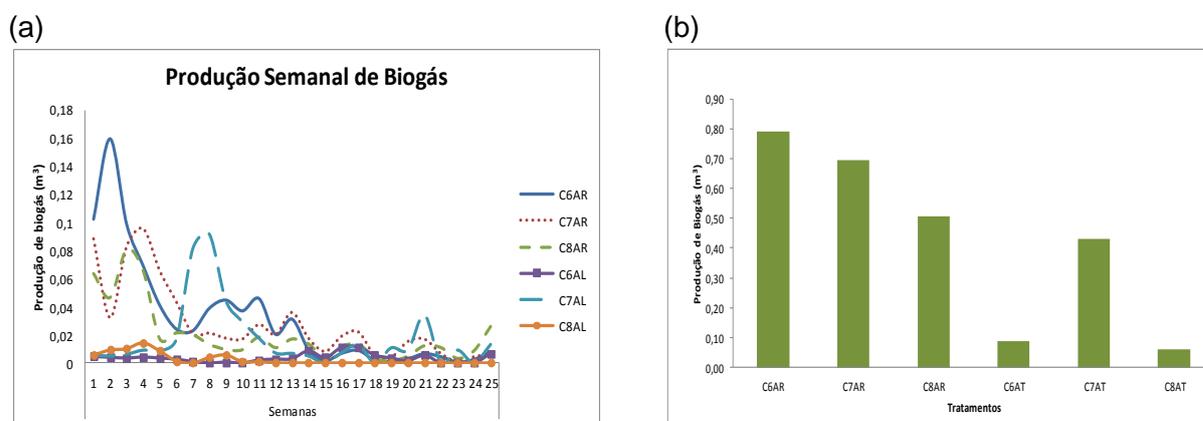
Já Orrico Junior (2010) utilizou cama de frango e carcaças de aves e obteve  $0,135 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$  de ST adicionados, abaixo dos  $0,179 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$  de ST obtidos neste ensaio. Por outro lado, Fukayama (2008) obteve um potencial de  $0,439 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$  de ST, assim como o obtido por Steil (2001), em torno de  $0,370 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$  de ST. Porém, a primeira autora trabalhou com camas de casca de amendoim e utilizou até quatro lotes, enquanto a segunda não cita o número de lotes da cama estudada, apenas citou a origem da cama: serragem de pinus.

Considerando os resultados encontrados, pode-se notar a diferença na capacidade de cada resíduo, pois as características de cada cama dependem de muitas variáveis, as quais dificultam a comparação entre os resultados.

### 5.1.3 Distribuição da produção de biogás

Na Figura 4, pode-se observar a distribuição média da produção de biogás no primeiro ensaio do experimento ao longo do tempo. Assim, é possível visualizar o período de maior atividade produtiva bem como definir o tempo de retenção hidráulica ideal para o segundo ensaio.

Os tratamentos com maior produção de biogás, Figura 4b, foram aqueles em que houve a mistura das camas de frango com a ARS. Portanto, o substrato composto com a cama proveniente de seis lotes foi o de maior produção, com  $0,79 \text{ m}^3$  de biogás durante os 175 dias. O segundo e terceiro maiores valores de produção foram os tratamentos com produção de  $0,70 \text{ m}^3$  e  $0,51 \text{ m}^3$  para as camas de sete e oito lotes.



**Figura 4** Distribuição semanal da produção de biogás, TRH = 175 dias (a) produção média de biogás por tratamento (b) 40C6 - ARS + cama de 6 lotes; 40C7 - ARS + cama de 7 lotes; 40C8 - ARS + cama de 8 lotes; 55C6 - água tratada + cama de 6 lotes; 55C7 - água tratada + cama de 7 lotes; 55C8 - água tratada + cama de 8 lotes.

Resultados obtidos por Magbanua Jr, Adams e Johnston (2001), que avaliaram a co-digestão de cama de frangos com diversas concentrações de ARS, concluíram que os tratamentos em que foram feitas misturas, apresentaram maiores produções de biogás, assim como os obtidos neste ensaio. Este fato pode ser atribuído à melhora nas proporções de nutrientes do efluente devido à mistura de diferentes resíduos.

A queima do biogás, nos tratamentos com ARS, se deu no décimo dia para C6AR, do décimo quinto ao décimo oitavo dia para C7AR, e do décimo oitavo ao vigésimo primeiro dia para o C8AR. Já para os tratamentos com água tratada, a queima ocorreu no trigésimo quinto dia para C6AT, trigésimo quinto e trigésimo sexto dia para C7AT e no vigésimo sexto dia para o C8AT.

O pico de produção de biogás ocorreu nas primeiras quatro semanas de digestão nos tratamentos C6AR, C7AR e C8AR. Após os primeiros 90 dias, aproximadamente, verifica-se a estabilização do processo, caracterizando-se a diminuição da produção.

A produção de biogás demonstrou bons resultados quando comparados aos encontrados por Costa (2009), que também trabalhou com a co-digestão de cama de frangos e utilizou ARS pré-tratada na mistura.

Nos tratamentos C6AT e C8AT, em que a cama foi diluída em água tratada, pode ter ocorrido a acidificação do meio. Segundo Chernicharo (2007), as baixas taxas de crescimento das bactérias metanogênicas podem representar fator limitante já que a reprodução de bactérias acidogênicas é muito mais veloz. Isso pode levar à formação de ácidos muito rapidamente, bem como causar redução do pH e inibição da formação de metano (GHOSH e POHLAND, 1972).

É sabido que os altos níveis de amônia presentes nos dejetos animais podem inibir o processo de biodigestão. Entretanto, a cama de frango que pode ser produzida com maravalha: material que constitui grande fonte de carbono e que contribui para o sistema de tamponamento. Surge como alternativa para evitar ou diminuir variações do pH a fim de impedir a liberação de amônia livre que possa inibir a atividade metanogênica (MURTO, BJORNSSON e MATTIASSON, 2003; LEHTOMAKI, HUTTUNEN e RINTALA, 2006 ; RAO, REDDY, *et al.*, 2008).

Outra possibilidade é que a alta concentração de nitrogênio, em solução aquosa, tenha favorecido a formação de íons amônios  $\text{NH}_4^+$  e amônia livre  $\text{NH}_3$ , que circulam livremente pelas membranas celulares dos microrganismos causando sua morte e assim a falência do sistema (CHEN, CHENG e CREAMER, 2008).

De acordo com Madigan, Martinko, *et al.* (2010), organismos acetogênicos e metanogênicos são competidores de  $\text{CO}_2$  em meio anaeróbio e a ausência de bactérias metanogênicas pode ter permitido maior transformação do  $\text{CO}_2$  em acetato e outros compostos e diminuir a produção de biogás.

O mesmo não ocorreu com os tratamentos com adição de ARS. Possivelmente, porque a ARS favorece o sistema de tamponamento bicarbonato/dióxido de carbono, impede a queda do pH e evita a inibição do processo (MURTO, BJORNSSON e MATTIASSON, 2003).

#### 5.1.4 Caracterização mineral dos efluentes

As características químicas do afluente e do efluente (biofertilizante) estão descritas na Tabela 5. Assim, é possível verificar um incremento nas concentrações da maioria dos nutrientes ao final do processo, que ocorre devido à perda de volume pela degradação orgânica e a produção de biogás.

Nos tratamentos com a mistura de ARS e cama de frangos (co-digestão) observaram-se maiores concentrações de nutrientes quando comparados aos tratamentos em que a mistura da cama foi feita com água tratada.

