

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA
FILHO” FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**INCLUSÃO DE CANA-DE-AÇÚCAR TRITURADA EM
BIODIGESTORES ABASTECIDOS COM DEJETOS DE BOVINOS
DE CORTE CONFINADOS**

RICARDO GALBIATTI SANDOVAL NOGUEIRA

Dissertação apresentada a Faculdade de
Ciências Agronômicas da UNESP- Câmpus de
Botucatu para obtenção do título de Mestre em
Agronomia Energia na Agricultura

BOTUCATU-SP

Janeiro-2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA
FILHO” FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

**INCLUSÃO DE CANA-DE-AÇÚCAR TRITURADA EM
BIODIGESTORES ABASTECIDOS COM DEJETOS DE BOVINOS
DE CORTE CONFINADOS**

RICARDO GALBIATTI SANDOVAL NOGUEIRA

Orientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Júnior

Dissertação apresentada a Faculdade de
Ciências Agronômicas da UNESP- Câmpus de
Botucatu para obtenção do título de Mestre em
Agronomia Energia na Agricultura.

BOTUCATU-SP

Janeiro-2013

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

N778i Nogueira, Ricardo Galbiatti Sandoval, 1986-
Inclusão de cana-de-açúcar triturada em biodigestores abastecidos com dejetos de bovinos de corte confinado / Ricardo Galbiatti Sandoval Nogueira.- Botucatu : [s.n.], 2013
ix, 75 f. : il., color., grafs., tabs.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, 2013
Orientador: Jorge de Lucas Júnior
Inclui bibliografia

1. Bovino de corte - Dejeito. 2. Cana-de-açúcar. 3. Biofertilizantes. 4. Biodigestor. 5. Digestão anaeróbia. I. Lucas Júnior, Jorge de. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônomicas. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "INCLUSÃO DE CANA-DE-AÇÚCAR TRITURADA EM BIODIGESTORES
ABASTECIDOS COM DEJETOS DE BOVINOS DE CORTE
CONFINADO"

ALUNO: RICARDO GALBIATI SANDOVAL NOGUEIRA

ORIENTADOR: PROF. DR. JORGÉ DE LUCAS JUNIOR

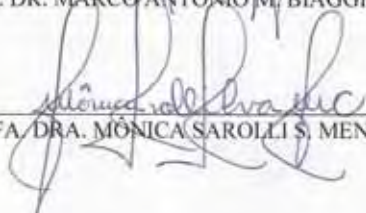
Aprovado pela Comissão Examinadora



PROF. DR. JORGÉ DE LUCAS JUNIOR



PROF. DR. MARCO ANTONIO M. BIAGGIONI



PROFA. DRA. MÔNICA SAROLLI S. MENDONÇA COSTA

Data da Realização: 30 de janeiro de 2013.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Ricardo Galbiatti Sandoval Nogueira, filho de Valdemar Sandoval Nogueira e Maria de Fátima Galbiatti Sandoval Nogueira, nascido em Estrela d'Oeste-SP no dia 10 de fevereiro de 1986. Concluiu o ensino médio no ano de 2003, iniciou o curso de Zootecnia da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul no ano de 2004, concluiu o curso no ano de 2008. Entrou para a Pós Graduação em Agronomia-Energia na Agricultura da Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP Botucatu no ano de 2011, focando seus estudos no tratamento de resíduos de confinamento de bovinos de corte em biodigestores.

AGRADECIMENTOS

À DEUS por me oferecer determinação, força de vontade, empenho, motivação entre outras qualidades que puderam contribuir para meu trabalho.

Ao meu pai, Valdemar, minha mãe, Fátima e minha irmã Marina pelo constante apoio e ``

Ao meu orientador Jorge de Lucas Júnior por me proporcionar a oportunidade da sua orientação e me fornecer todo aporte técnico, científico, estrutural, além de exemplos e lições pessoais às quais irei levar por toda minha vida.

Ao programa de Pós Graduação em Agronomia-Energia na Agricultura da Faculdade de Agronomia UNESP Botucatu por me oferecer a oportunidade de realizar o mestrado.

Ao Setor de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária da UNESP de Jaboticabal por me oferecer a estrutura física para o desenvolvimento do meu experimento.

Aos amigos de trabalho, Lívia, Paula, Paulo, Maria Fernanda, Alex, Laura, Max, Juliana, Joseli, Kelly, Airon, pela ajuda técnica e por proporcionar momentos de alegria e descontração durante meu experimento.

Aos funcionários Luizinho, Ailton e Sr. Chico, pela colaboração e ajuda em todos os tipos de trabalhos e situações.

Ao setor de Confinamento e ao amigo André por disponibilizar e ajudar nas coletas dos dejetos.

A CAPES pelo financiamento da bolsa de pesquisa.

A todos meus amigos e familiares que sempre me acompanharam e me ajudaram de todas e diferentes formas durante minha vida.

Aos meus ex-professores de ensino fundamental, médio, graduação e pós-graduação pelos ensinamentos e por me oferecer todo aporte para que eu conseguisse chegar até aqui.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	VI
LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE ABREVIATURAS.....	VIII
1 RESUMO.....	9
2 SUMMARY	11
3 INTRODUÇÃO	13
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
4.1 O confinamento de bovinos de corte	16
4.2 Os impactos ambientais	19
4.3 Tratamento dos resíduos	23
4.3.1 Tratamento físico	25
4.3.2 Tratamento químico.....	26
4.3.3 Tratamento bioquímico.....	27
4.4 Biodigestores	28
4.4.1 Biofertilizante	29
4.4.2 Biogás	31
4.5 Cana-de-açúcar	33
4.6 Co-digestão	34
5 MATERIAL E MÉTODOS	36
5.1 Descrição do local.....	36
5.2 Descrição dos biodigestores.....	36
5.3 Ensaio de biodigestão anaeróbia.....	38
5.4 Cana-de-açúcar	41
5.5 Análise estatística	41
5.5 Metodologias empregadas	41
5.5.1 Teores de sólidos totais e teores de sólidos voláteis.....	41
5.5.2 Digestão sulfúrica e determinação dos minerais	42
5.5.3 Determinação do volume de biogás e cálculo dos potenciais de produção de biogás.....	43
5.5.4 Caracterização qualitativa do biogás	44
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	46

6.1 PH, Acidez, Alcalinidade e Temperatura	46
6.2 Produção, composição e volume de metano do biogás	52
6.3 Teores de Sólidos Totais e Voláteis.....	59
6.4 Potenciais de produção de biogás	61
6.5 Minerais nos Afluentes e Efluentes.	64
7 CONCLUSÕES	66
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67

LISTA DE TABELAS

	Página
TABELA 1. Emissões de metano do setor agrícola brasileiro	24
TABELA 2. Emissões de óxido nitroso do setor agrícola brasileiro.....	25
TABELA 3. Composição química do dejetos fresco e do dejetos biodigerido	32
TABELA 4. Composição média do biogás proveniente de diferentes resíduos orgânicos ..	33
TABELA 5. Relação comparativa de 1m ³ de biogás com outras fontes de energia	34
TABELA 6. Quantidade de biomassa necessária para a produção de 1m ³ de biogás	34
TABELA 7. Composição bromatológica da cana-de-açúcar (<i>Saccharum officinarum</i>), em porcentagem da matéria seca	35
TABELA 8. Composição da dieta dos animais	41
TABELA 9. Produção semanal média acumulada de biogás (m ³) dos tratamentos 1 e 2	57
TABELA 10. Valores médios semanal de metano (%) no biogás dos tratamentos 1 e 2	58
TABELA 11. Volume médio semanal (m ³) de metano nos tratamentos 1 e 2.....	61
TABELA 12. Teores médios de sólidos totais em porcentagem.....	62
TABELA 13. Teores médios de sólidos voláteis em porcentagem.....	63
Tabela 14. Potencias de produção total (PT), produção total por quilograma de substrato (PT/subs), produção total por quilograma de sólidos totais adicionados (PT/ST ad), produção total por quilograma de sólidos voláteis (PT/SV ad), produção total por quilograma de dejetos adicionados, no primeiro período, em metros cúbicos.....	64
Tabela 15. Potencias de produção total (PT), produção total por quilograma de substrato (PT/subs), produção total por quilograma de sólidos totais adicionados (PT/ST ad), produção total por quilograma de sólidos voláteis (PT/SV ad), produção total por quilograma de dejetos adicionados, no segundo período, em metros cúbicos.....	65
Tabela 16. Potencias de produção total (PT), produção total por quilograma de substrato (PT/subs), produção total por quilograma de sólidos totais adicionados (PT/ST ad), produção total por quilograma de sólidos voláteis (PT/SV ad), produção total por quilograma de dejetos adicionados, no primeiro período, em metros cúbicos.....	66
TABELA 17. Teores de macrominerais (g/100g) dos afluentes e efluentes dos tratamentos 1 e 2.....	67

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 1. Estimativa de animais confinados nos últimos anos e perspectivas para 2012, em milhões de cabeça	20
FIGURA 2. Operações chave envolvidas na gestão de resíduos pecuários	26
FIGURA 3. Entrada dos biodigestores contínuos	39
FIGURA 4. Saída dos biodigestores contínuos	39
FIGURA 5. Sistema de agitação dos biodigestores contínuos	40
FIGURA 6. Sistema de abastecimento de gás do biodigestor para o gasômetro	40
FIGURA 7. Sistema de agitação diário	42
FIGURA 8. Valores médios do pH dos efluentes no decorrer do período experimental	49
FIGURA 9. Temperatura ambiente durante o período experimental (° C).....	50
FIGURA 10. Distribuição média dos valores de alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹) ao redor do período experimental	52
FIGURA 11. Distribuição média dos valores de acidez volátil (ácidos ml L ⁻¹) ao redor do período experimental	54
FIGURA 12. Distribuição da produção diária de biogás (m ³) ao longo do período experimental.....	55
FIGURA 13. Composição média de metano no biogás tratamentos 1 e 2	60

LISTA DE ABREVIATURAS

IBGE = Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

FAO = Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação

Kg = Quilogramas

MS = Matéria Seca

MCT = Ministério de Ciência e Tecnologia

N = Nitrogênio

P = Fósforo

K = Potássio

GEE's = Gases de efeito estufa

CO₂ = Dióxido de carbono

CH₄ = Metano

N₂O = Óxido nitroso

EMBRAPA = Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

pH = Potência de hidrogênio

P₂O₅ = Pentóxido de fósforo

K₂O = Óxido de Potássio

O = Oxigênio

NH₃ = Amônia

Kwh = Quilowatt-hora

m³ = Metros cúbicos

CONAB = Companhia Nacional de abastecimento

FDN = Fibra em detergente neutro

TIR = Taxa interna de retorno

VPL = Valor presente líquido

ml = Mililitro

L=Litro

1 RESUMO

Objetivou-se avaliar o efeito da co-digestão de cana-de-açúcar triturada, com dejetos de bovinos de corte confinados sobre a quantidade e qualidade do biogás e da qualidade do biofertilizante, utilizando-se biodigestores contínuos. O experimento foi dividido em três etapas. A primeira e segunda etapas tiveram duração de 30 dias, avaliando-se o efeito da inclusão de 7% de cana-de-açúcar triturada de acordo com os tratamentos: 1 - biodigestores abastecidos com uma mistura de 0,250 kg de dejetos e 1,750 kg de água e 2 - biodigestores abastecidos com uma mistura de 0,250 kg de dejetos, 1,610 kg de água e 0,140 kg de cana-de-açúcar, sendo a primeira etapa dos 1-30 dias e a segunda etapa do 31-60 dias. A terceira etapa teve duração de 30 dias e foi avaliado o efeito da inclusão de 3,5% de cana-de-açúcar, sendo que no tratamento 1 os biodigestores abastecidos com uma mistura de 0,250 kg de dejetos, 1,750 kg de água e no tratamento 2 os biodigestores abastecidos com 0,250 kg de dejetos, 1,680 kg de água e 0,070 kg de cana-de-açúcar triturada. Para análise dos dados foi considerado-se um delineamento inteiramente casualizado, utilizando-se o programa SAS[®] com nível de significância de 5%. A adição de cana-de-açúcar triturada aliada a queda brusca de temperatura provocou um aumento da acidez, diminuição da alcalinidade e redução pH, interferindo na produção e composição do biogás. Os biodigestores com cana tiveram uma produção total de biogás superior, e um volume total de metano semelhante aos biodigestores sem cana. No primeiro e no terceiro período as produções totais de biogás, a produção total por quilograma de substrato adicionado e a produção total por quilograma de dejetos adicionados, foram superiores para os biodigestores com cana. No segundo período a produção total por quilograma de sólidos totais adicionados

e sólidos voláteis adicionados foi maior para os biodigestores sem cana e a produção total de biogás foi semelhante entre os tratamentos.

PALAVRAS CHAVE: co-digestão anaeróbia, dejetos de bovinos de corte confinado, cana-de-açúcar triturada, biogás, biofertilizante.

INCLUSION OF SUGARCANE TRITURATED IN DIGESTORS SUPPLIED WITH MANURE OF CATTLE BEEF IN FEEDLOT. Botucatu, 2013, 76p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura)- Faculdade de Ciências Agronômicas- Universidade Estadual Paulista.

Author: Ricardo Galbiatti Sandoval Nogueira

Adviser: Jorge de Lucas Junior

2 SUMMARY

The objective of evaluating the effect of the co-digestion of triturated sugarcane with manure of cattle beef in feedlot in continuous digestors about the amount and quality of the biogas and of the biofertilizer. The work was divided in three stages. The first and the second part had duration of 30 days and evaluated the effect of the inclusion of 7% of triturated sugarcane in agreement with the treatments. Treatment 1 the digestors were supplied with a mixture of 0,250 kg of manure, 1,750 kg of water and treatment 2 the digestors were supplied with a mixture of 0,250 kg of manure, 1,610 kg of water and 0,140 kg of triturated sugarcane, where the first part was the 1-30 days and the second part was the 31-60 days. The third part had duration of 30 days and the effect of the inclusion of 3,5% of sugarcane was evaluated. Treatment 1 the digestors were supplied with a mixture of 0,250 kg of manure, 1,750 kg of water and treatment 2 the digestors were supplied with a mixture of 0,250 kg of manure, 1,680 kg of water and 0,070 kg of triturated sugarcane. For it analyzes of the data was used delineament casualised entirely accomplished by the SAS[®] program with level of significance of 5%. The sugarcane addition triturated allied the abrupt

fall of temperature provoked an increase of the acidity, decrease of the alkalinity and reduction pH, interfering in the production and composition of the biogas. The digestors with cane had a total production of biogas superior and a total volume of methane similar to the digestors without cane. In the first and in the third period the biogas total productions, the total production for kilogram of added substratum, the total production for kilogram of added dejection, they went superiors to the digestors with cane. In the second period the total production for kilogram of added total solids and added volatile solids went larger for the digestors without cane and them biogas of total production was similar among the treatments.

KEYWORDS: anaerobic co-digestion, manure of cattle beef in feedlot, triturated sugarcane, biogas, biofertilizer.

3. INTRODUÇÃO

O confinamento de bovinos de corte é um sistema de criação de bovinos cujo objetivo é a engorda rápida na fase de terminação. Os animais recebem uma dieta baseada em suas exigências nutricionais que visa otimizar o ganho de peso de acordo com o seu potencial genético do animal. Bovinos transformam o alimento ingerido a base de vegetais e cereais em carne, uma proteína animal de alto valor biológico e extrema importância na alimentação humana. Essa transformação não é perfeita, o alimento ingerido pelo animal é utilizado em parte para seu metabolismo basal que serve para mantê-lo vivo, outra parte desse alimento é utilizado pelo animal para produção e transformado em carne e/ou gordura.