Observa-se apenas a média entre os tratamentos em que se utilizou ARS e a média dos tratamentos em que se utilizou água tratada revelam-se incrementos importantes na concentração dos nutrientes quando se compara à co-digestão com a biodigestão. Assim, ao se calcular a porcentagem de incremento de nutrientes tendo como referência a água tratada, observa-se que, com o uso da ARS, os teores de N foram 92% superiores, para P 86,6%, K 26,9%, Ca 20,2%, porém, para o Mg não houve alteração. Considerando os micronutrientes, o Fe apresentou-se 79,9% superior, Mn 84,8%, Zn 270,1% e Cu 904,7%.

O elemento Na apresentou-se 55,2% superior para o biofertilizante obtido por co-digestão quando comparado ao biofertilizante obtido por biodigestão. Apesar de o sódio poder provocar degradação da estrutura do solo em altas concentrações devido à dispersão das partículas de argila e contribuir para seu adensamento devido ao bloqueio dos poros (SILVA, CABEDA, *et al.*, 2006), os teores encontrados no biofertilizante não são preocupantes.

Esta observação tem tanto o foco na obtenção de um adubo orgânico mais rico quando se utiliza a ARS em mistura com camas de frango bem como denota preocupação ambiental em função do aumento expressivo em Cu e Zn, ambos provenientes da ARS, principalmente (CASALI, MOTERLE, *et al.*, 2008; BERTOL, FEY, *et al.*, 2010).

**Tabela 7** Caracterização mineral do afluente (A) e do efluente (E) após 175 dias de tratamento do primeiro ensaio.

	C6AR		C7AR		C8AR		C6AT		C7AT		C8AT	
	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E
N (%)	0,22	0,26	0,21	0,20	0,19	0,24	0,10	0,13	0,10	0,09	0,13	0,13
P (g L <sup>-1</sup> )	8,75	10,10	9,40	14,60	10,92	16,38	5,58	6,18	6,98	6,52	7,02	9,33
K (g L <sup>-1</sup> )	1,56	1,81	1,58	1,71	1,78	1,85	1,28	1,34	1,20	1,32	1,58	1,57
Na (g L <sup>-1</sup> )	0,75	0,47	0,76	0,46	0,82	0,43	0,25	0,26	0,24	0,30	0,27	0,32
Ca (g L <sup>-1</sup> )	4,22	5,87	4,61	6,16	5,10	5,87	3,84	4,19	4,09	4,85	4,39	5,84
Mg (g L <sup>-1</sup> )	0,21	0,22	0,23	0,40	0,27	0,26	0,16	0,30	0,18	0,21	0,19	0,37
Mn (g L <sup>-1</sup> )	7,57	20,42	8,93	22,76	9,63	11,62	5,41	10,18	6,69	3,59	6,86	15,95
Fe (mg L <sup>-1</sup> )	31,05	45,56	35,33	82,18	37,64	30,92	22,27	21,12	37,47	33,35	28,39	33,80
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	14,34	37,77	17,70	47,83	24,77	22,15	7,21	7,28	5,98	6,30	2,94	15,60
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	10,21	19,17	15,74	21,41	16,04	10,65	1,35	1,52	1,13	1,36	1,72	2,22

C6AR - ARS + cama de 6 lotes; C7AR - ARS + cama de 7 lotes; C8AR - ARS + cama de 8 lotes; C6AT - água limpa + cama de 6 lotes; C7AT - água limpa + cama de 7 lotes; C8AT - água limpa + cama de 8 lotes.

Nota-se que houve acréscimo nos valores conforme aumenta o número de reutilizações da cama, porém esse fato não se apresenta como um padrão. Pode estar mascarado por erros amostrais, pela dificuldade de homogeneização da mistura que sedimenta rapidamente.

Porém, ao serem comparadas as concentrações de nutrientes, pode-se afirmar que os valores obtidos foram superiores aos de Costa (2009), quando estudou a biodigestão e a co-digestão de cama de frangos com ARS previamente biodigerida, porém inferiores aos de Fukayama (2008), que utilizou cama de frangos de até quatro lotes. Macronutrientes como potássio, fósforo e nitrogênio com maiores valores, enquanto os micronutrientes apresentaram valores menores que os obtidos neste ensaio.

Orrico Jr., Orrico e Lucas Jr. (2009) trabalharam com ARS com e sem separação da fração sólida e também obtiveram resultados menores do que neste ensaio, mantendo coerência em relação aos outros estudos, pois ao serem misturados os resíduos, a soma de seus nutrientes proporciona concentrações maiores a fim de ressaltar um dos benefícios da co-digestão.

Vale ressaltar que essas diferenças, como citado anteriormente, possivelmente sejam pela composição dos materiais utilizados como matéria prima da cama e o tipo de solvente utilizado para diluição das camas, assim como citado por Singh, Lee, *et al.* (2010).

Portanto, a partir destas análises, pode-se afirmar que a mistura dos resíduos (cama e ARS), proporciona não apenas um efluente com maiores potenciais de produção de biogás, mas também maiores teores de nutrientes e agrega maior valor agrônômico e energético do que a cama diluída apenas em água tratada. Porém, revelou-se a necessidade de cuidados ambientais na sua utilização, em função dos elevados teores de Cu e Zn.

## 5.2 Segundo ensaio

### 5.2.1 Condutividade elétrica, pH e Redução de DQO, ST e SV

Na Tabela 6, são apresentados os valores de pH e CE, assim como de DQO, ST e SV e suas respectivas reduções no biofertilizante de todos os tratamentos com TRH de 40 e 55 dias.

**Tabela 8** Valores de pH, condutividade elétrica, DQO, sólidos totais e sólidos voláteis e reduções de seus teores após 40 e 55 dias de biodigestão anaeróbia.

	TRH = 40 dias			TRH = 55 dias		
	40C6	40C7	40C8	55C6	55C7	55C8
pH	6,48	6,57	6,37	6,50	7,64	6,35
CE (mS cm <sup>-1</sup> )	30,22	27,59	28,45	26,32	19,37	28,77
ST (%)	4,80	4,09	4,37	4,02	3,12	4,24
SV (%) *	70,89	66,93	70,79	66,58	59,46	67,59
ST red (%)	15,51	14,35	16,84	29,29	34,68	19,47
SV red (%)	21,20	22,34	22,47	38,06	47,39	28,32
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	64342,76	59399,56	66140,28	54456,37	28392,27	62061,28
DQO red (%)	36,02 a B	31,96 ab B	24,77 b A	45,85 b A	67,48 a A	29,41 c A

TRH = 40 dias 40C6 - ARS + cama de 6 lotes; 40C7 - ARS + cama de 7 lotes; 40C8 - ARS + cama de 8 lotes; TRH = 55 dias 55C6 - ARS + cama de 6 lotes; 55C7 - ARS + cama de 7 lotes; 55C8 - ARS + cama de 8 lotes. Letras minúsculas representam comparação de médias entre o número de lotes, letras maiúsculas representam comparação de médias entre tempos de retenção hidráulica.

\* Porcentagem de SV em relação à quantidade de ST.

O pico de produção de biogás, como no primeiro ensaio, ocorreu nas primeiras quatro semanas de biodigestão e coincidiu com o período em que ocorre maior consumo energético dos aviários, por se tratar da época em que os pintainhos necessitam de maiores cuidados (TURCO, FERREIRA e FURLAN, 2002). Este foi um fator bastante positivo já que aproximou o estudo da realidade encontrada no campo.

Observou-se que ambos efluentes conservaram-se com elevadas concentrações de DQO, apesar dos tratamentos que permaneceram por 40 dias apresentarem menores porcentagens de redução de ST, SV e DQO quando comparados aos que ficaram 55 dias. Isso leva à necessidade de um pós-tratamento com lagoas de estabilização ou até mesmo outro reator a fim de se atender às exigências da legislação em vigor (KATO e FLORENCIO, 2001).

Os valores de DQO, ao serem comparados estatisticamente, apresentaram interação entre os fatores número de lotes e tempo de retenção hidráulica. Assim, pôde-se observar que, aos 55 dias, as reduções de DQO foram estatisticamente superiores às aquelas observadas aos 40 dias para as camas de frango de seis e sete lotes. A maior redução de DQO ocorreu aos 55 dias, para a cama de sete lotes.

Ao serem comparados os resultados obtidos com o primeiro ensaio (Tabela 3), verifica-se que quanto maior o tempo de tratamento, maior é a redução de DQO do biofertilizante. Desta maneira, dentro do período de maior necessidade, o tratamento com 55 dias se mostra mais favorável.

A condutividade elétrica mais elevada se deve às maiores concentrações de sais no afluente da segunda etapa quando comparados os valores do segundo ensaio com os do primeiro. Atribui-se esse fato às características da ARS que podem variar por diversos motivos, como a época do ano, a fase de crescimento em que se encontram os animais, a eficiência do processo de separação de fases da empresa fornecedora do resíduo, entre outras. Além disso, no segundo ensaio, 20% do volume do substrato foram provenientes dos respectivos efluentes do primeiro ensaio. Isso também colaborou para que as CE fossem maiores neste ensaio.

Já nos valores de pH, houve pequena variação em relação à entrada mas se mantiveram dentro dos padrões ideais para que o processo ocorresse bem. Apesar de esses estarem abaixo dos valores da primeira fase, isso não interferiu nos resultados finais.

Estes fatores, CE e pH, são importantes para a qualidade do biofertilizante já que a utilização desses pode influenciar bastante na germinação de sementes, produção de mudas e desenvolvimento das plantas de acordo com os valores desses parâmetros.

## **5.2.2 Potenciais de produção de biogás**

Os valores dos potenciais de produção obtidos no segundo ensaio do experimento são apresentados na Tabela 7. Nos nove biodigestores em que o TRH foi de 40 dias, o biogás iniciou a queima aos 19 dias, demonstrando a existência de metano na composição.

Entretanto, o biogás dos biodigestores submetidos aos 55 dias de tratamento, as misturas com seis lotes iniciaram a queima dos 16 aos 19 dias; as misturas com oito lotes iniciaram a queima aos 19 dias e por último, a mistura com sete lotes aos 22 dias.

O pico de produção de biogás se deu nas primeiras quatro semanas de tratamento, corroborando com os resultados obtidos no primeiro ensaio, atendendo ao período de maior necessidade energética da produção.

Os resultados não foram semelhantes aos do primeiro ensaio, quando comparados os potenciais de produção de biogás. Ao se considerar o mesmo período de produção entre os ensaios, observou-se que a produção do segundo foi menor e pode ter sido influenciada por diversos fatores.

Um desses fatores pode ser devido à grande variação da temperatura que ocorreu entre a montagem dos dois ensaios, pois o primeiro foi montado no final do mês de fevereiro, no meio da estação de verão, quando as temperaturas registradas estiveram acima dos 30 °C.

Já a montagem do segundo ensaio ocorreu no final do mês de agosto, meio da estação de inverno, quando foram registradas temperaturas inferiores aos 10 °C nos dias seguintes ao abastecimento.

**Tabela 9** Produção total de biogás por tratamento e potenciais de produção de biogás por kg de cama de frangos adicionado, por kg de substrato, por quantidade de ARS adicionada, por kg de ST adicionados e SV adicionados e reduzidos.

Lotes	(m <sup>3</sup> )		m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> cama		m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> mistura	
	40 dias	55 dias	40 dias	55 dias	40 dias	55 dias
6	0,08 a B	0,12 a A	0.04 ab B	0.05 ab A	0.0016 a B	0.0023 a A
7	0,06 b B	0,12 a A	0.03 b B	0.06 a A	0.0011 b B	0.0024 a A
8	0,08 a A	0,08 b A	0.04 a A	0.04 b A	0.0016 a A	0.0016 b A
CV %	11,76		11,78		11,74	
p-valor	0,0013 *		0.0012 *		0.0014 *	

Lotes	m <sup>3</sup> L <sup>-1</sup> ARS		m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> ST ad		m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> SV ad	
	40 dias	55 dias	40 dias	55 dias	40 dias	55 dias
6	0,0022 a B	0,0031 a A	0.03 a A	0.04 a B	0.04 a A	0.05 ab A
7	0,0015 b B	0,0032 a A	0.02 a A	0.05 a B	0.03 a B	0.07 a A
8	0,0022 a A	0,0021 b A	0.03 a A	0.03 a B	0.04 a A	0.04 b A
CV %	11,760		19,78		21,59	
p-valor	0,0014 *		0,0177 *		0,0235 *	

Lotes	m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> ST red	m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> SV red
6	0,10 a	0,10 a
7	0,13 a	0,12 a
8	0,17 a	0,15 a
40 d	0,17 A	0,13 A
55 d	0,13 A	0,12 A
CV %	31,78	26,91
p-valor	0,3953	0,2746

TRH = 40 dias T1 - ARS + cama de 6 lotes; T2 - ARS + cama de 7 lotes; T3 - ARS + cama de 8 lotes; TRH = 55 dias T4 - ARS + cama de 6 lotes; T5 - ARS + cama de 7 lotes; T6 - ARS + cama de 8 lotes. Letras maiúsculas representam comparação dos potenciais entre tipos de solvente na mistura (ARS e água limpa); letras minúsculas representam comparação dos potenciais entre o número de lotes de produção dentro de cada tipo de solvente. \* Houve interação significativa entre os fatores

O início é uma das principais fases do processo, pois é quando ocorre aclimatização dos microrganismos aos resíduos e sua reprodução é mais intensa, pois as baixas temperaturas podem inibir sua atividade (MADIGAN, MARTINKO, *et al.*, 2010).

Outro fato ao qual pode ser atribuído o menor rendimento do segundo ensaio é o inóculo utilizado, pois, no primeiro ensaio, foi utilizado esterco bovino, resíduo que contém número elevado de bactérias metanogênicas. Todavia, neste ensaio, foi utilizado o biofertilizante resultante do anterior.

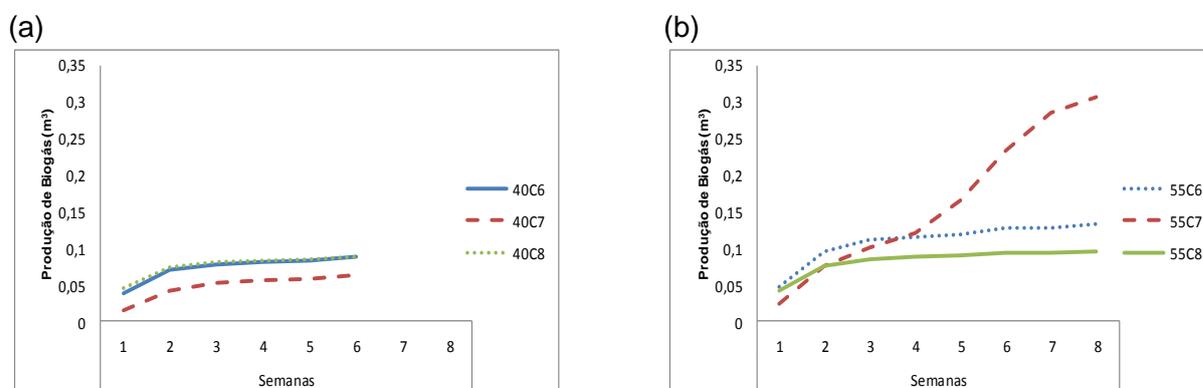
Este biofertilizante usado como inóculo, após os 175 dias de tratamento, encontrava-se estabilizado e provavelmente com poucas bactérias metanogênicas. Tal ideia é reforçada quando comparados os inícios da queima do biogás, que foi mais rápido no primeiro do que no segundo ensaio.