Apesar dos grandes avanços em genética e nutrição animal, boa parte do alimento ingerido não é aproveitado e acaba sendo descartado, em função da não digestão e/ou absorção e ocorre na forma de fezes e urina. Além das fezes e urina, existem outros resíduos em um confinamento como, por exemplo, resto de ração que os animais não comem ou que caem pelo chão, água desperdiçada dos bebedouros, todas essas sobras juntas formam mais um tipo de resíduo produzido em um confinamento.

Estes resíduos, se não tratados de maneira adequada podem, gerar diversos tipos de problemas que vão desde questões sanitárias como mau cheiro, aumento na quantidade de moscas, proliferação de doenças, problemas ambientais como contaminação de cursos d'água e lençol freático até o estresse e mal estar causado aos animais devido ao excesso de moscas e lama.

Uma das formas de manejo de dejetos é por meio da coleta e captação desses resíduos seguindo-se um destino adequado. O grande problema da coleta e

captação dos resíduos é em virtude dos confinamentos geralmente apresentarem piso de chão batido, onde ao se proceder a limpeza dos currais de engorda a terra fica aderida aos dejetos. A solução para este tipo de problema está no calçamento dos currais de engorda, os quais devem apresentar declividade de 3% e ao serem retirados, os resíduos possam ser encaminhados para canaletas coletoras e assim levados até um destino adequado para posterior tratamento.

Como destino adequado para este resíduo existem possibilidades como a vermi-compostagem, a biodigestão ou a compostagem e a biodigestão concomitantemente. A biodigestão anaeróbia ocorre em de biodigestores, onde o resíduo diluído serve como matéria prima para fermentação dos micro-organismos presentes no biodigestor. Como resultado do tratamento desses resíduos, tem-se a produção de alguns subprodutos que podem agregar valor ao sistema e trazer economias ao produtor. O biofertilizante na forma líquida pode ser fertirrigado e substituir parcialmente os adubos químicos. O biogás é rico em metano que possui alto poder de combustão e pode ser transformado em energia térmica, elétrica ou mecânica.

A cana-de-açúcar é uma das principais culturas cultivadas no Brasil, sendo os principais produtos obtidos do seu processamento o etanol e o açúcar. Outra forma de aproveitamento de cana-de-açúcar é na alimentação animal, onde é utilizada como volumoso e é constituinte da dieta. Sua principal forma de fornecimento aos animais é triturada *in natura*.

Devido a intensa utilização, abundância, alta produtividade, facilidade de manejo, características bromatológicas, a cana-de-açúcar, se torna um substrato interessante para ser adicionado nos biodigestores em associação com dejetos. O produtor tem a sua disposição a cana-de-açúcar e a tritura diariamente para fornecer aos seus animais e os dejetos oriundos dos animais confinados. Esta situação permite questionar a possibilidade da inclusão da cana-de-açúcar associada aos dejetos nos biodigestores..

Na co-digestão com cana-de-açúcar triturada, esta, será considerada um aditivo, que devido as características bromatológicas, principalmente em relação aos teores de carboidratos solúveis disponíveis para os micro-organismos, busca suprir ou melhorar a relação de nutrientes disponíveis para estes micro-organismos fermentadores com o objetivo de melhorar quantitativamente e qualitativamente a produção de biogás e qualitativamente o biofertilizante.

O objetivo deste trabalho é avaliar os efeitos da co-digestão de dejetos e cana-de-açúcar triturada sobre características quantitativas (produção diária, produção total) e qualitativas (composição, teor de metano, volume de metano) do biogás e do biofertilizante (teor de minerais, acidez e alcalinidade e pH).

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 O confinamento de bovinos de corte

O Brasil é o país com maior rebanho bovino comercial do mundo, a pecuária de corte apresenta plantel de 120 milhões de cabeças o que representa 78,5% do rebanho bovino. Existem 172 milhões de hectares ocupados com pastagens, espalhados em 2,9 milhões de propriedades ou 56% dos estabelecimentos agrícolas (IBGE, 2006).

A grande extensão de terra utilizada pela bovinocultura se deve a uma característica comum de países tropicais: a criação extensiva do gado a pasto. Esse sistema de produção requer pouco investimento e possui baixos custos de operação, se comparado com outros sistemas mais intensivos (FAO, 2006). Partindo desse conceito de produção extensiva, a intensificação da atividade pecuária ocorre quando é tomada alguma estratégia que resulte no “aumento da produtividade pecuária” (MAYA, 2003).

As ações com o objetivo de aumentar a eficiência da produção de carne podem ser por meio da melhoria da genética e, principalmente, da qualidade e quantidade do alimento. Na alimentação animal, as formas de manejo mais conhecidas e que visam à intensificação da propriedade podem ser adoção de um manejo adequado da pastagem, como por exemplo, o sistema rotacionado; suplementação a pasto, por meio do qual se tenta diminuir as deficiências nutricionais do pasto; confinamento dos animais (MAYA, 2003).

Segundo Lazarrini Neto & Nehimi (2010), o confinamento de bovinos de corte é considerado um sistema intensivo de produção animal e tem como objetivo produzir carne em quantidade e qualidade, respeitando os aspectos sanitários, ambiental, nutricionais e comportamentais dos animais.

Nos confinamentos de bovinos para produção de carne, os animais ficam fechados em currais de engorda com alta densidade populacional, ali recebem toda a alimentação balanceada de acordo com suas exigências nutricionais, água e neste mesmo local depositam todos seus excrementos. Comumente, em países de clima tropical, este sistema é mais utilizado na fase de terminação dos bovinos e na época da seca, onde existe uma escassez de pastagem para esses animais (CARDOSO, 1996).

No Brasil, o confinamento de bovinos de corte se tornou expressivo a partir de 1980 e teve como principal objetivo aproveitar o diferencial de preços do boi gordo na entressafra. Mais do que as vantagens de abater um bovino mais novo, com acabamento adequado, ou de aproveitar subprodutos na sua alimentação, a grande motivação dos confinadores era o abate de seus animais na entressafra. Porém, a realidade é outra. Grandes projetos crescem todo ano, não mais com fins de explorar diferenciais de preço (os quais praticamente deixaram de existir), mas com a meta de fornecer carcaças com padrão de peso e acabamento (WEDEKIN et al., 1994).

Historicamente, os confinamentos evoluíram a partir de pequenas unidades de 500 animais na década de 70, com instalações e manejos “artesaniais”, objetivando terminar os animais do próprio confinador. Já na década de 80, projetos maiores (para 1.000 a 15.000 cabeças) e melhor adaptados às condições de clima e manejo, tinham como principais características a utilização de subprodutos agroindustriais e a aquisição de bois magros para engorda na entressafra. A partir de década de 90, o confinamento tornou-se um sistema de manejo, sendo que alguns projetos abrangem a engorda de 100.000 cabeças durante o ano todo, visam manter a constância de abate de animais com carcaças aptas à exportação (WEDEKIN et al., 1994).

A Figura 1 apresenta a quantidade de animais confinados na última década e a estimativa de intenção de confinamento de 2012.

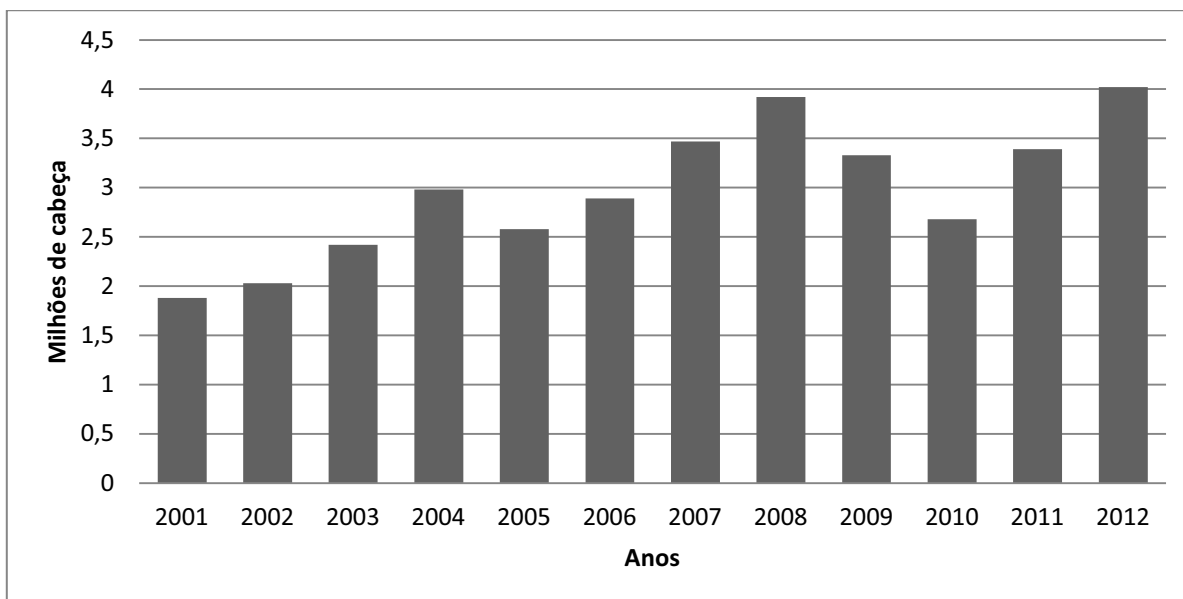


Figura 1. Estimativa de animais confinados nos últimos anos e perspectivas para 2012, em milhões de cabeça.

Fonte: Bigma Consultoria (2012).

Esse sistema de produção foi favorecido pela interação agroindústria-pecuária, sendo desenvolvido por pecuaristas de médio e grande porte, principalmente em Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul e São Paulo (WEDEKIN et al., 1994). Atualmente, os estados mais importantes no uso desta técnica são: São Paulo, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Bahia, Paraná e Rio Grande do Sul. Estes estados participam com mais de 87% do total de confinamentos do Brasil (ANUALPEC, 2009).

O confinamento pode ser utilizado de duas maneiras: como estratégia para aumentar a produtividade da propriedade, no qual o produtor é realizado com objetivo de liberar áreas de pastagens para outras categorias animais e aprimora sua taxa de desfrute. E, também, vem sendo utilizado como atividade isolada, uma vez que o produtor faz do confinamento uma oportunidade de negócios, promovendo parcerias com outros produtores e/ou com a indústria da carne ou ainda alugando o espaço físico, sendo assim são cobrados diárias por cabeça, sistema conhecido como boitel (LAZZARINI NETO & NEHMI, 2010).

As principais vantagens de se fazer o confinamento bovino foram apontadas por Peixoto et al. (1989) e Velloso (1984) *apud* Wedekin (1994):

- alívio da pressão de pastejo
- abates programados

- liberação de áreas de pastagens para utilização de outras categorias
- redução na idade de abate
- aumento na taxa de desfrute do rebanho
- viabilização da atividade pecuária em pequenas propriedades próximas a centros consumidores
- permite elevada produção de adubo orgânico (esterco)
- aproveitamento de resíduos agroindustriais como alimento animal
- rápido retorno de parte do capital investido
- possibilidade de produção de carne de melhor qualidade
- rendimento de carcaça mais elevado no abate

4.2 Os impactos ambientais

Segundo Manso e Ferreira (2007), no processo de criação intensiva de bovinos em confinamento, fatores relacionados ao acúmulo de dejetos, geração de resíduos líquidos com altas concentrações de carga orgânica e a possibilidade da proliferação de moscas e mosquitos, podem causar poluição direta desse local, com consequências em toda área de influência indireta, afetando a qualidade ambiental, e principalmente, pela possibilidade da contaminação dos recursos hídricos.

Definem-se como dejetos o conjunto de fezes, urina, água desperdiçada dos bebedouros, água de higienização e resíduos de ração, resultantes do processo de criação. Principalmente nas criações que mantêm os animais confinados, resulta-se apreciável volume de dejetos no mesmo lugar, devido à concentração de um grande número de animais em uma área limitada (DOMINGUES e LANGONI, 2001). Os dejetos animais, independente de suas características e dos benefícios que podem trazer, são considerados substâncias de difícil manejo (OLIVEIRA et al., 2000).

A água ingerida vai influenciar a produção de urina, variando a quantidade de dejetos líquidos (LODMAN et al., 1993). São considerados 3,67 kg MS/cabeça/dia para bovinos de leite e 3,24 kg MS/cabeça/dia para bovinos de corte (MCT,

2000). Segundo Paulleti (2004), a quantidade de dejetos produzidos por dia por bovinos com peso de 453 kg é de 23,5 kg de esterco e 9,1 litros de urina.

De acordo com Cone (1998), aumentar a concentração de animais na propriedade resulta em uma grande produção de dejetos, que aplicados em uma pequena área, ultrapassam muito a capacidade do solo e das plantas de absorvê-los, basta chover forte para que os dejetos escoem para áreas vizinhas e cursos d'água próximos.

Peixoto (1986) citou que a contaminação dos lagos e rios pelos dejetos, a infiltração de água contaminada no lençol freático e o desenvolvimento de moscas são exemplos de poluição ambiental provocada pelos diversos sistemas de confinamento.

Os dejetos constituídos de matéria orgânica, quando lançados na água, servem de alimento para as bactérias decompositoras. Estas reproduzem muito rápido, respirando e consumindo o oxigênio dissolvido na água. Esse fator causa a morte dos peixes e poluem a água. Além disso, os diversos nutrientes contidos nesses resíduos (principalmente N, P e K) estimulam o crescimento de plantas aquáticas e a eutrofização dos corpos d'água (OLIVEIRA, 1993).

Amorim et al. (2005) descreveram que quando o esterco líquido é aplicado em grandes quantidades no solo ou armazenado em lagoas não impermeabilizadas, poderá ocorrer à sobrecarga da capacidade de filtração do solo e retenção dos nutrientes do esterco. Quando isso ocorre, alguns destes nutrientes podem atingir as águas subterrâneas ou superficiais acarretando problemas de contaminação.

Os problemas epidemiológicos constatados no meio rural estão relacionados com os agentes causadores de infecção dentro das propriedades. A prevenção de fatores que contribuem para sua ocorrência é a proteção de animais contra risco de infecções e proteção do público em geral contra zoonoses ou outros riscos provocados pelo lançamento de resíduos de animais nos cursos d'água, estes problemas ligados aos grandes sistemas de confinamento estão intimamente relacionados com o manejo do esterco animal (OLIVEIRA, 1993).

A incidência de infecções latentes aumenta quando plantéis homogêneos são concentrados em confinamento. A maioria dos animais infectados elimina o agente patogênico por meio da urina, fezes, de modo que os micro-organismos são depositados sobre o piso das instalações, estando presentes nos resíduos líquidos dos animais. É importante levar em conta que os dejetos possibilitam a sobrevivência e a

disseminação dos patógenos por alguns dias até meses. Os tipos de agente veiculados são vírus, bactérias, ovos e larvas de helmintos (OLIVEIRA, 1993).

No regime de confinamento, o esterco acumulado constitui excelente meio para a criação e desenvolvimento de várias espécies de moscas. Animais alojados em instalações com grandes quantidades de moscas gasta 50% do seu tempo afugentando-as, isso reflete imediatamente nos ganhos produtivos dos animais. Além do efeito sobre os animais, tem as consequências negativas na condição de bem estar das populações que habitam as áreas próximas (AMORIM et al., 2005).

O termo aquecimento global refere-se à ampliação do efeito estufa causado principalmente pelo aumento da concentração de gases do efeito estufa (GEE's). Estes gases impedem a liberação de calor emitida pela superfície da terra. Entre os GEE's os mais significativos são o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), (CHIANESE et al., 2000).

No Brasil, as proporções de contribuição dos GEE's provenientes da queima de combustíveis fósseis e agropecuária apresentam padrões diferentes dos observados globalmente. A agropecuária representa dois terços das emissões nacionais dos GEE's (FEANSIDE, 2000).