Para cada parâmetro utilizado, são verificadas diferenças entre o TRH e o número de lotes reutilizados. A produção total de biogás, após 55 dias de estabilização, não apontou diferença estatística entre as camas de frango de 6 e 8 lotes, que foram os melhores resultados dentre os tratamentos,

Ao verificar a produção em  $\text{m}^3$  de biogás por quilo de ST adicionados, nota-se que quando comparados os TRH, apesar de serem observados os melhores resultados após os 55 dias, não houve diferença estatística entre o número de reutilizações.

### 5.2.3 Distribuição da produção de biogás

Na Figura 5, são apresentadas as produções acumuladas de biogás obtidas no segundo ensaio, após 40 e 55 dias, respectivamente.



**Figura 5** Distribuição semanal da produção de biogás, TRH = 40 dias (a); TRH = 55 dias (b) 40C6 - ARS + cama de 6 lotes; 40C7 - ARS + cama de 7 lotes; 40C8 - ARS + cama de 8 lotes; 55C6 - ARS + cama de 6 lotes; 55C7 - ARS + cama de 7 lotes; 55C8 - ARS + cama de 8 lotes.

No segundo ensaio, a produção de biogás manteve comportamento semelhante ao primeiro, cuja maior produção ocorreu até a terceira semana e depois estabilizou-se, exceto em 55C7.

Dentre os reatores que permaneceram por mais tempo em atividade, o 55C7 manteve crescimento na produção até o final do período de estudo. Apesar de não haver motivo aparente para esta situação, uma linha de raciocínio pode ser traçada sobre a quantidade da porção de fibras, contida no material.

De acordo com Taiz e Zeiger (2009), ao serem variados a espécie do vegetal e o estágio de desenvolvimento, a fração de hemicelulose da parede também pode conter grandes quantidades de outros polissacarídeos como os curonoarabinosilanos. Tais açúcares são de fácil degradação e podem ter estimulado o crescimento e a melhor adaptação da flora bacteriana dentro do reator, o que explicaria a diferença.

O mesmo não foi observado nos tratamentos com menor tempo de retenção hidráulica.

Segundo Chernicharo (2007), existem algumas limitações dos processos anaeróbios e possibilidades de desequilíbrio em reatores como limitações cinéticas, termodinâmicas e de transferência de massa, ou até mesmo ausência de condições ideais de crescimento.

#### 5.2.4 Caracterização mineral dos efluentes

Na Tabela 8, pode-se observar a caracterização química do efluente (biofertilizante) obtido no segundo ensaio. Os valores representados demonstram que o efluente do segundo ensaio possuía maior quantidade de minerais do que os do primeiro ensaio, inclusive com condutividade elétrica mais alta.

Isto pode ter sido causado por alguns motivos: como o uso do efluente do primeiro ensaio como inóculo, pois esse já tinha elevada concentração de minerais. Outro possível motivo seria a característica diferente da ARS devido ou às condições do sistema de tratamento da empresa, ou até mesmo à fase de desenvolvimento dos animais.

As quantidades elevadas de N, P e K possuem grande valor agrônômico, porém devido ao baixo tempo de retenção, a pouca remoção de DQO e ST indicam a necessidade de outros tratamentos posteriormente, como lagoas de estabilização ou mesmo outro reator.

Considerando a média entre os dois TRH's do segundo ensaio para os teores dos nutrientes e os comparando com a média dos tratamentos em que se utilizou ARS no primeiro ensaio (média entre as camas de seis, sete e oito lotes), foram observados incrementos expressivos em todos os nutrientes avaliados. Para o N, o incremento de 78,3%, para o P - 144,5%, para o K - 62%, para o Ca - 2,3%, para o Mg - 324,1%, para o Cu - 241%, para o Zn - 631,5%, para o Fe - 654,4%, para o Mn - 74,3% e para o Na - 60%.

Esses resultados demonstram ponto positivo na obtenção de um produto (biofertilizante) mais rico em nutrientes, mas também revela a potencialização da concentração de elementos que, em pequenas quantidades, tidos como micronutrientes, mas em grandes doses, tornam-se tóxicos para as plantas, como é o caso do Cu e do Zn.

De acordo com Silva, Prado, *et al.* (2010) doses de Zn superiores a 243 mg L<sup>-1</sup> tornam-se tóxicos para culturas de milho, pois o excesso deste micronutriente geralmente induz danos oxidativos em várias espécies de plantas, dando início à peroxidação de lipídios e à degradação de outros compostos na planta. Esses fatores somados explicam os sintomas de toxicidade que refletem a redução da produção de matéria seca da planta.

Segundo Soares, Siqueira, *et al.* (2000), o excesso de Cu em experimentos com eucaliptos levou a sintomas como manchas aquosas foliares, clorose e necrose foliar internerval, escurecimento das raízes e inibição do crescimento.

Em experimento realizado com pinhão manso, Chavez, Mesquita, *et al.* (2010) verificaram que doses de Cu e Zn superiores a 75 e 50 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, foram tóxicas e ocasionaram a depreciação do crescimento.

Outro elemento pouco comentado e que pode afetar o desenvolvimento inicial de plantas é o sódio, pois, em elevadas concentrações, pode ocasionar o deslocamento do Ca da membrana celular, acarretar na perda de sua integridade e consequente desequilíbrio na absorção de íons (FREIRE e MIRANDA, 2012), bem como inibir a absorção de  $K^+$  pelas plantas, através do antagonismo entre esses dois íons (OLIVEIRA BOSCO, OLIVEIRA, *et al.*, 2009). Entretanto, os níveis encontrados no biofertilizante e indicados na Tabela 10 estão abaixo dos citados como tóxicos.

**Tabela 10** Caracterização mineral do afluente (A) e do efluente (E) do segundo ensaio de biodigestão anaeróbia das misturas de ARS e cama de frangos de diferentes lotes de reaproveitamento após 40 e 55 dias de retenção hidráulica.

	40C6		40C7		40C8		55C6		55C7		55C8	
	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E
N (%)	0,28	0,42	0,21	0,46	0,26	0,43	0,28	0,42	0,21	0,30	0,26	0,39
P (g L <sup>-1</sup> )	31,13	32,43	22,02	36,31	19,58	33,99	31,13	32,80	22,02	35,55	19,58	29,94
K (g L <sup>-1</sup> )	2,48	3,05	2,55	2,91	2,58	2,77	2,48	2,81	2,55	2,77	2,58	2,94
Na (g L <sup>-1</sup> )	0,73	0,72	0,77	0,74	0,82	0,75	0,73	0,73	0,77	0,63	0,82	0,72
Ca (g L <sup>-1</sup> )	6,09	5,72	7,27	6,02	7,74	5,89	6,09	5,88	7,27	6,33	7,74	6,66
Mg (g L <sup>-1</sup> )	1,23	1,12	1,29	1,30	1,09	1,18	1,23	1,20	1,29	1,32	1,09	1,26
Mn (g L <sup>-1</sup> )	29,17	32,42	29,98	34,54	23,76	29,94	29,17	31,25	29,98	33,75	23,76	29,15
Fe (mg L <sup>-1</sup> )	88,06	155,96	720,97	637,22	47,39	260,10	88,06	456,03	720,97	720,13	47,39	164,87
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	82,29	236,02	61,19	293,71	39,84	330,08	82,29	287,44	61,19	123,97	39,84	304,33
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	27,05	61,79	11,88	68,15	7,36	72,13	27,05	55,99	11,88	37,81	7,36	67,90

TRH = 40 dias 40C6 - ARS + cama de 6 lotes; 40C7 - ARS + cama de 7 lotes; 40C8 - ARS + cama de 8 lotes;  
 TRH = 55 dias 55C6 - ARS + cama de 6 lotes; 55C7 - ARS + cama de 7 lotes; 55C8 - ARS + cama de 8 lotes.