Na pecuária, os GEE's de maior importância são o CH_4 e o N_2O . As emissões decorrentes da pecuária se dão através da fermentação entérica e a partir dos dejetos bovinos. A fermentação entérica resulta em grandes emissões de CH_4 para a atmosfera (LIMA et al., 2006), já a urina promove principalmente as emissões de N_2O (CARTER, 2007) e os dejetos podem causar emissões tanto de CH_4 quanto de N_2O .

O Ministério de Ciência e Tecnologia (MCT) coordenou em 2004 o Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de GEE's e concluiu que os bovinos de corte são responsáveis pela emissão de 81% de CH_4 proveniente da pecuária (MCT, 2004). Em sistemas de confinamentos, gases nocivos podem provocar danos à comunidade através da emissão de odores desagradáveis e problemas de saúde as pessoas e aos animais (OLIVEIRA, 1993). A tabela 1 apresenta as porcentagens de emissão de metano nos diversos setores da agropecuária brasileira.

Tabela 1. Emissões de metano do setor agrícola brasileiro.

Setor Agropecuário	% das emissões do setor agropecuário	% das emissões totais de metano
Fermentação entérica Gado de Corte	75,8	58,5
Fermentação entérica Gado de Leite	12,4	9,5
Fermentação entérica outros animais	4,1	3,2
Dejetos Gado de Corte	0,6	1,5
Dejetos de Gado de Leite	1,9	0,5
Aves	0,6	0,5
Outros animais	0,5	0,4
Arroz	2,8	2,1
Queima de resíduos agrícolas	1,3	1
Total	100	77,1

Fonte: MCT (2004).

A decomposição dos dejetos animais em solo sob pastagem pode ser um processo anaeróbico e resultar em emissões de GEE's, que ocorre em duas etapas, rápido crescimento de bactérias acidogênicas e mistura intensiva do substrato com as bactérias produzindo ácidos orgânicos e na segunda etapa bactérias metanogênicas produzem CH₄ a partir dos ácidos orgânicos (MONTENY et al., 1996).

Condições anaeróbicas são essenciais para a formação de CH₄, as quais são favorecidas quando os dejetos ficam estocados na forma líquida em lagoas ou tanques (PEREIRA et al., 2010). Quando estocados desta forma, os dejetos podem produzir entre 7% e 27% das emissões totais de CH₄ relacionado com os ruminantes (KREUZER & HINDRICHSEN, 2006).

As emissões de N₂O na pecuária bovina são originadas principalmente do armazenamento dos dejetos animais, deposição em pastagens e utilização como fertilizante (KLEIN e ECKARD, 2008). Estas emissões podem ser classificadas em 30% provenientes do sistema de confinamento e 70% da urina depositada na pastagem (LIMA et al., 2006).

A maior parte do nitrogênio ingerido pelos animais (85%) é excretada via urina e retorna para o meio ambiente nesta forma, sendo a maior fonte de emissão N₂O na pecuária (LIMA et al., 2006), pois o N contido nas fezes é essencialmente orgânico e possui taxa de mineralização. As emissões decorrentes dos dejetos dos animais em pastagens são responsáveis por 43% das emissões de oxido nitroso (Tabela 2).

Tabela 2. Emissões de óxido nitroso do setor agrícola brasileiro.

Setor Agropecuário	% das emissões do setor agropecuário	% das emissões totais
Manejo de dejetos bovinos	2,6	2,4
Manejo de dejetos de outros animais	1,4	1,3
Animais de pastagem	43,5	39,8
Fertilizante sintético	4,2	3,8
Dejetos de animais	2,6	2,4
Fixação biológica	5,2	4,7
Resíduos agrícolas	8,5	7,8
Solos Orgânicos	4,6	4,2
Emissões indiretas	26,2	24
Queima de resíduos agrícolas	1,4	1,3
Total	100	91,5

Fonte: MCT (2004).

4.3 Tratamento dos resíduos

As características e tendências dos sistemas produtivos modernos apontam para um modelo de confinamento em unidades restritas com aumento da escala de produção, isso cria em muitos casos, graves problemas ambientais nas regiões produtoras, devido a alta geração de resíduos, que na maioria dos casos tem como destino a simples disposição no solo (SAGNAFREDO, 1999). Pillon et al. (2003) neste mesmo cenário torna-se necessário adotar práticas no sentido de que o sistema de produção de animais confinados seja sustentável ambientalmente.

O manejo adequado dos resíduos é uma necessidade sanitária, ecológica e econômica. Sanitária, os resíduos podem prejudicar a saúde dos animais e do homem, tanto dentro quanto fora da propriedade. Ecológica, os resíduos ricos em matéria orgânica e nutrientes causam poluição e desequilíbrio no meio ambiente. Econômica, o esterco representa importante capital em dinheiro, quando comparado com o preço dos fertilizantes químicos (ureia, sulfato de amônia etc.). Além do seu valor financeiro, o esterco tem importância técnica bastante significativa na adubação e estruturação das áreas de plantio, a matéria orgânica no solo propicia um melhor aproveitamento dos fertilizantes químicos pelas plantas (HARDOIN et al., 2003).

Os rebanhos especializados, alimentados técnica e economicamente, manejados em confinamento total, produzirão grandes volumes de dejetos, que serão maiores ainda, conforme for a cama e a higienização das instalações. Para o delineamento de

um sistema de aproveitamento de dejetos, faz-se necessário o conhecimento do volume de esterco diário obtido, a necessidade e facilidade da propriedade para otimização do sistema. Os vários sistemas de produção e de aproveitamento do esterco é que vão definir as possibilidades ou sistemas de manejo de dejetos a serem utilizados. Bickert et al. (1995) afirmaram que estimar o volume de dejetos e águas residuárias coletadas e armazenadas é um passo importante no manejo dos dejetos.

O setor de despolição do confinamento se destina à eliminação e/ou aproveitamento dos resíduos sólidos e líquidos produzidos durante as operações, contribuindo, assim, para evitar ou atenuar a poluição do ambiente (esterqueiras, tanques ou lagoas de retenção, lagoas de sedimentação, canais de drenagem etc.). Também deverá contar com equipamento e máquinas especializadas para remoção dos resíduos, bem como destinadas à lavagem e limpeza das instalações. As medidas de controle, visando evitar efeitos prejudiciais, devem começar no próprio confinamento mediante adequada escolha do local e planejamento das instalações destinadas à alimentação e aproveitamento dos produtos residuais (PEIXOTO, 1998).

O sistema de gestão dos dejetos é composto por um conjunto de operação chave inter-relacionadas (Figura 2), no âmbito do qual os sistemas de tratamentos assumem um papel preponderante, com a adequação das características dos efluentes pecuários as condições ambientais impostas pela existência de áreas agrícolas limitadas (BICUDO, 1999).

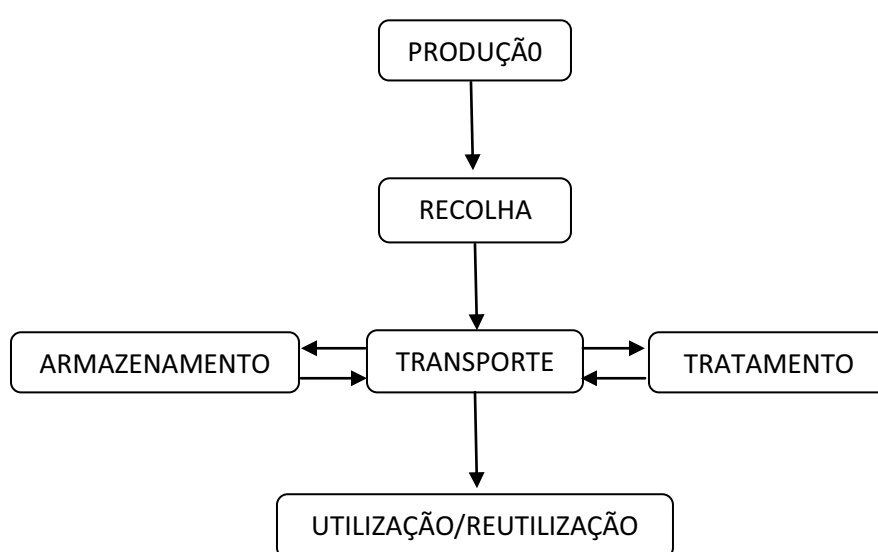


Figura 2. Operações chave envolvidas na gestão de resíduos pecuários.
Fonte: BICUDO, 1999.

De acordo com Moore (1997), o manuseio dos dejetos tem sido um desafio desde que iniciaram os sistemas de confinamento de gado. Apesar dos diferentes modos de manusear, as etapas do gerenciamento dos dejetos são sempre os mesmos: coleta, armazenamento, tratamento e posterior utilização.

O manejo adequado dos dejetos é um requisito básico ao sucesso de qualquer empreendimento pecuário. O bovino utilizado para produção de carne pode ser analisado como uma máquina que processa o alimento e o converte em carne, o restante é eliminado na forma de resíduos que possuem grande capacidade de poluição. O melhor sistema de tratamento de resíduos pecuários deve ser projetado para minimizar os impactos ambientais e maximizar a recuperação dos recursos energéticos e fertilizantes que este contém (HARDOIN, 1999).

É preciso ter a consciência que a implementação de qualquer técnica de tratamento em explorações agropecuárias acarreta em um custo adicional para a atividade, tornando-se importante avaliar qual tecnologia de tratamento com menores custos possibilita satisfazer requisitos ambientais como: estabilizar, concentrar e remover nutrientes, reduzir carga orgânica inerente ao efluente, reutilizar a água utilizada no processo, eliminar a emissão de odores ofensivos e desagradáveis (BICUDO e RIBEIRO, 1996).

De acordo com Amorim et al. (2005), os dejetos podem ser tratados de três formas: física, química e bioquímica.

4.3.1 Tratamento físico

Como técnicas de tratamento de dejetos de forma física podem citar a separação de sólidos, onde se tem a separação entre as frações sólidas e líquidas com destinos diferentes para cada uma delas. A fração líquida possui maior quantidade de sólidos solúveis e a fração sólida maior quantidade de frações insolúveis como celulose, hemicelulose e lignina. Segundo EMBRAPA (2003) a separação de fases consiste em separar as partículas maiores contidas nos dejetos da fração líquida e conduzir a obtenção de dois produtos: uma fração líquida mais fluida e uma fração sólida, mantendo-se agregada e podendo evoluir para um composto.

O fato de a fração sólida possuir um menor potencial de produção de biogás não implica que essa fração deva ser descartada do processo, a decisão vai depender da eficiência e a rapidez que se necessita para tratar os dejetos. Caso a decisão seja favorável a separação de sólidos, é necessário ter em mente que essa fração ainda tem um poder poluente elevado e necessita de tratamento adequado antes de ser aplicado ao meio ambiente (JOHNS, 1995).

Existem várias formas de separar frações mais degradáveis de frações menos degradáveis, uma delas é a decantação onde a separação é obtida armazenando-se os dejetos líquidos em um reservatório de maneira que com o tempo a fração sólida em suspensão decante. A solubilidade diferente dos diversos elementos presentes provoca uma divisão heterogênea; fósforo e nitrogênio orgânico são encontrados nos sólidos sedimentados (82% e 62%, respectivamente); o nitrogênio amoniacal (90%) e o potássio (100%), encontrados na fase líquida. O dimensionamento deve levar em conta a vazão do efluente e a velocidade de sedimentação Amorim et al. (2005).

O peneiramento também pode ser utilizado como técnica para separação de sólidos. Existem diversos tipos de peneiras, todas com o mesmo objetivo, separar os dejetos em duas frações, a sólida e a líquida. Deste modo fica facilitado o posterior processamento dos dejetos Amorim et al. (2005).

4.3.2 Tratamento químico

Através da adição de produtos químicos é possível precipitar partículas e material coloidal reduzindo a demanda bioquímica de oxigênio. A ação desses produtos pode ocorrer de três diferentes formas: bloqueio das fermentações indesejáveis; seleção bacteriana com orientação específica de fermentação; sobreposição de odores. O sulfato de alumínio, sais de ferr,o hidróxido de cálcio e óxido de cálcio são alguns dos produtos utilizados Amorim et al. (2005).

4.3.3 Tratamento bioquímico

A biodigestão anaeróbia pode ser definida como um processo biológico natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual um consórcio de diferentes tipos de micro-organismos interage estreitamente para promover a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples, resultando, principalmente, nos gases metano e dióxido de carbono (TOERIEN et al., 1969; MOSEY, 1983; NOVAES, 1986; FORESTI et al., 1999).

A transformação da matéria orgânica em diversas substâncias químicas, no decurso da fermentação anaeróbia, processa-se através de uma cadeia de degradações sucessivas, devido os diferentes tipos de bactérias. Essa decomposição bacteriana da matéria orgânica sob condições anaeróbias é feita em três fases: fase de hidrólise, fase ácida e fase metanogênica, segundo Bavaresco (1998).

1) Fase de hidrólise - As bactérias liberam no meio as chamadas enzimas extracelulares, as quais irão promover a hidrólise das partículas e transformar as moléculas maiores em moléculas menores e solúvel ao meio.

2) Fase Ácida - Nesta fase, as bactérias produtoras de ácidos transformam moléculas de proteínas, gorduras e carboidratos em ácidos orgânicos (ácido láctico, ácido butírico), etanol, amônia, hidrogênio e dióxido de carbono e outros.

3) Fase Metanogênica - As bactérias metanogênicas atuam sobre o hidrogênio e o dióxido de carbono, transformando-os em metanol (CH₄).

O interesse pela biodigestão anaeróbia de resíduos líquidos e sólidos provenientes da agropecuária e agroindústria apresentam vantagens significativas quando comparada com os processos mais comumente utilizados de tratamento aeróbio de águas residuárias ou processos convencionais de compostagem aeróbia de resíduos orgânicos sólidos (SANTOS e LUCAS JR., 1997). Este processo pode ser utilizado no tratamento tanto de resíduos sólidos como líquidos, para a redução do poder poluente e dos riscos sanitários dos dejetos ao mínimo.

O processo de digestão anaeróbia pode ser influenciado por uma série de fatores, favorecendo ou não a partida do processo, a degradação do substrato, o crescimento e declínio dos micro-organismos envolvidos e a produção de biogás que podem determinar o sucesso ou a falência do tratamento de determinado resíduo. Entre esses fatores pode-se citar a temperatura, o pH, a presença de nutrientes, a composição do substrato, o

teor de sólidos totais e, como consequência destes, a interação entre os micro-organismos envolvidos no processo (STEIL, 2001).

A temperatura é um fator extremamente importante na digestão anaeróbia, uma vez que influi na velocidade do metabolismo bacteriano, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos (FORESTI et al., 1999). O efeito da temperatura sobre o processo de digestão anaeróbia tem sido estudado por diversos autores nas faixas psicrófila, abaixo de 20° C, mesófila, entre 20 e 45° C e termófila, entre 50 e 70° C (LEPISTO e RINTALA, 1996).

A disponibilidade de certos nutrientes é essencial para o crescimento e atividade microbiana. Carbono, nitrogênio e fósforo são essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de N e P necessária para a degradação da matéria orgânica presente depende da eficiência dos micro-organismos em obter energia para a síntese, a partir de reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico (FORESTI et al., 1999).

4.4 Biodigestores

O local mais utilizado para ocorrer à decomposição anaeróbia da biomassa é o biodigestor. Um biodigestor, digestor ou biorreator pode ser definido como uma câmara de fermentação fechada, onde a biomassa sofre a digestão pelas bactérias anaeróbias produzindo biogás e biofertilizante. Em outras palavras, trata-se de um recipiente completamente fechado e vedado, impedindo qualquer entrada de ar, construído de alvenaria, concreto ou outros materiais, onde é colocado o material a ser degradado para posterior fermentação. Existem vários tipos de biodigestores, porém os mais difundidos são chinês, indiano e tubular. Cada um possui sua peculiaridade, porém todos têm como objetivo criar condição anaeróbia, ou seja, total ausência de oxigênio para que a biomassa seja completamente degradada (GASPAR, 2003).