### 5.3 Análise microbiológica dos biofertilizantes

A potencialidade de um corpo d'água conter agentes responsáveis por enfermidades é obtida de forma indireta por grupos de microrganismos que coexistem com os patogênicos nas fezes. E o grupo dos coliformes é considerado o mais importante (NASCIMENTO, CARDOSO, *et al.*, 2007). O controle é mediado por parâmetros como presença e níveis de coliformes totais e termotolerantes (FORTUNA, RODRIGUES, *et al.*, 2007).

Os resultados da análise de coliformes são apresentados na Tabela 9, os quais foram realizados no início e no final de cada ensaio. Assim, pode-se inferir que o processo de biodigestão anaeróbia é bastante eficiente quanto à remoção de coliformes totais e termotolerantes.

**Tabela 31** Análises de coliformes totais e termotolerantes, realizadas nos afluentes e efluentes do primeiro e segundo ensaios pelo método de tubos múltiplos.

Primeiro ensaio		Coliformes 35 °C			Coliformes 45 °C		
		NMP g <sup>-1</sup>			NMP g <sup>-1</sup>		
		Afluente	Efluente	% red	Afluente	Efluente	% red
ARS	6 L	> 2,4 x 10 <sup>-10</sup>	< 3,0	100	> 2,4 x 10 <sup>-10</sup>	< 3,0	100
	7 L	4,6 x 10 <sup>-9</sup>	< 3,0	100	1,1 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100
	8 L	> 2,4 x 10 <sup>-10</sup>	< 3,0	100	> 2,4 x 10 <sup>-10</sup>	< 3,0	100
AGUA	6 L	> 2,4 x 10 <sup>-10</sup>	< 3,0	100	1,1 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100
	7 L	4,6 x 10 <sup>-7</sup>	< 3,0	100	2,4 x 10 <sup>-7</sup>	< 3,0	100
	8 L	> 2,4 x 10 <sup>-12</sup>	< 3,0	100	2,4 x 10 <sup>-11</sup>	< 3,0	100

Segundo ensaio		Coliformes 35 °C			Coliformes 45 °C		
		NMP g <sup>-1</sup>			NMP g <sup>-1</sup>		
		Afluente	Efluente	% red	Afluente	Efluente	% red
40 d	6 L	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100
	7 L	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100
	8 L	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100
55 d	6 L	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100
	7 L	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100
	8 L	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100	> 2,4 x 10 <sup>-8</sup>	< 3,0	100

De acordo com a contagem de coliformes, pelo método do número mais provável (NMP) dos afluentes e efluentes do primeiro e do segundo ensaio, o resultado para todos os tratamentos foi < 3,0 NMP g<sup>-1</sup>. Logo, pode-se afirmar que foram eliminados tais patógenos em quase 100%.

Ao consultar a literatura, é possível comprovar a eficiência de remoção de coliformes totais e termotolerantes pelo processo de biodigestão anaeróbia. Steil (2001), Orrico Jr., Orrico e Lucas Jr. (2010) e Orrico, Orrico Jr. e Lucas Jr. (2011) afirmam que houve eliminação e redução de mais de 99% dos coliformes.

Para alguns desses autores, tal redução está associada com a temperatura de fermentação e o TRH do processo. Porém, acredita-se que a redução esteja mais

relacionada ao tempo de retenção e ao meio anaeróbio, pois a temperatura dentro do reator não se altera durante o processo e os organismos termotolerantes, apesar de anaeróbios facultativos (MADIGAN, MARTINKO, *et al.*, 2010), provavelmente não resistem à ausência de O<sub>2</sub> por longos períodos.

Este parâmetro é bastante importante, pois permite que o biofertilizante possa ser utilizado na produção de hortaliças e outras culturas quando esse, por sua vez, atende às normas legais que estipulam a concentração de diversos elementos e também os limites quanto à presença de coliformes termotolerantes, inferiores a 1000 NMP g<sup>-1</sup> de MS, segundo consta nas instruções normativas nº 46 de 6 de outubro de 2011 e nº 27 de 05 de julho de 2006 (BRASIL<sub>d</sub>, 2006; BRASIL<sub>c</sub>, 2011).

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em detrimento à necessidade de desenvolvimento econômico, há a busca por fontes energéticas renováveis e pela produção mais sustentável de alimentos. Assim, a utilização da biodigestão anaeróbia, principalmente da co-digestão para o tratamento desses resíduos provenientes da indústria de aves e suínos, se mostra bastante promissora.

Para o produtor que tenha a intenção de utilizar o biofertilizante em lavouras, recomenda-se maior tempo de retenção hidráulica, haja vista o mesmo levar à maior estabilização dos resíduos, manter os teores de nutrientes e reduzir matéria orgânica e a quantidade de sólidos totais.

É importante salientar que, mesmo após o período maior de estabilização dos resíduos, apesar de bastante reduzida em comparação à entrada, a DQO de saída ainda se encontra bastante elevada. Assim, inviabiliza o descarte deste material em corpos hídricos sem pós-tratamento.

Pelo aspecto ambiental, o maior tempo de retenção hidráulica, 175 dias de biodigestão anaeróbia, apresentou os melhores resultados quanto às características do efluente, com DQO entre 36 a 41 g L<sup>-1</sup>, com redução de mais de 55% e possibilitou melhor estabilização dos resíduos.

Desta forma, outro ponto interessante é que o biofertilizante pode ser utilizado na adubação de diversas culturas, principalmente em gramíneas, pelo alto teor de nitrogênio e em hortaliças devido à ausência de coliformes. Portanto, aconselha-se a diluição daquele para reduzir a condutividade elétrica, quando usado para germinação de sementes.

Mas, do ponto de vista econômico, o tratamento em 55 dias, apesar de baixa produção de biogás quando comparado ao primeiro ensaio, no segundo ensaio, apresentou resultados superiores de redução de DQO quando comparado aos tratamentos que permaneceram 40 dias. Também apresentou os maiores potenciais de produção de biogás e atingiu a maior produção nas primeiras semanas. Por conseguinte, o produtor pôde fazer uso dessa energia a fim de reduzirem-se os custos.

Por outro lado, se a intenção for a produção de biogás para utilização no próprio sistema produtivo, um menor tempo de retenção torna-se viável. Entretanto, o biofertilizante obtido ainda terá grande quantidade de sólidos e alta concentração de matéria orgânica. Conseqüentemente, necessita de pós-tratamento, que pode ser feito em lagoas de estabilização ou até mesmo com outro reator em série.

As características químicas do efluente são excelentes, com boas quantidades de macronutrientes, porém, é preciso atentar para as altas concentrações de Cu e Zn que podem se acumular no biofertilizante.

Para futuras pesquisas, é importante salientar as dificuldades encontradas na operação dos reatores e no manejo dos resíduos. E, devido à estrutura física do reator, não

foi possível a retirada completa do efluente. Isso pode ter contribuído para a diferença encontrada entre os valores de alguns minerais quando comparados à entrada e saída. Algumas mudanças no projeto do reator podem melhorar os resultados em pesquisas subsequentes.

Outro momento crítico e que requer maiores cuidados é a coleta das amostras para análise. As características da cama de frangos, que normalmente possuem partículas de material arenoso, provocam sedimentação após o agitação e por mais que se busque misturar bem o material, ocorre/ buscasse misturar bem o material, a decantação da fração sólida ocorria muito rapidamente a decantação da fração sólida e impedia impede a coleta de uma amostra homogênea, interferindo em sua qualidade.

Dar partida nos reatores em períodos frios não é a melhor opção devido à necessidade de condições ideais para um processo eficiente. Foi possível tal constatação quando os valores de produção de biogás do segundo ensaio foram apenas 18, 18 e 32% do total produzido nos tratamentos  $T_1$ ,  $T_2$  e  $T_3$ , respectivamente, quando comparados com o mesmo período do primeiro ensaio. Talvez seja uma boa alternativa um projeto de construção com aquecimento gerado pelo próprio biogás produzido.

## 7. CONCLUSÕES

A utilização da cama de frango com seis, sete e oito lotes de produção no sistema de co-digestão com a água residuária da suinocultura peneirada foi superior em todos os parâmetros e proporcionou melhor desempenho.

O período de retenção hidráulica de 175 dias proporcionou redução média de 55% na DQO. O tempo de retenção de 55 dias foi superior ao de 40 dias, com produção de biogás concentrada nas primeiras semanas.

O biofertilizante apresentou bons teores de N, P, K e altas concentrações de Cu e Zn. O processo foi 100% eficiente na redução de coliformes totais e termotolerantes, em todos os tratamentos.

## 8 REFERÊNCIAS

ABIPECS. **Relatório anual**. Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. São Paulo, p. 8. 2011/2012.

APHA. **Standart methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: American public health association, 1995.

ARAÚJO, E. N. et al. Produção do Pimentão adubado com esterco bovino e biofertilizante. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, Campina Grande, v. 11, p. 466-470, 2007.

ASTALS, S. et al. Co-digestion of pig manure and glycerine: Experimental and modelling study. **Journal of Environmental Management**, Amsterdã, v. 92, p. 1091-1096, Dezembro 2010.

AVILA, S. et al. Avaliação de materiais alternativos em substituição a maravalha como cama de aviário. **Revista brasileira de zootecnia**, Viçosa, p. 1-5, Dezembro 2008.

AVILA, V. et al. **Valor agrônômico de cama de frangos após reutilizações por varios lotes consecutivos**. EMBRAPA Suínos e Aves. Concórdia, p. 4. 2007.

BASSO, C. J. et al. Dejeito líquido de suínos: II – perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, p. 1305-1312, 2005.

BELLI FILHO, P. et al. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, p. 166-170, 2001.

BERNHART, M.; FASINA, O. O. Moisture effect on the storage, handling and flow properties of poultry litter. **Waste Management**, Amsterdã, v. 29, p. 1392-1398, Setembro 2008.

BERTOL, J. et al. Mobilidade de P, Cu e Zn em colunas de solo sob sistema de semeadura direta submetido às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1841-1850, 2010.

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejeito líquido de suínos**. Santa Maria: Dissertação (mestrado), Universidade Federal de Santa Maria, 2006.

BOIRAL, O. Global warming: should companies adopt a proactive strategy ? **Long range planning journal**, Amsterdã, v. 39, p. 315-330, 2006.

BRASIL <sub>A</sub>. Artigo 12 - Mecanismos de desenvolvimento limpo. **Ministério da Ciência Tecnologia e Inovação**, Brasília, 2012. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/28744.html>>.

BRASIL <sub>B</sub>. Lei nº 12.305. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**, Brasília, 2 Agosto 2010.

BRASIL <sub>C</sub>. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento. **Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento**, 2011. Disponível em: <[http://www.ibd.com.br/Media/arquivo\\_digital/949e7fda-d8d4-45da-949d-2e923a90f4d2.pdf](http://www.ibd.com.br/Media/arquivo_digital/949e7fda-d8d4-45da-949d-2e923a90f4d2.pdf)>. Acesso em: 05 Julho 2012.

BRASIL D. Senai. **Ministério da agricultura, pecuária e abastecimento**, 2006. Disponível em: <[http://pr.senai.br/para-empresas/ensaioslaboratoriais/uploadAddress/Instrucao\\_Normativa\\_27\\_2006\\_Ministerio\\_da\\_Agricultura\\_Pecuaria\\_Abastecimento\[18547\].PDF](http://pr.senai.br/para-empresas/ensaioslaboratoriais/uploadAddress/Instrucao_Normativa_27_2006_Ministerio_da_Agricultura_Pecuaria_Abastecimento[18547].PDF)>. Acesso em: 05 Julho 2012.

BRUM, E.; FORTALEZA, C. H. G. comunicação e desenvolvimento sustentável: influência da mídia no comportamento do consumidor. **Revista Imes**, São Caetano do Sul, v. 5, p. 1-13, janeiro/junho 2005.

BUAINAIN, A. M. **Agricultura familiar, agroecologia e desenvolvimento sustentável: questões para debate**. Brasília: Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura, 2006.

BURKE, D. A. **Options for recovering beneficial products from dairy manure**. Environmental Energy Company. Olympia. 2001.

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás**. Botucatu: Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, 1985.

CAOVILLA, F. A. et al. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, p. 692-697, 2010.

CARVALHO, W. et al. Uma visão sobre a estrutura, composição e biodegradação da madeira. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, p. 2191-2195, 2009.

CASALI, C. et al. Formas e dessorção de cobre em solos cultivados com videira na serra gaúcha do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1479-1487, 2008.

CERRI, C. E. P. et al. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 1, p. 83-99, Fevereiro 2007.

CHAVES, L. H. G. et al. Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-manso. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 41, p. 167-176, 2010.

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

CHERNICHARO, C. A. D. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, v. 5, 2007.

CLEMENS, J. et al. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, Amsterdã, v. 112, p. 171-177, 2006.

COELHO, S. T. et al. **Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto**. XI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENERGIA. Rio de Janeiro: [s.n.]. 2006.

COLDEBELLA, A. et al. Viabilidade de co-geração de energia elétrica com biogás da bovinocultura de leite. **Encontro de energia no meio rural e geração distribuída**, 2006. Disponível em: <<http://www.proceedings.scielo.br/pdf/agrener/n6v2/123.pdf>>. Acesso em: 11 Março 2011 2012.

- COSTA, L. V. C. D. **Associada ou não ao biofertilizante obtido com dejetos de suínos: produção de biogás e qualidade do biofertilizante.** Jaboticabal: Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2009.
- DAL BOSCO, T. C. et al. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola – estudo de caso. **Irriga**, Botucatu, v. 13, p. 139-144, Janeiro/Março 2008.
- DEGANUTI, R. et al. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada. **SciELO**, 2002. Disponível em: <[http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=MSC00000000220020010100031&lng=pt&nrm=iso](http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC00000000220020010100031&lng=pt&nrm=iso)>. Acesso em: 05 Julho 2012.
- DEMERICI, G. G.; DEMIRER, G. N. Effect of inicial COD concentration, nutrient addition, temperature and microbial acclimation on anaerobic treatability of broiler and cattle manure. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 93, p. 109-117, 2004.
- DOBLINSKI, A. F. et al. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, p. 87-93, 2010.
- EDWARDS, D. R.; DANIEL, T. C. Environmental impacts of on-farm poultry waste: a review. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 42, p. 9-33, Junho 1991.
- EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2006.
- FERREIRA, M. A. Carbono agora é commodity. **Revista Nacional da Carne**, São Paulo, v. 29, n. 341, p. 4, Julho 2005.
- FIGUEIREDO, N. D.; ABREU, R. L.; LAS CASAS, A. L. Reflexos do índice de sustentabilidade empresarial (ise) na imagem das empresas: uma análise do consumidor consciente e do marketing ambiental. **Revista do programa de estudos pós-graduados em administração - Pensamento e realidade**, São Paulo, v. 24, p. 107-128, 2009. ISSN ISSN.
- FIORI, M. G. S. **Formas de nitrogênio no sistema solo-planta-água em função da aplicação de água residuária da suinocultura.** Cascavel: Dissertação (mestrado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2007.
- FORTUNA, J. L. et al. Análise microbiológica da água dos bebedouros do campus da Universidade Federal de Juiz de Fora: coliformes totais e termotolerantes. **Revista Higiene Alimentar**, São Paulo, v. 21, p. 102-105, 2007.
- FREIRE, L. O.; MIRANDA, J. R. P. D. Crescimento e acúmulo de cátions em plantas de moringa mantidas em solo salino. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, p. 45-51, 2012.
- FUKAYAMA, E. H. et al. Produção de biogás utilizando cama de frangos de corte. **Ergomix.com**, 2009. Disponível em: <<http://pt.engormix.com/MA-avicultura/administracao/artigos/producao-biogas-utilizando-cama-t217/124-p0.htm>>. Acesso em: 05 Setembro 2012.
- FUKAYAMA, E. H. **Características quantitativas e qualitativas da cama de frango sob diferentes reutilizações: efeitos na produção de biogás e biofertilizante.** Jaboticabal: Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2008.