Os biodigestores são classificados de duas formas: contínuos e batelada. Nos biodigestores contínuos a matéria-prima é colocada continuamente e quase sempre diretamente, utilizando matéria-prima que possua decomposição relativamente fácil e que tenha boa disponibilidade por perto, sendo que a falta da mesma provoca parada no sistema. Sendo assim, a produção de biogás e biofertilizantes ocorre de forma contínua, ou seja, nunca cessam. Existem vários modelos de biodigestores contínuos, dependendo do seu

formato, mas de modo geral se dividem de acordo com seu posicionamento sobre o solo: vertical ou horizontal. Os biodigestores Chinês, Indiano e Tubular são do tipo contínuo, assim como muitos biodigestores caseiros (COMASTRI FILHO, 1981).

A escolha do tipo do biodigestor depende basicamente das condições locais, tipo de substrato, experiência do construtor e, principalmente, da relação custo x benefício. Todavia, qualquer digestor construído, se for corretamente instalado e operado, produzirá biogás e biofertilizante. O biodigestor de batelada é indicado para pequenas produções de biogás, pois é abastecida uma única vez, fermentando por um período conveniente, sendo que o material descarregado ao final do processo é utilizado como biofertilizante. Esse tipo de biodigestor, por ser extremamente simples, pode ser construído utilizando materiais simples existentes na propriedade (DEGANUTTI et al., 2002).

O biodigestor de fluxo tubular é amplamente difundido em propriedades rurais e é, hoje, a tecnologia mais utilizada dentre as demais. Segundo Deublein & Steinhauser (2008) é um modelo tipo horizontal, apresentando uma caixa de carga em alvenaria e com a largura maior que a profundidade, possuindo, portanto, uma área maior de exposição ao sol, o que possibilita grande produção de biogás, evitando o entupimento. Durante a produção de biogás, a cúpula do biodigestor infla porque é feita de material plástico maleável (PVC).

Pecora (2006) cita algumas vantagens da utilização de biodigestores como: simplicidade operacional, de manutenção e controle; adequada eficiência na remoção das diversas categorias de poluentes (matéria orgânica biodegradável, sólidos suspensos, nutrientes e patógenos); pouco ou nenhum problema com a disposição do lodo gerado no sistema; baixos requisitos de área; possibilidade de aplicação em pequena escala (sistemas descentralizados) com pouca dependência da existência de grandes interceptores; fluxograma simplificado de tratamento; elevada vida útil; ausência de problemas que causem transtorno à população vizinha; possibilidade de recuperação de subprodutos úteis, como biofertilizante, visando sua aplicação na fertilização de culturas agrícolas; e o biogás, um gás combustível de elevado teor calorífico.

4.4.1 Biofertilizante

Haynes & Willians (1993) observaram que é baixa a taxa de utilização de nutrientes ingeridos (NPK), 65% do que é absorvido é eliminada via fezes e urina, portanto se, estes dejetos são originados de confinamentos que não possuem um adequado sistema de manejo e aproveitamento, perde-se, em média, 65% do que forneceu como alimento para os animais. As excreções de bovinos apresentam em sua constituição quantidades consideráveis de nutrientes essenciais para as plantas como, por exemplo, fósforo, nitrogênio, enxofre, cálcio e magnésio.

A biomassa resultante do processo de biodigestão conhecida como biofertilizante possui alto poder fertilizante. Ainda de acordo com Kiehl (1985), para o dejetos se tornar um fertilizante orgânico humificado deve sofrer um processo de fermentação microbiana. A finalidade da fermentação é produzir um material humificado semelhante à matéria orgânica natural do solo (MALAVOLTA, 1979).

Ao passar pelo biodigestor, segundo Kunz et al. (2005), o efluente perde carbono na forma de metano e CO₂ (diminuição na relação C/N da matéria orgânica), o que melhora as condições do material para fins agrícolas em função do aumento da mineralização de alguns nutrientes.

Segundo Nogueira (1986), os nutrientes presentes nos resíduos não são degradados, após a biodigestão 50% do nitrogênio presente se transforma na forma de amônia dissolvida, prontamente assimilável pelas plantas. Pode-se observar um aumento percentual de nutrientes, teor de nitrogênio e um decréscimo no teor de carbono pela sua conversão em metano e dióxido de carbono durante o processo de biodigestão (Tabela 3).

Tabela 3. Composição química do dejetos fresco e do dejetos biodigerido.

Especificação	Dejetos fresco	Dejetos biodigerido
Umidade	81,8%	
Nitrogênio Orgânico	0,34%	0,60%
Nitrogênio Amoniacal		0,15%
P₂O₅ total	0,13%	0,35%
K₂O total	0,40%	0,70%
Matéria Orgânica	16,4%	15,8%

Fonte: Nogueira (1986).

A utilização de biofertilizantes em substituição aos adubos convencionais proporciona ao agricultor redução de custos de produção, aumenta o rendimento das culturas, além de diminuir a extração de reservas naturais de nutrientes do

planeta, o que contribui para a preservação ambiental e sustentabilidade da propriedade agrícola (FACTOR et al., 2008).

4.4.2 Biogás

De acordo com Paula (2006), um dos benefícios do processo de biodigestão anaeróbia, que logo contribuiu para o crescente interesse por esta tecnologia, reside na conversão da maior parte da carga poluente do efluente numa fonte energia: o biogás. Atribui-se o nome de biogás à mistura gasosa (combustível), resultante da fermentação anaeróbia da biomassa dentro de determinados limites de temperatura, teor de umidade e acidez. O biogás é inflamável e inodoro, porém, se houver presença de ácido sulfídrico, pode possuir odor desagradável, semelhante a ovo podre.

O biogás era simplesmente encarado como um subproduto, obtido a partir da decomposição anaeróbia (sem presença de oxigênio) de lixo urbano e resíduos animais. O acelerado desenvolvimento econômico dos últimos anos e o crescimento acentuado do preço dos combustíveis convencionais têm encorajado as investigações na produção de energia a partir de novas fontes alternativas e economicamente atrativas, tentando, sempre que possível, criar novas formas de produção energética (BRONDANI, 2010).

Segundo Castanon (2002), o potencial energético do biogás está em função da quantidade de metano contida no gás que determina o seu poder calorífico. O teor de metano varia de 40 a 75% dependendo da fonte geradora (Tabela 4).

Tabela 4. Composição média do biogás proveniente de diferentes resíduos orgânicos.

Gás	Porcentagem
Metano (CH ₄)	40 – 75
Dióxido de Carbono (CO ₂)	25 – 40
Nitrogênio (N)	0,5 – 2,5
Oxigênio (O)	0,1 – 1
Ácido sulfídrico (H ₂ S)	0,1 – 0,5
Amônia(NH ₃)	0,1 – 0,5
Monóxido de Carbono (CO)	0 – 0,1
Hidrogênio (H)	1 – 3

Fonte: Castanon (2002).

O metano, principal componente do biogás, não tem cheiro, cor ou sabor, mas outros gases presentes conferem-lhe um ligeiro odor de vinagre ou de ovo podre. Para o seu uso como combustível deve-se estabelecer uma relação entre o biogás e o ar, para permitir uma queima eficiente. O biogás, por ser extremamente inflamável, pode ser simplesmente queimado para reduzir o efeito estufa (o metano apresenta um poder estufa cerca de 21 vezes maior que o CO₂) ou aproveitado para uso doméstico, motores de combustão interna, sistemas de geração de energia elétrica ou térmica (GUYOT, 1997; OLIVEIRA et al., 2000). Guyot (1997) descreveu uma relação comparativa do biogás com outras fontes convencionais de energia (Tabela 5).

Tabela 5. Relação comparativa de 1m³ de biogás com outras fontes de energia.

Tipo de combustível	Quantidade
Gasolina	0,6 l
Querosene	0,57 l
Óleo Diesel	0,55 l
Gás liquefeito	0,45 kg
Etanol	0,79 l
Lenha	1,5 kg
Energia elétrica	1,4 kwh

Fonte: Guyot (1997).

A presença de vapor d'água, CO₂ e gases corrosivos (H₂S) no biogás “in natura”, constitui-se no principal problema para a viabilização de seu armazenamento e na produção de energia. Equipamentos mais sofisticados, a exemplo de motores à combustão, geradores, bombas e compressores têm vida útil extremamente reduzida. A remoção de água, H₂S e outros elementos através de filtros e dispositivos de resfriamento, condensação e lavagem são imprescindíveis para a viabilidade de uso a longo prazo (LA FARGE, 1995). Mesquita (2009) identificou as quantidades de biomassa necessária para produzir 1m³ de biogás (Tabela 6).

Tabela 6. Quantidade de biomassa necessária para a produção de 1m³ de biogás.

Biomassa	Quantidade (kg)
Esterco de vaca	25
Cama de Frango	5
Esterco Suíno	12
Plantas ou casca de cereais	25
Lixo orgânico	20

Fonte: Mesquita (2009)

Na busca por fontes alternativas e renováveis de energia, o biogás se torna uma opção, é uma fonte renovável, pois não utiliza combustível fóssil e alternativo, foge dos padrões hidroelétrico e termoeletrico brasileiro e não compete com os alimentos utilizados na nutrição humana nem animal (SOAREZ, 2006).

4.5 Cana-de-açúcar

A cana-de-açúcar vem assumindo papel fundamental na alimentação animal, principalmente em confinamentos de bovinos de corte e na alimentação de bovinos leiteiros. Do total de cana-de-açúcar produzida no Brasil, segundo Landell et al. (2002) estima-se que dez por cento seja utilizada na alimentação animal.

Portanto, o Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*). A expectativa para a safra 2012/2013 é de 602 milhões de toneladas e a área de corte 8.567,2 mil hectares (CONAB).

A cana-de-açúcar tem várias características que justificam sua utilização para diversos fins, como o alto teor de sacarose, o moderado teor de fibra insolúvel em detergente neutro (FDN), a alta produção de matéria seca por unidade de área mesmo com baixa frequência de cortes (Tabela 7), a simplicidade do cultivo agrônômico, a relativa resistência a pragas e doenças, a facilidade de compra e venda, o caráter semiperene, além de ser uma cultura tradicional entre os produtores rurais brasileiros (VALADARES FILHO et al., 2006).

Tabela 7. Composição bromatológica da cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*), em porcentagem da matéria seca.

Nutrientes	% matéria seca
Matéria Seca	28,45
Proteína Bruta	2,74
Extratato Etéreo	1,55
Material Mineral	3,10
Carboidratos Totais	92,76
Carboidratos Solúveis	42,83
Fibra em detergente neutro	57,68
Fibra em detergente ácido	34,02
Hemicelulose	21,22
Lignina	7,75
Nutrientes digestíveis totais	62,70

Fonte: Valadares Filho et al. (2006).

Os açúcares solúveis e a fração fibrosa são os principais nutrientes da cana-de-açúcar, sendo a sacarose o principal açúcar solúvel que apresenta elevada solubilidade e degradabilidade. De maneira oposta ao que ocorre com as demais gramíneas forrageiras, a cana-de-açúcar apresenta incremento na digestibilidade da matéria seca conforme ocorre o avanço na maturidade. Isso se deve a elevação dos teores de açúcar solúvel em água e redução relativa da parede celular (NUSSIO e SCHMIDT, 2004).

A cana é uma planta composta em média, de 65 a 75% de água, e seu principal componente é a sacarose, que corresponde de 70 a 91% das substâncias sólidas solúveis (UMERABA, 2010 apud FAVA, 2004). O teor de sacarose contido no caldo é de fundamental importância, pois ele é um indicativo da quantidade de carbono contida no líquido (COLEN, 2003).

4.6 Co-digestão

A co-digestão é o consórcio de um resíduo orgânico a outros resíduos que podem ser ricos em carboidratos ou micro-organismos, como caldo de cana, vinhaça, esterco bovino, de galinha, entre outros. Sendo este termo usado para descrever o tratamento combinado de resíduos com várias características complementares, esta é uma das principais vantagens da tecnologia anaeróbia (FERNÁNDEZ, 2005). Pode apresentar diversos benefícios comparativamente a digestão de substratos isolados tais como: aumento do custo benéfico das unidades de tratamento derivada do tratamento de maior variedade de resíduos; maior eficiência da degradação do substrato derivado da ocorrência de efeitos sinérgicos e do fato do conteúdo de nutrientes e umidade estar mais próximos dos valores ótimos; diluição dos compostos inibitórios e aumento da produção de biogás (MATA-AVAREZ et al. 2000).

Muitos trabalhos, que tratam de co-digestão têm sido focados na busca de sinergia ou antagonismo entre os substratos co-digeridos. Por exemplo, a otimização da relação carbono e nitrogênio quando a co-digestão de resíduos urbanos e lodo de esgoto são apontados como benéfica para produção de metano (FERNÁNDEZ, 2005). O desempenho do processo de co-digestão anaeróbia é muito dependente dos tipos e da composição do material orgânico a ser degradado (SOSNOWSKI et al. 2008).

De acordo de De Baere (2007), a digestão anaeróbia de culturas energéticas fornece pelo menos 75 GJ/ha (giga-joule hectare) de energia líquida, correspondentes a pelo menos duas vezes mais rendimento de energia obtido pela fermentação alcoólica e três vezes mais que os bicompostíveis líquidos produzidos com cevada e beterraba, tornando o biogás um combustível muito favorável. Existem numerosos biodigestores em escala real que são alimentados com substratos mistos, constituídos por milho, sorgo, derivados do milho, cana, cereais, rações integrais e misturas de outras culturas energéticas

A técnica de co-digestão permite a utilização de instalação existente, aumentando a produção de biogás e da energia produzidas nas unidades de co-geração, com isso não se tem custo com novas instalações (GÓMEZ et al. 2006). Em alguns países europeus, este conceito teve fácil aceitação e posto rapidamente em operação (BAROMETRE DO BIOGAS 2006), promovido pelo excesso de produção de resto de alimentos, pelo elevado preço dos combustíveis e pelas favoráveis tarifas de venda de energia elétrica nas redes.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Descrição do local

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural e os resíduos para este experimento foram coletados no confinamento do Setor de Forragicultura do Departamento de Zootecnia, ambos situados na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, da Universidade Estadual Paulista / UNESP – Câmpus de Jaboticabal, situado nas coordenadas geográficas: 21°14'05" S; 48°17'09" W e altitude média de 613,68 metros.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen e Aw com transição para Cwa. Em Jaboticabal, o clima caracteriza-se por ser subtropical úmido, seco no inverno e com chuvas no verão, com precipitação anual de 1.424,6 mm, temperatura media anual de 22,2° C e umidade relativa média anual de 70,8%.

5.2 Descrição dos biodigestores

Foram utilizados 8 biodigestores contínuos tubulares de bancada com capacidade para 60 litros, construídos com tubo de PVC com diâmetro de 300 mm e com 1 m de comprimento, tendo suas extremidades vedadas por caps de fibra de vidro. Uma das extremidades foi acoplado um cano de entrada do afluente de 60 mm (Figura 3) e na extremidade oposta um cano de 60 mm com registro de 75 mm para saída do efluente (Figuras 4).



Figura 3. Entrada dos biodigestores contínuos.



Figura 4. Saída dos biodigestores contínuos.

Os biodigestores utilizados possuíam sistema de agitação inserido com o auxílio de três flanges de 13 mm. Na parte interna dos biodigestores, foram fixados nas flanges tubos com 10 cm de comprimento para assegurar que o nível do conteúdo do biodigestor ficasse imerso no cano, evitando-se escape do biogás pelas flanges. Para realizar a agitação foi colocado dentro de cada flange uma haste de bateadeira com 30 cm de comprimento (Figura 5).