GALVÃO, J. C. C.; MIRANDA, G. V.; SANTOS, I. C. Adubação orgânica. **Revista Cultivar**, Pelotas, v. 9, p. 38-41, 1999.

GASPAR, R. M. B. L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais, com ênfase na agregação de valor**: um estudo de caso na região de toledo-pr. Florianópolis: Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Santa Catarina, 2003.

GELEGENIS, J. et al. Optimization of biogas production by co-digesting whey with diluted poultry manure. **Renewable Energy**, Amsterdã, v. 32, p. 2147-2160, 2007.

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. Hoboken: John Wiley and Sons Inc., 2003.

GHOSH, S.; POHLAND, F. G. Kinetics of assimilation of multiple substrates in dispersed growth systems. **Water Research**, Great Britain, v. 6, p. 99-115, 1972.

GIROTTI, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquido de suínos**. Santa Maria: Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, 2007.

GOMES, D. V. Educação para o consumo ético e sustentável. **Revista eletrônica do mestrado em educação ambiental**, Rio Grande, v. 16, p. 18-31, janeiro/junho 2006.

GUANZIROLI, C. et al. **Agricultura familiar e reforma agrária no século XXI**. Rio de Janeiro: Garamond, 2001.

HAULY, M. C. D. O.; OLIVEIRA, S. D.; POPPER, I. Digestão microbiana de matéria orgânica, produção de biogás e biofertilizante. **Semina**, Londrina, v. 14, p. 444-448, 1983.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estatísticas Estaduais**: senso pecuário, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=pr>>. Acesso em: 17 Janeiro 2012.

IPARDES. Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Ipardes**, 2012. Disponível em: <<http://www.ipardes.gov.br/>>. Acesso em: 05 Julho 2012.

ISO - STANDART METHODS. **ISO - Standart Methods**, 2009. Disponível em: <[http://www.iso.org/iso/home/store/publications\\_and\\_e-products/publication\\_item.htm?pid=PUB100238](http://www.iso.org/iso/home/store/publications_and_e-products/publication_item.htm?pid=PUB100238)>. Acesso em: 28 julho 2012.

JABOUR, C. J. C.; SANTOS, F. C. A. Sob os ventos da mudança climática: desafios, oportunidades e o papel da função produção no contexto do aquecimento global.. **Gestão&Produção**, São Carlos, v. 16, n. 1, p. 111-120, Março 2009.

KAPARAJU, P.; RINTAL, J. Mitigation of greenhouse gas emissions by adopting anaerobic digestion technology on dairy, sow and pig farms in Finland. **Renewable Energy**, Amsterdã, v. 36, p. 31-41, Janeiro 2011.

KATO, M. T.; FLORENCIO, L. **Pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoa de polimento**. FINEP-PROSAB. Rio de Janeiro. 2001.

KELLEHER, B. P. et al. Advances in poultry litter disposal technology - a review. **Bioresource technology**, Amsterdã, v. 83, p. 27-36, 2002.

KELLEY, T. R. et al. Accumulation of elements in fractionated broiler litter during re-utilization. **Applied Poultry Science**, Spring, v. 7, p. 27-34, 1998.

- KONZEN, E. A. **Biodigestores para tratamento de dejetos suínos**. Embrapa. Concórdia, p. 44. 2005.
- KONZEN, E. A. et al. **Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho**. EMBRAPA. Sete Lagoas, p. 31. 1997.
- KUNS, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. R. L. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, Amsterda, 6 Janeiro 2009. 5485-5489.
- LEHTOMAKI, A.; HUTTUNEN, S.; RINTALA, J. A. Laboratory investigations on co-digestion of energy crops and crop residues with cow manure for methane production: Effect of crop to manure ratio. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdã, v. 51, p. 591-609, Dezembro 2006.
- LI, R.; CHEN, S.; LI, X. Biogas production from anaerobic co-digestion of food waste with dairy manure in a two-phase digestion system. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, Nova York, v. 160, p. 643-654, Fevereiro 2009.
- LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdã, v. 15, p. 821-826, Julho 2010.
- LIMA, A. **Biotecnologia industrial: processos fermentativos e enzimáticos**. São Paulo: Edgar Blucher, 2001.
- LUCAS JR., J. **Estudo comparativo de biodigestores modelo indiano e chinês**. Botucatu: Tese (doutorado), Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias, 1987.
- LUCAS JR., J.; SANTOS, M. B. Aproveitamento de resíduos da indústria avícola para produção de biogás. **Simpósio sobre resíduos da produção avícola**, 2000. Disponível em: <[http://homologa.ambiente.sp.gov.br/biogas/docs/artigos\\_dissertacoes/lucas\\_junior\\_santos.pdf](http://homologa.ambiente.sp.gov.br/biogas/docs/artigos_dissertacoes/lucas_junior_santos.pdf)>. Acesso em: 03 Fevereiro 2011.
- MADIGAN, M. T. et al. **Microbiologia de Brock**. Porto Alegre: Artimed, 2010.
- MAGBANUA JR., B. S.; ADAMS, T. T.; JOHNSTON, P. Anaerobic codigestion of hog and poultry waste. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 76, p. 165-168, 2001.
- MAGGI, C. F. et al. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, p. 170-177, Dezembro 2011.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Associação brasileira para pesquisa da potassa e do fosfato, 1989.
- MARTINEZ, J. et al. Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety, and sustainability. **Bioresource Technology**, Amesterdã, v. 100, p. 5527-5536, Abril 2009.
- MATTOS, K. M. D. C. et al. **A influência do marketing ambiental no poder de decisão do consumidor**. XXX ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO. São Carlos: [s.n.]. 2010. p. 1-13.

MCCARTY, P. L.; MCKINNEY, R. E. Salt toxicity in anaerobic digestion. **Journal of the water pollution control federation**, 1961. Disponível em: <<http://www.jstor.org/pss/25034396>>. Acesso em: 22 Fevereiro 2012.

MELO, A. Educação ambiental: instrumento para a formação da cidadania. **Revista Científica do 1º Seminário de Pesquisa, Iniciação Científica e Extensão**, Guarapuava, v. I, n. 01, p. 168-184, 2011.

MORALEZ, M. M. **Avaliação dos resíduos sólidos e líquidos em um sistema de abate de bovinos**. Botucatu: Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista, 2006.

MURTO, M.; BJORNSSON, L.; MATTIASSON, B. Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure. **Journal of Environmental Management**, Amsterdã, v. 70, p. 101-107, Dezembro 2003.

NASCIMENTO, M. S. V. et al. Análise bacteriológica da água no estado do Piauí nos anos de 2003 e 2004. **Revista Higiene Alimentar**, São Paulo, v. 21, p. 69-72, 2007.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão: a alternativa energética**. São Paulo: Nobel, 1986.