Figura 5. Sistema de agitação dos biodigestores contínuos.

Os gases gerados nos biodigestores foram armazenados em gasômetros de 250 mm de diâmetros e 60 cm de comprimento, ligados aos biodigestores por meio de mangueiras plásticas para condução do biogás (Figura 6).



Figura 6. Sistema de abastecimento de gás do biodigestor para o gasômetro.

5.3 Ensaio de biodigestão anaeróbia

O experimento teve duração de 120 dias. Inicialmente os biodigestores contínuos foram abastecidos com 60 kg de uma mistura de dejetos de bovinos de corte e água, diluídos na proporção 1:7. A mistura foi homogeneizada manualmente com o auxílio de pás e introduzida nos biodigestores contínuos.

Passados 20 dias do abastecimento inicial a após ter sido realizado o teste de queima, foram iniciadas as cargas diárias dos biodigestores. As coletas dos dejetos foram realizadas duas vezes por semana, manualmente por meio de raspagem de baias concretadas com auxílio de enxada no confinamento do setor de Forragicultura e Pastagem da FCAV-UNESP. Os dejetos foram coletados de bovinos de corte da raça Nelore criados em sistema de confinamento onde receberam dieta composta de 60% de concentrado e 40% de volumoso (Tabela 8).

Tabela 8. Composição da dieta dos animais.

Ingredientes MS	Quantidade	% PB	% NDT	%EE
S. milho	40,00	3,60	24,80	1,24
Milho	49,20	4,43	41,82	1,97
F. soja	6,81	2,93	5,52	0,16
Soja grão	0,00	0,00	0,00	0,00
Ureia	0,99	2,78	0,00	0,00
Mistura mineral	3,00	0,00	0,00	0,00
Fornece	100,00	13,7	72,14	3,4

O ensaio de biodigestão anaeróbia foi dividido em três etapas. A primeira e a segunda etapa tiveram duração de 30 dias cada etapa, no qual a primeira etapa durou dos 1-30 dias e a segunda dos 31-60 dias. Foi adotado a co-digestão com 7% de cana-de-açúcar triturada no tratamento 1, no qual os biodigestores foram abastecidos com 0,250 kg de dejetos de bovino de corte confinado e 1,750 kg de água. No tratamento 2 os biodigestores foram abastecidos com 0,250 kg de dejetos de bovino de corte confinado, 1,610 kg de água e 0,140 kg de cana-de-açúcar triturada.

A terceira etapa teve duração dos 90 aos 120 dias e adotando-se co-digestão com 3,5% de cana triturada nos biodigestores do tratamento 1 que receberam cargas diárias com 0,250 kg de dejetos de bovino de corte confinado e 1,750 kg de água e os biodigestores do tratamento 2 receberam cargas diárias com 0,250kg de dejetos, 1,050 kg de água e 0,070 kg de cana-de-açúcar triturada.

No período dos 61-90 dias não houve inclusão de cana-de-açúcar nos biodigestores do tratamento 2, no qual ambos os tratamentos tiveram as mesmas cargas diárias, 0,250 kg de dejetos de bovino de corte confinado e 1,750 kg de água.

Para o cálculo da quantidade de afluente diária adicionada nos biodigestores foi considerado o tempo de retenção hidráulica (TRH) de 30 dias de acordo com a equação:

$$\text{TRH} = \frac{\text{Volume do Biodigestor}}{\text{Carga diária}}$$

No qual:

TRH= Tempo de Retenção Hidráulica

A agitação dos biodigestores foi realizada duas vezes ao dia com o auxílio de uma parafusadeira durante 20 segundos em cada flange (Figura 7).



Figura 7: Sistema de agitação diário.

Durante o ensaio de biodigestão anaeróbia foram avaliadas as produções de biogás, qualidade do biogás e biofertilizante, reduções dos teores de sólidos totais e sólidos voláteis, pH, alcalinidade e acidez volátil.

A temperatura ambiente era monitorada por meio de termômetro digital (em °C), antes de cada leitura do biogás. Para a leitura da temperatura de biogás, após a leitura da produção em m³, colocava-se o termômetro no local de liberação de gás, em

seguida, aguardava-se o período para estabilização da temperatura, o que ocorria em média de 60 segundos, procedendo-se então a tomada da temperatura do biogás.

5.4 Cana-de-açúcar

A cana-de-açúcar utilizada foi da variedade RB855536, classificada por AZEVÊDO et al. (2003) como não precoce, mas intermediária no ciclo de produção, no que se relaciona ao tempo para atingir o teor brix desejável.

A coleta da cana-de-açúcar foi realizada semanalmente, triturada em triturador elétrico, este ajustado para picar a cana no tamanho de 2 a 3 cm. Após triturada a cana era pesada, armazenada em sacos plásticos e em seguida levada a um refrigerador com temperatura de 4 °C.

Diariamente eram retiradas as embalagens do refrigerador para compor as cargas diárias dos biodigestores do tratamento 2.

5.5 Análise estatística

Após obtenção dos dados, os resultados foram submetidos a análise de variância pelo programa SAS e realizada comparação de médias pelo teste de Student a 5% de significância.

5.5 Metodologias empregadas

5.5.1 Teores de sólidos totais e teores de sólidos voláteis

Para determinação de sólidos totais as amostras dos afluentes e efluentes foram acondicionadas em triplicata em recipientes de alumínio, previamente tarados, pesados para obtenção do peso úmido (Pu) do material e após isto, levados à estufa com circulação forçada de ar, à temperatura de 65° C até atingirem peso constante, sendo a seguir resfriadas em dessecador e novamente pesadas em balança com precisão de 0,01g, obtendo-se então o peso seco (Ps). O teor de sólidos totais foi determinado semanalmente segundo metodologia descrita por APHA (1995).

No qual:

$$ST = 100 - U \text{ e } U = (PU - PS) / PU \times 100$$

No qual:

ST = teor de ST, em porcentagem;

U = teor de umidade, em porcentagem;

PU = peso úmido da amostra, em g;

PS = peso seco da amostra, em g.

Para a determinação dos sólidos voláteis, o material já seco em estufa, resultante da determinação dos sólidos totais, foi levado a mufla, em cadinhos de porcelana previamente tarados, e mantidos a uma temperatura de 575° C por um período de 2 horas. Após a queima inicial com a mufla parcialmente aberta e seguida do resfriamento em dessecadores, o material resultante foi pesado em balança analítica com precisão de 0,0001g, obtendo-se o peso das cinzas ou matéria mineral. Os teores de sólidos voláteis foram determinados semanalmente e expressos em porcentagem de matéria seca segundo metodologia descrita por APHA (2005).

No qual:

$$SV = ST - \text{cinzas e cinzas} = \{1 - [(PU - Pm) / PU]\} \times 100$$

No qual:

SV = teor de SV, em porcentagem;

PU = peso úmido da amostra, em g;

Pm= peso obtido após queima em mufla, em g.

5.5.2 Digestão sulfúrica e determinação dos minerais

Após secas em estufa a 65° C, as amostras dos ensaios de biodigestão anaeróbia (afluentes e efluentes) foram trituradas em moinho de facas. Em seguida efetuou-se a digestão sulfúrica, a fim de avaliar a composição química das mesmas. Para tanto, as amostras coletadas foram digeridas mensalmente utilizando-se o digestor

Digesdahl Hach, que promove a digestão total da matéria orgânica à base de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e Peróxido de hidrogênio (H_2O_2) a 50%.

Com o extrato obtido desta digestão foi possível determinar mensalmente os teores de Nitrogênio, Fósforo e Potássio segundo Bataglia et al. (1983).

O nitrogênio total foi determinado por meio da utilização do destilador de micro-Kjedahl, cujo princípio baseia-se na transformação do nitrogênio amoniacal ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) em amônia (NH_3), a qual é fixada pelo ácido bórico e posteriormente titulada com H_2SO_4 até nova formação de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, na presença do indicador ácido/base, conforme metodologia descrita por Silva (1981).

Os teores de fósforo foram determinados pelo método colorimétrico utilizando-se espectrofotômetro HACH modelo DR-2000. O método baseia-se na formação de um composto amarelo do sistema vanadomolibdofosfórico em acidez de 0,2 a 1,6 N, onde a cor desenvolvida foi medida em espectrofotômetro, determinando-se assim a concentração de fósforo das amostras, através da utilização de uma reta padrão traçada previamente a partir de concentrações conhecidas, entre 0 e 52 μg de P/ml. Os padrões foram preparados conforme metodologia descrita por Malavolta (1991).

As concentrações de potássio foram determinadas em espectrofotômetro de absorção atômica modelo GBC 932 AA.

5.5.3 Determinação do volume de biogás e cálculo dos potenciais de produção de biogás

Diariamente, foi mensurada a produção de biogás de cada biodigestor contínuo. Para a determinação dos volumes de biogás produzidos, mediu-se o deslocamento vertical dos gasômetros, que foi multiplicado pela área da seção transversal interna dos gasômetros, ou seja, 0,0507 m^2 . Após cada leitura, os gasômetros foram zerados utilizando-se o registro de descarga do biogás. A correção do volume de biogás para as condições de 1 atm e 20° C foi efetuada com base no trabalho de CAETANO (1985), no qual verificou-se que, pelo fator de compressibilidade (Z), o biogás apresentou comportamento próximo ao ideal. Conforme descrito por Santos (2001), para a correção do volume de biogás, utilizou-se a expressão resultante da combinação das leis de Boyle e Gay-Lussac.

Onde:

$$\frac{V_0 P_0}{T_0} = \frac{V_1 P_1}{T_1}$$

No qual:

V_0 = volume de biogás corrigido, m³;

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

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, 9652,10 mm de água;

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

Considerando-se a pressão atmosférica média de Jaboticabal igual a 9641,77 mm de água e pressão conferida pelos gasômetros de 10,33 mm de água, obteve-se como resultado a seguinte expressão, para correção do volume de biogás:

Expressão:

$$V_0 = \frac{V_1}{T_1} \times 273,84575$$

Os potenciais de produção de biogás foram calculados utilizando-se os dados de produção diária e as quantidades de substrato de ST e SV adicionados nos biodigestores, além das quantidades de SV reduzidos durante o processo de biodigestão anaeróbia. Os valores foram expressos em m³ de biogás por kg de substrato, de dejetos ou de ST e SV.

5.5.4 Caracterização qualitativa do biogás

As análises da composição do biogás produzido nos biodigestores foram realizadas semanalmente para determinação dos teores de metano, gás carbônico e óxido nítrico em cromatógrafo de fase gasosa Finigan GC-2001, equipado com as colunas Porapak Q e Peneira Molecular, e detector de condutividade térmica.

5.5.5 Determinação da alcalinidade, acidez volátil e potencial hidrogeniônico

Os parâmetros alcalinidade total (AT), obtidos com a titulação da amostra até pH 4,30; e alcalinidade parcial (AP), com titulação até pH 5,75, foram determinados semanalmente nos afluentes e efluentes obtidos dos biodigestores contínuos segundo metodologias descritas por APHA, AWWA, WPCF (2000) e JENKINS et al. (1991). Esta última com o objetivo de distinguir a contribuição relativa do efeito tampão produzido por bicarbonatos. Por meio desta metodologia determinou-se também o valor da alcalinidade intermediária (AI), entre o pH 5,75 e 4,30, o qual foi calculado pela diferença entre a AT e a AP ($AI = AT - AP$) e indicava a alcalinidade devido a presença de ácidos voláteis.

A determinação de acidez volátil foi realizada semanalmente por titulometria foi baseada no volume de hidróxido de sódio consumido para elevar o pH da amostra de 4,0 para 7,0. Inicialmente, extraiu-se da amostra o sistema carbônico, reduzindo-se o pH para 3,4 e mantendo-a por 3 minutos em ebulição, conforme descrito por Dilallo & Albertson (1961).

O potencial hidrogeniônico (pH), foi realizado com base no substrato coletado de afluente e efluente utilizado para determinação dos teores de sólidos totais e voláteis. Utilizou-se o medidor de pH digital “Digimed (DMPH – 2)”, sendo que a determinação do pH das amostras realizou-se a partir do material recentemente coletado e com sua umidade natural.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 PH, Acidez, Alcalinidade e Temperatura

Os valores de pH dos afluentes se apresentaram inferiores aos dos efluentes, indicando uma capacidade de tamponamento do processo de biodigestão anaeróbia, devido a capacidade de neutralização dos ácidos graxos voláteis produzidos na etapa de acidogênese que não consumidos pelos micro-organismos metanogênicos, são neutralizados bicarbonatos presentes no meio.

O efluente sem cana-de-açúcar não sofreu grandes variações de pH, inicialmente seu pH era de 6,75, a partir da segunda semana, devido a predominância da fase acidogênica do processo de biodigestão anaeróbia, houve uma queda de pH chegando ao redor de 6,5. A partir da terceira semana com o início e estabilização da fase metanogênica o pH se estabilizou com valor médio de 7, permanecendo sem grandes alterações no restante do experimento. Fato este indica que biodigestores abastecidos somente com dejetos bovinos não sofrem efeito de acidificação, permanecendo seu pH praticamente estável e a níveis considerados ótimos para uma estabilização e biodigestão anaeróbia. Para a grande maioria das bactérias o pH ótimo se localiza entre 6,5 e 7,5 e as variações máximas e mínimas para a maior parte delas estão entre 6 e 8 (Campos et al., 2006).

A cana-de-açúcar é constituída por um carboidrato solúvel e rapidamente fermentável, a sacarose, essa é utilizada rapidamente pelos micro-organismos hidrolíticos e acidogênicos contribuindo para uma maior e mais rápida produção de ácidos graxos voláteis. Nota-se que na segunda semana com a ocorrência da fase acidogênica do processo de biodigestão anaeróbia, foi observada uma queda rápida de pH 7 para valores

inferiores a 6,5. Segundo ANDERSON & YANG (1992) a população de microrganismos acidogênicos cresce com maior rapidez que a de metanogênicos e flutuações na carga orgânica e nas condições operacionais levam à variações na concentração de AGV, alterando o pH do substrato em fermentação.

A partir da terceira semana era esperado, conforme ocorrido nos biodigestores sem cana, o equilíbrio da fase acidogênica e metanogênica, devido as características dos componentes da cana-de-açúcar, a fase acidogênica acabou prevalecendo sobre a fase metanogênica, produzindo quantidades de ácidos graxos voláteis superiores a capacidade tamponante do sistema e superiores ao que os micro-organismos metanogênicos conseguiram consumir, ocorrendo uma queda no pH que foi se acentuando com o decorrer do tempo.

Segundo SOUZA (1984), a instalabilidade do processo de biodigestão anaeróbia ocorre quando há predominância da fermentação ácida sobre a metanogênica, refletindo em variações de pH, concentração de ácidos voláteis e alcalinidade. Xavier (2005) trabalhando com dejetos de bovinos leiteiros, quando adicionados 30% de caldo de cana, obteve valor final de pH de 5,78, valor abaixo do ideal para ótima condução do processo.

A Figura 8 apresenta os valores médios semanais de pH dos biodigestores e seus respectivos afluentes e efluentes.

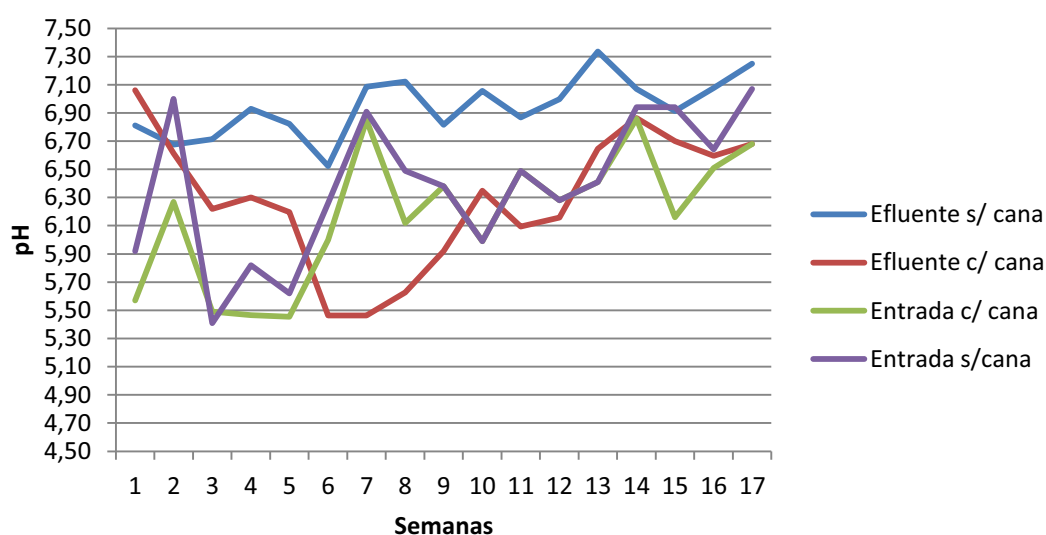


Figura 8. Valores médios do pH dos efluentes no decorrer do período experimental.

Na sexta semana conforme ilustra a Figura 9 houve uma queda brusca na temperatura ambiente que refletiu na atividade dos micro-organismos. Micro-organismos hidrolíticos e acidogênicos são mais resistentes às variações de temperatura do que os micro-organismos metanogênicos. Com a queda de temperatura, a atividade dos micro-organismos metanogênicos sofreu maiores efeitos, essa menor atividade refletiu no acúmulo de ácidos, este acúmulo de ácidos manteve o pH a níveis próximos a 5,5 até a oitava semana.

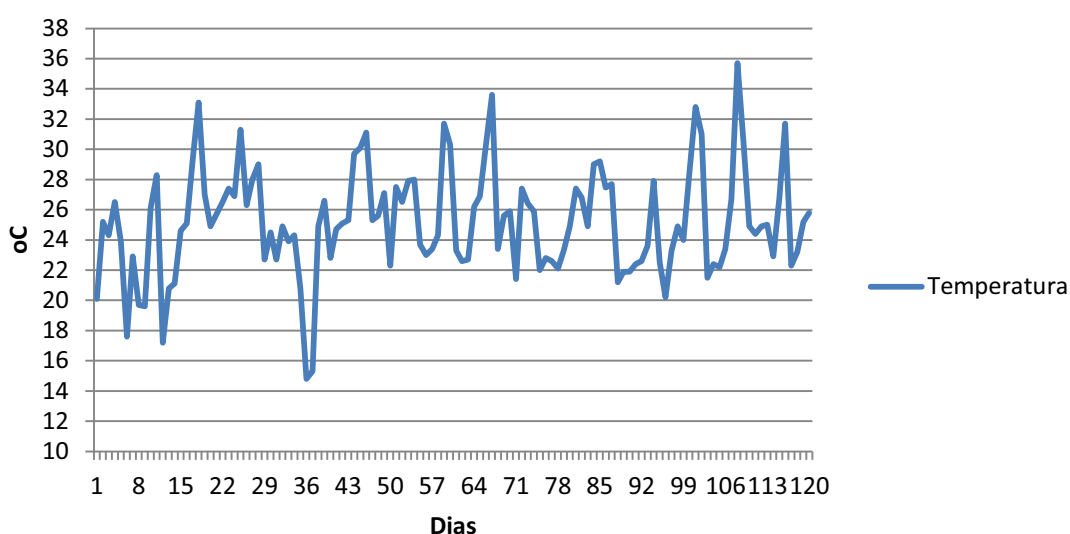


Figura 9. Temperatura ambiente durante o período experimental (°C)

A partir da oitava semana com a predominância da fase acidogênica e falência dos biodigestores do tratamento 2, foi retirada a inclusão de cana-de-açúcar das cargas diárias. Na nona semana, o abastecimento dos biodigestores do tratamento 2 foi realizado apenas com dejetos e água. Houve uma recuperação do sistema, aumentando os valores de pH, chegando na décima segunda semana a valores próximos a 6,7. Após esse período de restabelecimento das características de pH, foi realizada novamente a adição de cana-de-açúcar, a partir da décima terceira semana, e passados 30 dias, não foi observado grandes variações de pH, permanecendo este na faixa de 6,6.

Observando-se a Figura 10, os valores do afluente e do seu respectivo efluente, em ambos os tratamentos, nota-se que os efluentes apresentam maiores valores de alcalinidade do que os afluentes, indicando que o processo de biodigestão anaeróbia é responsável pela produção de substâncias alcalinizantes, principalmente

bicarbonatos, estes ficam disponíveis no meio e são responsáveis por neutralizar os ácidos voláteis não consumidos pelos micro-organismos metanogênicos que sobram no conteúdo do biodigestor, o que eleva a resistência do meio a queda de pH e os mantém a níveis apropriados para um melhor desempenho do sistema.

Segundo JENKINS & ZHANG (1991), a alcalinidade total se correlaciona com todos os componentes capazes de neutralizar ácidos, incluindo íons CO_3^- (carbonatos), HCO_3^- (bicarbonatos) e ácidos voláteis.

Ao comparar os valores de alcalinidade total dos efluentes com e sem cana, fica evidente que os efluentes com cana apresentam alcalinidade total inferior aos efluentes sem cana. Fato este é explicado pela condição de acidez dos biodigestores com cana, devido ao maior conteúdo de carboidratos prontamente fermentáveis proporcionados pela cana-de-açúcar, aliado a queda da temperatura, resultaram em uma maior e mais rápida ação dos micro-organismos acidogênicos, liberando uma maior quantidade de ácidos graxos voláteis no meio, os micro-organismos metanogênicos não conseguiram consumir na mesma velocidade estes ácidos e a queda de temperatura diminuiu a atividade desses micro-organismos, necessitando um maior consumo das substâncias alcalinizantes para tentar tamponar o meio, no qual o maior consumo dessas substâncias ocasionaram menores valores de alcalinidade total dos biodigestores com cana.

SUNDH et al. (2003) verificaram quedas de alcalinidade total em biodigestores operados em condições estáveis, recebendo o mesmo tipo de substrato por três anos. As quedas foram de 7000 mg de CaCO_3 L⁻¹ para 5000 e 4000 mg de CaCO_3 L⁻¹ após sobrecarga única de 15 e 25 vezes a mais de glicose em relação à carga diária. Após o consumo da glicose pelos microrganismos, os substratos voltaram a apresentar valores semelhantes aos iniciais.

De acordo com a Figura 10, tanto o efluente sem cana quanto o efluente com cana tiveram comportamentos similares. O valor de alcalinidade total foi aumentando com o passar do tempo, indicando que o sistema estava produzindo substâncias alcalinizantes e estas estavam sobrando no meio, o que causou um aumento na alcalinidade total de ambos os tratamentos até a quinta semana. Porém a partir da sexta semana com a queda de temperatura e com a menor atividade principalmente dos micro-organismos metanogênicos, começou a sobrar ácidos no meio, estes ácidos foram neutralizados pelas substâncias alcalinizantes e a menor disponibilidade de substâncias alcalinizantes provocou uma queda nos valores de alcalinidade total. Esta situação permaneceu até a décima terceira

semana, no qual com a retomada do equilíbrio dos biodigestores, o consumo de substâncias alcalinizantes se normalizou e sobrando substâncias alcalinizantes no meio, que provocou um ligeiro aumento da alcalinidade total até a décima quarta semana, chegando a estabilidade nas três últimas semanas.

A Figura 10 apresenta os valores médios semanais dos biodigestores para os tratamentos com cana e sem cana de alcalinidade total.

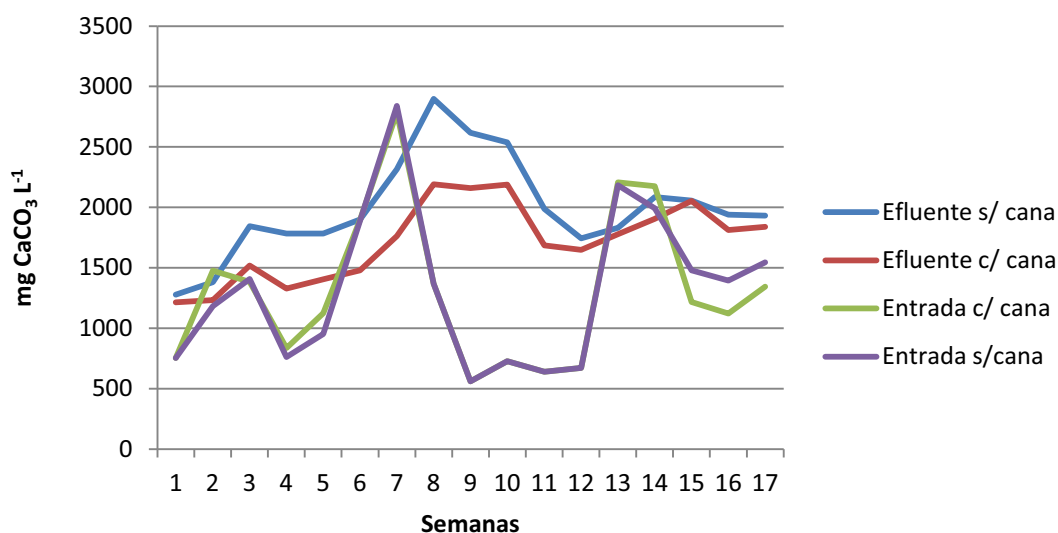


Figura 10. Distribuição média dos valores de alcalinidade total (mg CaCO₃ L⁻¹) ao redor do período experimental

O equilíbrio dos ácidos voláteis totais é importante nos estudos dos biodigestores anaeróbios. Altas concentrações podem afetar o processo bioquímico e, eventualmente, causar distúrbios no tratamento anaeróbio, podendo levar até mesmo a falência do sistema. A geração de grandes concentrações de ácidos voláteis acelera a atuação de bactérias acidogênicas, porém é inibitória aos micro-organismos metanogênicos, uma vez que não consomem os ácidos resultantes da acidogênese com a mesma velocidade em que são produzidos (LETTINGA, 1985).

A Figura 11 expressa valores médios de acidez volátil (ácidos ml L⁻¹) no decorrer do período experimental. Nas três primeiras semanas, devido as características do sistema de biodigestão anaeróbia, no qual há prevalência da fase hidrolítica e acidogênica, existe uma maior produção de ácidos voláteis do que o consumo pelo micro-organismos metanogênicos, com isto a uma sobra de ácidos no meio, que

provocou um aumento da acidez volátil nas três primeiras semanas para ambos os tratamentos e estes tiveram comportamento semelhante.

A partir da terceira semana com o equilíbrio entre as fases acidogênica e metanogênica, houve uma queda nos valores de acidez volátil, devido ao consumo dos ácidos produzidos na acidogênese pelos micro-organismos metanogênicos. Na sexta semana com a queda de temperatura, ocorreu uma menor atividade dos micro-organismos metanogênicos e como consequência ao sistema, houve sobra de ácidos voláteis no meio que causou um aumento nos valores de acidez volátil. Aumento este que chegou a níveis críticos para os biodigestores com cana que segundo KROEKER (1979), os ácidos voláteis são tóxicos para bactérias metanogênicas a concentração em torno de 2000 mgHCl^{-1} e passam a ser substratos ou material tóxico para determinadas bactérias responsáveis pela bioestabilização.

Segundo SILVA (2006), o acúmulo de ácidos voláteis indica desbalanceamento entre velocidades de consumo de matéria orgânica dos diferentes tipos de bactérias responsáveis pelo desempenho adequado do sistema de tratamento anaeróbio ou quando não existe mais efeito tampão devido a ausência de alcalinidade a bicarbonato, há probabilidade de ocorrência de problemas graves devido a diminuição do pH.

A situação de desequilíbrio e excesso de ácidos no meio permaneceu até a décima semana, onde com o reequilíbrio do sistema e recuperação da população de micro-organismos metanogênicos, o consumo de ácidos voláteis foi equiparado e houve uma melhoria dos valores de ácidos voláteis. Com o equilíbrio entre a produção de ácidos voláteis e consumo dos mesmo os valores de acidez volátil chegaram próximos a estabilidade na décima terceira semana e permaneceram até o final do experimento.

Comparados os efluentes com e sem cana, fica evidente que a inclusão de cana-de-açúcar triturada, devido esta possuir a sacarose, um carboidrato prontamente fermentável para os micro-organismos acidogênicos, é responsável por produzir uma maior e mais rápida quantidade de ácidos voláteis, que mesmo o sistema estando em equilíbrio, mesmo o sistema utilizando as substâncias alcalinizantes para tentar tamponar o meio, os biodigestores com cana a maior parte do período experimental teve valores maiores de acidez volátil que os biodigestores sem cana.

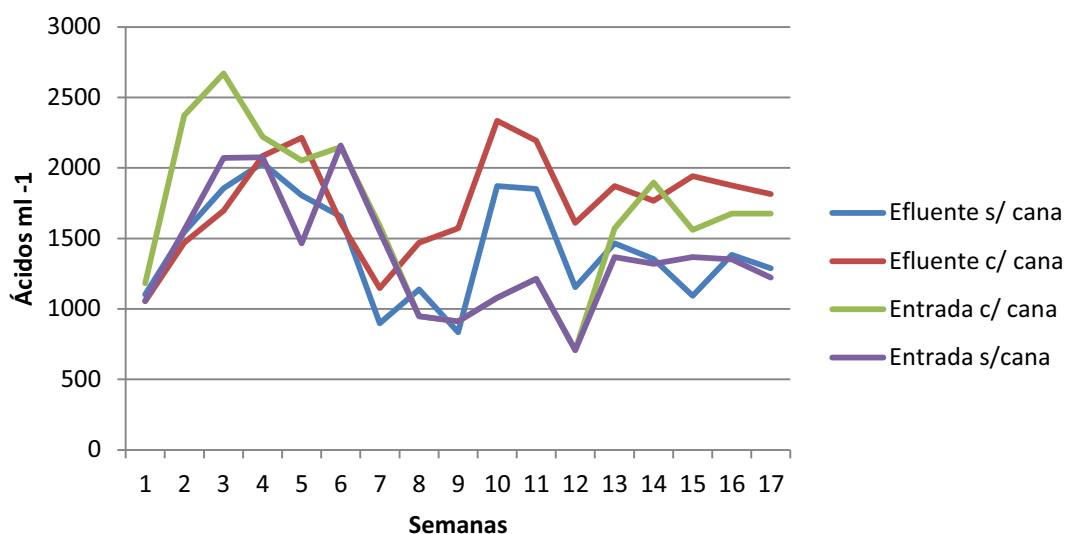


Figura 11. Distribuição média dos valores de acidez volátil (ácidos ml L⁻¹) ao redor do período experimental.

6.2 Produção, composição e volume de metano do biogás

As produções diárias de biogás, em ambos os tratamentos, apresentaram comportamentos semelhantes no decorrer do período experimental, conforme indicado na Figura 12. Iniciadas as cargas diárias pôde-se observar que, em menos de uma semana houve resposta dos biodigestores. Com o início das cargas diárias a produção de biogás aumentou em ambos os tratamentos, os biodigestores com cana tiveram uma melhor resposta, produzindo uma quantidade superior de biogás. Ambos os tratamentos tiveram um pico de produção de biogás na quinta semana, quando os biodigestores com cana produziram 0,025 m³ e os biodigestores sem cana produziram 0,016 m³, valor este 56% inferior.