OLIVEIRA A, J. S. D.; ZANINE, A. D. M.; SANTOS, E. M. Diversidade microbiana no ecossistema ruminal. **Revista Eletrônica de Veterinária**, Málaga, v. 3, p. 1-12, 2007.

OLIVEIRA, R. M. de **Biossistemas integrados na suinocultura**. Instituto de Tecnologia do Paraná. Curitiba, p. 62. 2007.

OLIVEIRA BOSCO, M. R. D. et al. Influência do estresse salino na composição mineral da berinjela. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 40, p. 157-164, 2009.

ORRICO JR., M. A. P. **Biodigestão anaeróbia e compostagem de dejetos de suínos, com e sem separação de sólidos**. São Paulo: Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2007.

ORRICO JR., M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JR., J. D. L. Avaliação de parâmetros da biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos alimentados com dietas à base de milho e sorgo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, p. 600-607, Julho/Agosto 2010.

ORRICO JR., M. A. P.; ORRICO, A. C. A.; LUCAS JR., J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida em diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, p. 474-482, 2009.

ORRICO, A. C. A.; ORRICO JR., M. A. P.; LUCAS JR., J. Biodigestão anaeróbia dos dejetos de cabritos Saanen alimentados com dietas com diferentes proporções volumoso e concentrado. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 40, p. 448-453, 2011.

OVIEDO RANDON, E. O. Tecnologias para mitigar o impacto ambiental da produção de frangos de corte. **Revista brasileira de zootecnia**, Viçosa, v. 37, p. 239-252, 2008.

PALMA, C. F. Characterisation, kinetics and modelling of gasification of poultry manure and litter: an overview. **Energy conversion and management**, Amsterdã, v. 53, p. 92-98, Setembro 2011.

PAULA JR, D. R. **Processos anaeróbicos de tratamento: fundamento e aplicações**. Seminário de hidrólise enzimática de biomassa. Maringá: Editora da Universidade de Maringá. 1995. p. 127-140.

PINTO, P. **Tecnologia da digestão anaeróbia da vinhaça e desenvolvimento sustentável**. Campinas: Dissertação (mestrado), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica, 1999.

RAO, A. G. et al. Biomethanation of poultry litter leachate in UASB reactor coupled with ammonia stripper for enhancement of overall performance. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 99, p. 8679-8684, Junho 2008.

RIZZONI, L. B. et al. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. **Revista científica eletrônica de medicina veterinária**, Garça, v. 18, p. 1-20, Janeiro 2012.

SAAB, M. S. B. L. D. M.; NEVES, F.; CLÁUDIO, L. D. G. O desafio da coordenação e seus impactos sobre a competitividade de cadeias e sistemas agroindustriais. **Revista brasileira de zootecnia**, Viçosa, v. 38, p. 412-422, julho 2009.

SALGADO JR, A. P.; PRETTO, F. N. D. **O marketing socio-ambiental e o processo de decisão de compra dos consumidores finais**. IX ENGEMA - ENCONTRO NACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE. Curitiba: [s.n.]. 2007. p. 1-16.

SALMINEN, E. et al. Anaerobically digested poultry slaughterhouse wastes as fertiliser in agriculture. **Bioresource technology**, Amsterdã, v. 78, p. 81-88, 2001.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Biomass and Energy**, Amsterdã, v. 33, p. 1101-1107, 2009.

SANTOS, T. M. B. D.; LUCAS JR., J. **Balço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte**. Jaboticabal: Tese (doutorado) Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, 1997.

SANTOS, T. M. B. D. **Balço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frangos de corte**. Jaboticabal: Tese (doutorado), Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2001.

SANTOS, T. M. B. D.; LUCAS JR., J. D.; SAKOMURA, K. Effects of broiler stock density and poultry litter production. **Revista portuguesa de ciências veterinárias**, Aquidauana, v. 100, p. 45-52, 2005.

SANTOS, T. M. B.; LUCAS JR., J.; SILVA, F. M. D. Avaliação do desempenho de um aquecedor para aves adaptado para utilizar biogás como combustível. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, p. 658-664, Setembro/Dezembro 2007.

SEGANFREDO, M. A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante**. Embrapa. Concórdia, p. 37. 2000.

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos suínos e seus riscos ambientais**. Embrapa. Concórdia, p. 9. 2007.

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos suínos e seus riscos ambientais no uso como biofertilizante**. EMBRAPA. Concórdia, p. 9. 2007.

SGANZERLA, E. **Biodigestor: uma solução**. Porto Alegre: Agropecuária, 1983.

SILVA, A. F. et al. **Preparo e uso de biofertilizantes líquidos**. EMBRAPA. Petrolina, p. 4. 2007.

- SILVA, A. J. N. D. et al. Alterações físicas e químicas de um argissolo amarelo sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, p. 76-83, Março 2006.
- SILVA, T. M. R. D. et al. Toxicidade do zinco em milho cultivado em latossolo vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 5, p. 1981-1160, Julho-Setembro 2010.
- SINGH, K. et al. Anaerobic digestion of poultry litter: a review. **Applied Engineering Agriculture**, Amsterdã, v. 26, p. 677-688, 2010.
- SINOTTI, A. P. D. S. **Avaliação do volume de dejetos e da carga de poluentes produzidos por suíno nas diferentes fases do ciclo criatório**. Florianópolis: Dissertação (mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.
- SOARES, C. R. F. S. et al. Crescimento e nutrição mineral de *Eucalyptus aculata* e *Eucalyptus urophylla* em solução nutritiva com concentração crescente de cobre. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Lavras, v. 12, p. 213-225, 2000.
- SOUZA, S. N. M. et al. Custo da eletricidade gerada em conjunto motor gerador utilizando biogás da suinocultura. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 26, p. 127-133, 2004.
- SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.
- STEIL, L. **Avaliação do uso de inóculo na biodigestão anaeróbia de aves de postura, frangos de corte e suínos**. Araraquara: Dissertação (mestrado), Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciência Agrárias e, 2001.
- SZOGI, A. A.; VANOTTI, M. B. Prospects for phosphorus recovery from poultry litter. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 100, p. 5461-5465, Abril 2009.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.
- THEMELIS, N. J. **Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes**. Nova York: Dissertação (mestrado), Universidade de Columbia, 2002.
- TURCO, J. E. P.; FERREIRA, L. F. S. A.; FURLAN, R. L. Consumo e custo de energia elétrica em equipamentos utilizados em galpão de frangos de corte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, p. 519-522, 2002.
- TURZO, P. E.; SALGUERO, G. J.; HERRERO, M. A. **Estudio del tiempo de retencion y de sinergia de deyecciones de ganado, en al proceso de fermentacion anaerobia**. Instituto Nacional de Investigaciones Agrárias. Madrid, p. 103. 1984.
- UBABEF. **Relatório anual 2010-2011**. União brasileira de avicultura. São Paulo, p. 13-32. 2011.
- ULLMAN, J. L.; MUKHTAR, S. Impact of dairy housing practices on lagoon effluent characteristics: Implications for nitrogen dynamics and salt accumulation. **Bioresource Technology**, Amsterdã, v. 98, p. 745-752, 2007.
- UNFCCC. United Nations Frameworks Convention on Climate Change. **Site da United Nation**, 2006. Disponível em: <[http://unfccc.int/national\\_reports/items/1408.php](http://unfccc.int/national_reports/items/1408.php)>. Acesso em: 01 Fevereiro 2011.

XAVIER, M. E. R.; KERR, A. S. A análise do efeito estufa em textos paradidáticos e periódicos jornalísticos. **Caderno brasileiro de Ensino de Física**, Florianópolis, v. 21, p. 325-349, Dezembro 2004.

YOUNG, B. J. et al. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdã, v. 76, p. 182-186, Outubro 2011.