Menezes (2011) trabalhando com inclusão de 5% e 10% de cana-de-açúcar em biodigestores batelada obteve pico de produção por volta da oitava semana com produção de 0,03 m³ de biogás para os tratamentos com 5% de cana. O tratamento com 10% de cana obteve seu pico de produção de biogás por volta da sexta semana produzindo cerca de 0,021 m³ de biogás.

Na sexta semana a queda na temperatura ambiente refletiu nos dados de produção de biogás. Os biodigestores de ambos os tratamentos tiveram a atividade de seus micro-organismos reduzidas e como consequência tiveram uma queda na produção de biogás, chegando a valores próximos a 0,005 m³.

Após o reestabelecimento das condições normais de temperatura ambiente, os biodigestores de ambos os tratamentos tiveram uma recuperação da produção de biogás na sétima semana, porém a queda na temperatura provocou um desequilíbrio nas populações de micro-organismos de ambos os biodigestores, no qual provocou a instabilidade de produção de biogás oscilando entre picos e quedas, esta situação permaneceu até a décima segunda semana.

Reestabelecido o equilíbrio em ambos os biodigestores, retomado os níveis ideais de pH, os biodigestores de ambos os tratamentos se encontravam em um patamar semelhante de produção na décima terceira semana. Na décima quarta semana, os biodigestores do tratamento 2 voltaram a receber cana triturada (3,5%) e já nessa mesma semana responderam à adição da cana, alcançando um pico na décima sétima semana, produzindo ao redor de $0,0021 \text{ m}^3$ de biogás enquanto os biodigestores com cana produziram $0,16 \text{ m}^3$, valor este 31% inferior.

Xavier (2005) trabalhou com inclusão de caldo de cana em biodigestores contínuos, obteve uma produção 16% superior de biogás para os biodigestores com caldo de cana comparado aos sem caldo de cana e atribuiu essa diferença a maior quantidade de sólidos voláteis proporcionado pelo caldo de cana.

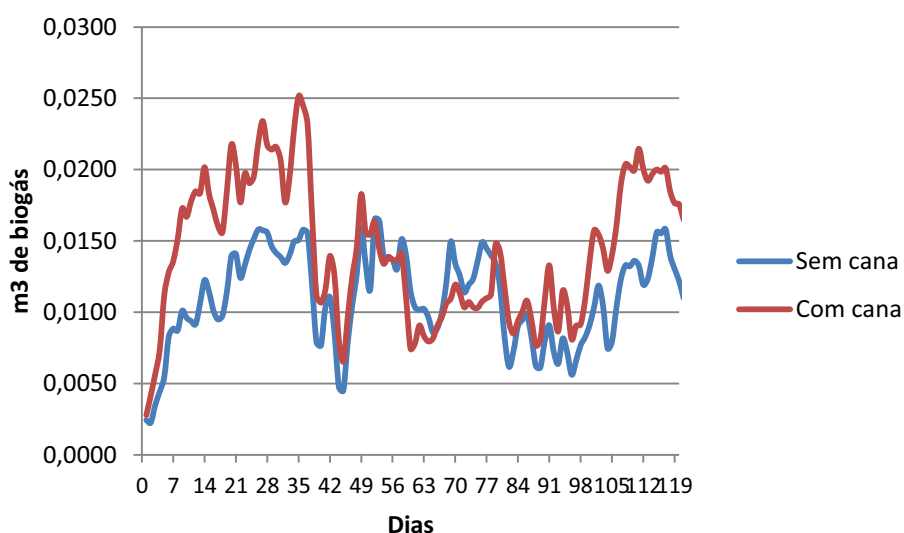


Figura 12. Distribuição da produção diária de biogás (m^3) ao longo do período experimental.

Pode-se observar na Tabela 9 a produção acumulada semanal de biogás em m^3 . Na primeira semana já houve uma diferença de 63% a mais na produção de

biogás dos biodigestores com cana triturada. Na segunda semana essa diferença foi ainda maior chegando a 77%. A partir da 3ª semana a diferença de produção entre os dois tratamentos começou a diminuir, devido aos problemas de queda de pH e aumento da acidez volátil. Essa situação permaneceu até sétima semana, quando a diferença produção dos biodigestores com cana para os biodigestores sem cana foi de apenas 3%.

A partir da oitava semana os biodigestores sem cana tiveram uma produção média semanal maior que os biodigestores com cana, diferença essa de 15%. Os biodigestores sem cana continuaram a produzir maior volume de biogás semanal até a décima primeira semana, quando tiveram produção 11% superior.

Com o restabelecimento das condições normais dos biodigestores com cana, estes apresentaram na décima segunda semana produção 14% superior aos biodigestores sem cana. Esta diferença se intensificou à medida que foi retomada a inclusão da cana triturada, décima terceira semana, sendo que na décima sexta semana, ambos os tratamentos tiveram um pico de produção de biogás, no qual os biodigestores com cana tiveram uma produção 33% superior.

A produção total de biogás (16% CV), foi superior a 5% de significância para os biodigestores abastecidos com cana, estes tiveram em todo período experimental produção de 1,69967 m³ de biogás, enquanto os biodigestores sem cana produziram um total de 1,30822 m³, valor este 30% maior. A maior produção de biogás pode ser atribuída a maior quantidade de sólidos voláteis adicionados nos biodigestores com cana. Xavier (2009), adicionou 6% e 8% de caldo de cana em biodigestores abastecidos com dejetos de vacas de leite e obteve um incremento de 36% e 32% respectivamente, na produção total de biogás, quando comparado com biodigestores sem adição de caldo de cana.

Menezes (2011), trabalhou com a inclusão de 5% e 7% em biodigestores batelada abastecidos com dejetos de vacas leiteiras e obteve uma produção total de 0,191m³ e 0,112m³ de biogás, já os biodigestores abastecidos apenas com dejetos bovinos produziram 0,021m³ de biogás.

Tabela 9. Produção semanal média acumulada de biogás (m³) dos tratamentos 1 e 2 .

Semana	Sem cana	Com cana
1	0,03521	0,05759
2	0,06982	0,12390
3	0,08026	0,12777
4	0,10118	0,14597
5	0,08028	0,11204
6	0,06489	0,08229
7	0,09921	0,10282
8	0,08091	0,06992
9	0,09118	0,07482
10	0,06986	0,07923
11	0,06700	0,06031
12	0,05881	0,06730
13	0,06541	0,09704
14	0,08789	0,13709
15	0,10006	0,13502
16	0,09991	0,13337
17	0,05634	0,09319
TOTAL	1,30822^b	1,69967^a

Diferença entre as médias durante o período experimental.

Médias nas colunas são mostradas por diferentes letras pelo teste T (student) $p < 0,005$.

A Tabela 10 apresenta o teor de metano do biogás de ambos os tratamentos. Pode ser observado que nas primeiras três semanas houve pouca variação nas concentrações do biogás ao comparar os dois tratamentos. No entanto, a partir da quarta semana os biodigestores com cana produziram 8% menos metano no seu biogás. Xavier (2005) obteve para biodigestores sem inclusão de caldo de cana uma produção mais acelerada e um maior pico de produção de metano quando comparado aqueles biodigestores com inclusão de caldo de cana.

Os biodigestores com cana continuaram a produzir um biogás com menor teor de metano, chegando a 14% inferior na oitava semana. Verifica-se nos biodigestores com cana, que a partir da sétima semana o teor de metano no biogás foi inferior a 50%, permanecendo abaixo deste valor até a nona semana, confirmando a predominância da fase acidogênica sobre a metanogênica, indicando a interferência direta sobre a qualidade do biogás. Xavier (2005), adicionou caldo de cana e se deparou com um período de instabilidade nos respectivos tratamentos, obteve um biogás com 40% de metano e atribuiu este fato pela inibição em parte dos micro-organismos metanogênicos.

Da décima terceira semana até o final do experimento os teores de metano estiveram acima dos 50% e mais próximos aos biodigestores sem cana.

Tabela 10. Valores médios semanais de metano (%) no biogás dos tratamentos 1 e 2.

Semana	Sem cana	Com cana
1	66,9	70,7
2	64,7	68,2
3	61,2	62,7
4	58,7	50,4
5	57,7	51,5
6	59,7	51,3
7	58,4	48,3
8	58,8	44,2
9	54,2	43,6
10	58,9	51,9
11	66,7	57,7
12	58,5	46,3
13	57,9	55,9
14	63,3	58,4
15	58,9	59,6
16	62,8	55,7
17	69,3	62,4

De acordo com a Figura 13 observa-se inicialmente uma queda no teor de metano nas três primeiras semanas, fato ocorrido devido ao início da fase hidrolítica, seguida de predominância da fase acidogênica sobre a fase metanogênica.

A partir da terceira semana, os biodigestores sem cana, apresentaram biogás de composição estável permanecendo na faixa de 60% de metano. Os biodigestores com cana apresentaram comportamento de instabilidade, que de acordo com DEMIRER & CHEN (2004) as bactérias acidogênicas têm crescimento rápido e pH ótimo de 5,2 a 6,5 ao passo que as metanogênicas crescem mais lentamente, como as acetogênicas, e o seu pH ótimo é de 7,5 a 8,5. Os valores de acidez maiores, alcalinidade e pH menores, indicam predominância da fase acidogênica sobre a fase metanogênica, fato este que reflete na qualidade do biogás. Segundo RIPLEY et al. (1986), os sintomas mais comuns de sobrecarga de MO no sistema são o aumento de CO₂ no biogás (ou redução do CH₄) e quedas de pH. Conforme pode ser observado na Figura 13 a partir da terceira semana, o percentual de metano começou a cair até a quinta semana.

Xavier (2005), trabalhando com dejetos de bovinos de leite e co-digestão com caldo de cana-de-açúcar em biodigestores contínuos, obteve em média 61,6% de metano para os biodigestores abastecidos apenas com dejetos de bovinos leiteiros e 58,8% de metano no biogás para os biodigestores em co-digestão com caldo de cana. Sagula (2012) trabalhou com inclusão de caldo de cana em co-digestão com cama de frango peneirada e obteve médias da porcentagem de CH₄ no biogás para os biodigestores contínuos sem caldo de cana de 53% e de 46% para a inclusão de 5% de caldo de cana.

Com as condições de acidez nos biodigestores com cana e o pH abaixo da faixa ótima para os micro-organismos metanogênicos, aliado a queda brusca de temperatura, contribuíram para uma maior redução nos teores de metano do biogás, chegando a partir da sexta semana e permanecendo até a décima semana com porcentagens inferiores a 50%.

Na décima primeira semana as condições nos biodigestores começaram a melhorar e reestabelecer a atividade ótima dos micro-organismos metanogênicos, com isso o teor de metano no biogás começou melhorar, na décima terceira semana as concentrações de metano já se encontravam estabilizadas e próximas a 60%, valor semelhante aos biodigestores sem cana. A reinclusão de cana triturada, 3,5%, na décima quarta semana, não interferiu significativamente na qualidade do biogás permanecendo com valores de metano próximos a 60%.

SUNDH et al. (2003) estudaram o efeito da sobrecarga de substrato com única dose de glicose na produção de biogás utilizando biodigestores de bancada. Os mesmos possuíam agitação e eram operados a 37° C, com substrato sintético por três anos, TRH de 20 dias e carga orgânica volumétrica de 1,00 g de SV L⁻¹ dia⁻¹. Os biodigestores receberam cargas 15 e 25 vezes a dose diária de glicose. Os autores coletaram amostras ao início e ao final do TRH (4 horas e 20 dias, respectivamente) e observaram que houve diferença na estrutura da comunidade microbiana e que toda a glicose foi consumida pelos micro-organismos em apenas 2 a 3 dias, sendo a maior parte do carbono recuperada na forma de CH₄ e CO₂. Enquanto a glicose esteve disponível no substrato, a quantidade de CO₂ excedeu a de CH₄.

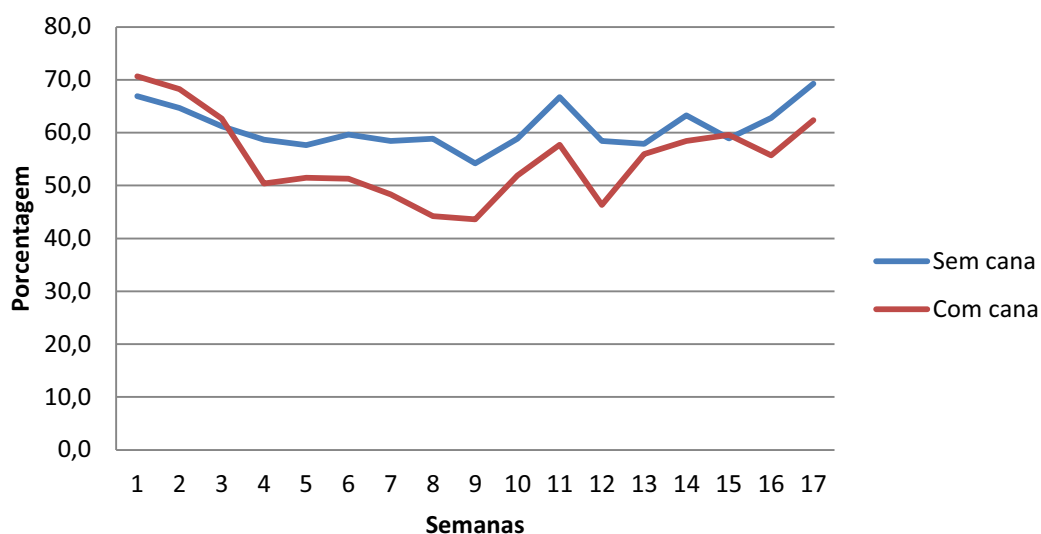


Figura 13. Composição média de metano no biogás tratamentos 1 e 2 .

Na Tabela 11 estão apresentados os valores médios semanais de volume de metano (m^3), o volume de metano é função da produtividade diária de biogás e teor de metano no biogás.

Com relação aos dados apresentados na Tabela 11, nas primeiras três semanas, a maior produção de biogás dos biodigestores com cana (Figura 12), aliado a uma pequena diferença na porcentagem de metano do biogás (Figura 13), foi responsável por apresentar maiores volumes de metano. Na primeira semana os biodigestores com cana tiveram um volume de metano 73% superior.

Com o passar do tempo, a produção diária de biogás continuou superior para os biodigestores com cana, e apesar da concentração de metano no biogás ter diminuído, na quinta semana apresentou volume 24% superior de metano. Os problemas de pH, intensificado pela queda de temperatura foram responsáveis por reduzir ainda mais a atividade dos micro-organismos metanogênicos a partir da sexta semana, a diferença de volume de metano produzido era de apenas 9%.

A partir da sétima semana, o maior volume de biogás produzido, aliado ao maior teor de metano no biogás, proporcionou aos biodigestores sem cana, volume de metano 16% superior, este cenário de superioridade permaneceu até a décima segunda semana. Na décima terceira semana, a recuperação do volume de biogás produzido pelos biodigestores com cana, mesmo com o menor teor de metano no biogás, foi necessário para proporcionar um volume de metano 43% maior. No decorrer do período experimental os biodigestores com cana voltaram a produzir um maior volume de biogás e reduziram a

diferença na concentração de metano no biogás, resultando em um maior volume de metano até o final do experimento, na décima sétima semana a diferença foi de 49%.

Xavier (2005), chegou a produzir 42% a mais de metano quando incluiu caldo de cana em biodigestores contínuos, comparado com biodigestores sem inclusão de caldo de cana.

Não foi encontrado diferença significativa para a produção total de metano de (m^3) entre os tratamentos a 5% de significância (13% CV), ambos os tratamentos produziram um volume de metano semelhante, sendo que os biodigestores com cana apresentaram uma tendência de superioridade.

Tabela 11. Volume médio semanal (m^3) de metano nos tratamentos 1 e 2.

Semana	Sem cana	Com cana
1	0,0235	0,0407
2	0,0451	0,0845
3	0,0491	0,0801
4	0,0594	0,0735
5	0,0463	0,0577
6	0,0387	0,0422
7	0,0579	0,0497
8	0,0476	0,0309
9	0,0494	0,0326
10	0,0411	0,0411
11	0,0447	0,0348
12	0,0344	0,0312
13	0,0379	0,0543
14	0,0556	0,0801
15	0,0589	0,0804
16	0,0627	0,0743
17	0,0390	0,0581
TOTAL	0,7913	0,9462

Diferença entre as médias durante o período experimental.

Médias nas colunas são mostradas por diferentes letras pelo teste T (student) $p < 0,005$.

6.3 Teores de Sólidos Totais e Voláteis

A Tabela 12 apresenta os valores semanais de teores de sólidos totais dos afluentes e efluentes dos tratamentos 12.

Com base nos dados apresentados na Tabela 12 é possível notar que quando são comparados os afluentes e efluentes, tanto os biodigestores sem cana quanto os com cana, os valores do efluente são inferiores aos valores do afluente, comprovando o poder de redução de sólidos totais do sistema de biodigestão anaeróbia pelos micro-organismos presentes no sistema.

Ao comparar os teores de sólidos totais dos afluentes sem cana e com cana, pode-se notar que os afluentes com apresentam porcentagem de sólidos totais maiores que os biodigestores sem cana. O fato ocorreu devido a adição da cana triturada que proporcionou maiores porcentagens de sólidos totais. Outro fato a ser notado é a diferença no teor de sólidos totais do com cana, as porcentagens de sólidos totais das oito primeiras semanas, quando foi adicionado 7% de cana triturada, apresentaram valores superiores se comparado com as quatro últimas semanas, no qual se adicionou 3,5% de cana triturada.

Na comparação realizada entre os efluentes, é possível verificar que não existe uma grande diferença percentual de sólidos totais entre os efluentes na mesma intensidade que ocorre nos afluentes, este fato pode ter ocorrido devido a sedimentação do material adicionado nos biodigestores com cana, mesmo utilizando o sistema de agitação.

Tabela 12. Teores médios de sólidos totais em porcentagem.

Semana	Sem cana		Com cana	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
1	2,10	1,31	2,59	1,13
2	1,54	1,36	3,28	1,43
3	2,14	1,96	3,73	1,58
4	2,18	2,01	4,52	2,34
5	1,95	1,72	5,47	2,01
6	1,65	1,69	3,82	1,84
7	2,56	1,60	3,43	1,57
8	3,28	1,56	3,41	2,77
9	3,11	1,58	0,00	1,77
10	1,61	1,57	0,00	1,58
11	1,61	1,50	0,00	1,40
12	1,55	1,29	0,00	1,61
13	1,93	2,02	0,00	2,46
14	1,70	1,73	2,73	1,90
15	1,85	1,70	1,52	2,28
16	1,83	1,82	1,42	2,22
17	2,02	1,67	2,55	1,80

A Tabela 13 apresenta a porcentagem média de cada semana de sólidos voláteis.

De acordo com a Tabela 13 pode-se constatar que a inclusão de cana triturada, tanto 7%, da primeira a oitava semana, como 3,5%, da décima terceira a décima sétima semana, proporcionou um percentual superior de sólidos voláteis, quando se realiza a comparação entre os efluentes.

A diferença dos afluentes entre os tratamentos é inferior no período em que foram adicionados 3,5% de cana triturada. Nota-se o comportamento semelhante quando é comparado os percentuais de sólidos voláteis dos efluentes sem e com cana.

Tabela 13. Teores médios de sólidos voláteis em porcentagem.

Semana	Sem cana		Com cana	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
1	1,502	0,967	2,320	0,783
2	1,359	1,322	2,769	1,452
3	1,626	1,639	2,735	1,433
4	1,421	1,790	2,472	2,075
5	2,217	1,637	4,161	1,888
6	1,577	1,308	4,368	1,590
7	1,318	1,391	3,015	1,455
8	2,158	1,345	2,813	1,256
9	2,818	1,250	0,000	2,258
10	2,703	0,890	0,000	1,455
11	1,375	1,183	0,000	1,282
12	1,369	1,113	0,000	1,136
13	1,350	1,198	0,000	1,334
14	1,554	1,604	1,936	2,104
15	1,358	1,411	2,159	1,572
16	1,421	1,404	2,200	1,670
17	1,440	1,473	1,450	1,783

6.4 Potenciais de produção de biogás

A Tabela 14, apresenta os potenciais de produção de biogás do primeiro período (0-30 dias) quando foi incluído 7% de cana triturada. A produção total (PT) de biogás foi significativamente superior a 5% (24% CV) para os biodigestores com cana, estes produziram 58% mais biogás do que os biodigestores sem cana. Menezes (2011),

trabalhou com a inclusão de 5% e 7% de cana em biodigestores batelada em co-digestão com dejetos de bovinos leiteiros e encontrou a produção de 0,19m³, 0,11m³ e 0,02m³ de biogás total dos tratamentos com 5%, 7% e 0% de inclusão de cana.

A produção total de biogás por quilograma de substrato adicionado (PT/subs), foi maior para os biodigestores com cana, este a 5% de significância (24% CV) apresentaram uma produção 57% maior que os biodigestores abastecidos sem cana. Sagula (2012), abasteceu biodigestores contínuos com cama-de-frango peneirada e 5% de caldo de cana e obteve uma produção de 0,0095m³ de biogás por quilograma de substrato e este tratamento foi 50% maior que os biodigestores que não receberam caldo de cana.

As produções totais por quilograma de sólidos totais (PT/ST ad) e sólidos voláteis (PT/SV ad) não foram significativamente diferentes entre os tratamentos (12% e 13% CV respectivamente), este fato pode ser explicado pela maior inclusão de sólidos totais e sólidos voláteis nos biodigestores com cana, o que refletiu em uma maior produção de biogás, igualando os valores PT/ST ad e PT/SV ad.

Sagula (2012), incluiu 5% de caldo de cana-de-açúcar em biodigestores abastecidos com cama-de-frango peneirada e obteve 0,45 m³ de biogás por quilograma de sólidos totais adicionados, valor 42% superior ao tratamento sem caldo de cana. Menezes (2011), incluiu 5% e 7% de cana em biodigestores batelada com dejetos de bovinos leiteiros e obteve as seguintes produções 2,47 e 1,38m³ de biogás por quilograma de sólidos totais adicionados para os tratamentos com 5 e 7% respectivamente e 2,94 e 1,61m³ de biogás por quilograma de sólidos voláteis adicionados.

A produção total de biogás por quilograma de dejetos adicionado (PT/Dej) foi superior a 5% de significância (24% CV) para os biodigestores com cana, a superioridade foi de 57%.

Tabela 14. Potencias de produção total (PT), produção total por quilograma de substrato (PT/subs), produção total por quilograma de sólidos totais adicionados (PT/ST ad), produção total por quilograma de sólidos voláteis (PT/SV ad), produção total por quilograma de dejetos adicionados, no primeiro período, em metros cúbicos.

	PT	PT/Subs	PT/ST ad	PT/SV ad	PT/Dej
Sem Cana	0,5 ^b	0,0081 ^b	0,456	0,549	0,065 ^b
Com Cana	0,79 ^a	0,0127 ^a	0,393	0,49	0,102 ^a

Diferença entre as médias durante o período experimental.

Médias nas colunas são mostradas por diferentes letras pelo teste T (student) p<0,005.

A Tabela 15 é referente ao segundo período (31-60 dias) quando foram incluídos 7% de cana triturada e apresenta os potenciais de produção de biogás dos respectivos tratamentos.

Ao comparar a PT de biogás, não é encontrada diferença significativa entre os tratamentos (17% CV), ambos os tratamentos tiveram produção de biogás semelhante, esta semelhança foi provocado pela condição de acidez verificada nos biodigestores com cana, que passaram a produzir um menor volume de biogás, menor que resultou na igualdade de produção.

A condição de menor produção de biogás dos biodigestores com cana e igualdade na produção total de biogás, refletiu nos valores de PT/Subs e PT/Dej, estas variáveis não apresentaram diferença estatística (17% CV).

A PT/SV ad e PT/ST ad foi significativamente superior (27% CV) para os tratamentos sem cana. O acontecido é explicado pela menor inclusão de sólidos totais e sólidos voláteis nos biodigestores sem cana e a semelhança na produção total de bioás, foram suficientes para proporcionar uma superioridade de 61% para a PT/ST ad e para a PT/SV ad.

Tabela 15. Potencias de produção total (PT), produção total por quilograma de substrato (PT/subs), produção total por quilograma de sólidos totais adicionados (PT/ST ad), produção total por quilograma de sólidos voláteis (PT/SV ad), produção total por quilograma de dejetos adicionados, no segundo período, em metros cúbicos.

	PT	PT/Subs	PT/ST ad	PT/SV ad	PT/Dej
Sem Cana	0,57	0,0093	0,438 ^a	0,541 ^a	0,074
Com Cana	0,67	0,0109	0,271 ^b	0,336 ^b	0,087

Diferença entre as médias durante o período experimental.

Médias nas colunas são mostradas por diferentes letras pelo teste T (student) $p < 0,005$.

A tabela 16 é referente ao terceiro período, quando foram adicionados 3,5% de cana triturada e apresenta os valores de potenciais de produção de biogás.

A PT, foi superior a 5% de significância (23% CV), os biodigestores com cana produziram 49% mais biogás que os biodigestores sem cana, quando foi incluído 3,5% de cana triturada. A PT superior para os biodigestores com cana, refletiu na PT/Subs,

no qual, os biodigestores com cana apresentaram produção significativa a 5% (23% CV), superioridade de 50% em relação aos biodigestores sem cana.

A comparação no que diz respeito a PT/ST ad é superior a 5% de significância para os biodigestores com cana (22%CV), a diferença na quantidade de sólidos totais proporcionada pela inclusão de 3,5% de cana triturada foi pequena e a maior produção total de biogás, foram responsáveis por uma produção 46% maior de sólidos totais adicionados.

A respeito da PT/SV ad, não houve diferença estatística a 5% de significância entre os tratamentos (13% CV). A inclusão de 3,5% de cana triturada proporcionou uma maior diferença na quantidade de sólidos voláteis adicionados, o que refletiu em uma maior produção total de biogás, os biodigestores sem cana, tiveram uma menor quantidade de sólidos voláteis adicionados e uma menor produção total de biogás, como consequência a relação produção total de biogás por sólidos voláteis adicionados foi semelhante entre os tratamentos.

Os biodigestores com cana tiveram uma produção de biogás por quilograma de dejetos superior a 5% de significância (23% CV) comparado com os biodigestores sem cana, a inclusão de 3,5% de cana melhorou em 50% o potencial de produção de biogás dos dejetos.

Tabela 16. Potencias de produção total (PT), produção total por quilograma de substrato (PT/subs), produção total por quilograma de sólidos totais adicionados (PT/ST ad), produção total por quilograma de sólidos voláteis (PT/SV ad), produção total por quilograma de dejetos adicionados, no terceiro período, em metros cúbicos.

	PT	PT/Subs	PT/ST ad	PT/SV ad	PT/Dej
Sem Cana	0,51 ^b	0,0082 ^b	0,45 ^b	0,57	0,065 ^b
Com Cana	0,76 ^a	0,0123 ^a	0,66 ^a	0,68	0,098 ^a

Diferença entre as médias durante o período experimental.

Médias nas colunas são mostradas por diferentes letras pelo teste T (student) $p < 0,005$.

6.5 Minerais nos Afluentes e Efluentes.

Os teores de minerais na matéria seca, presente nos afluentes e nos efluentes dos respectivos tratamentos são apresentados na tabela 26

Tabela 17. Teores de macrominerais (g/100g) dos afluentes e efluentes dos tratamentos 1 e 2.

		Sem cana	Com cana
N	Afluente	3,42	3,05
	Efluente	3,49	3,41
P	Afluente	1,12	0,87
	Efluente	1,54	1,31
K	Afluente	2,14	2,62
	Efluente	2,57	2,72

Observa-se na tabela 17, que os teores de todos os nutrientes em ambos tratamentos, foram maiores nos efluentes que nos afluentes, fato explicado pela redução de sólidos voláteis, que provoca a concentração dos minerais.

O biofertilizante dos biodigestores sem cana apresentaram valores próximos de nitrogênio. Ao observar os valores de fósforo notamos uma quantidade 17% superior para os biodigestores sem cana. Os teores de potássio dos biodigestores com cana apresentaram valores apenas 5% superior.

Xavier (2005) trabalhando com dejetos de vacas leiteiras obteve os seguintes teores de nutrientes no biofertilizante: 3,38% de N; 3,03% de P; 2,50% de K. Menezes (2011) obteve os seguintes valores de nutrientes para o biofertilizante em biodigestores batelados com adição de 5% de adição de cana triturada : 1,90 % de N; 1,15% de P e 1,12% de K para os afluentes. 2,37% de N; 0,71 % de P e 2,57% de K para os efluentes.

7 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos durante o experimento permitem concluir que:

A adição de 7% de cana-de-açúcar em 60 dias, aliada a queda brusca de temperatura, provocou o aumento da concentração de ácidos voláteis, a redução da alcalinidade total e queda do pH.

A adição de cana-de-açúcar triturada promoveu um aumento de 30% na produção total de biogás. O volume total de metano produzido foi semelhante entre os tratamentos.

No primeiro e no terceiro período a adição de cana-de-açúcar triturada foi responsável por um aumento de 58% e 49% respectivamente, na produção total de biogás, e por um aumento de 57% e 50% respectivamente, nos potenciais de produção de biogás por quilograma de substrato e por quilograma de dejetos adicionados.

Os efluentes dos biodigestores de ambos os tratamentos apresentaram maiores valores de minerais que os seus respectivos afluentes.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMORIM, A. C.; LUCAS JÚNIOR, J.; RESENDE, K. T. Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: Efeito das estações do ano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.25, n.1, p.57-66, 2005.

ANUALPEC. **Anuário da pecuária brasileira**. Agra FNP Pesquisas Ltda. 360p. 2009.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 18th ed. Washington, DC, 1992.

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington, DC, 1995.

APHA. AWWA. WPCF. - American Public Health Association **Standart methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, 2000.

AZEVÊDO, J.A.G.; PEREIRA, J.C., CARNEIRO, P.C.S., QUEIROZ, A.C., BARBOSA, M.H.P.; FERNANDES, A.M.; RENNÓ, F.P. Avaliação da divergência nutricional de variedades de cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*). **Revista Brasileira de Zootecnia**, 32: 1431-1442, 2003.

BARUMETRE DU BIOGAS – 6 MTO Produits in 2005- Euroserver, 2006.

BATAGLIA, O. G. et.al. Métodos de análises químicas de plantas. **Boletim Técnico**, Campinas: Instituto Agrônômico, 1983. 48p.

BAVARESCO, A. S. L. **Lagoas de aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos**. Florianópolis: Universidade de Santa Catarina, 1998. 78 p.

BICKERT, W. G. et al. **Dairy housing and equipment handbook**. 5 edition, Midwest, Plan Service -7, 1995.

BICUDO, J. R. P. W. A exploração leiteira compatível com o ambiente. **Holstein**, New York, n.15, p.56-62, 1999.

BICUDO, J. R. P. W.; RIBEIRO, R. R. Efluentes produzidos nas explorações de gado leiteiro: Tecnologia de tratamento – Digestão anaeróbia. **Holstein**, New York, n.6, p.52-57, 1996.

BRONDANI, J. C. **Biogás e biodigestores: Balanço energético, possibilidades de utilização e mitigação do efeito estufa**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás**. 1985. 75f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1985.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Development and operation of the upflow anaerobic sludge blanked reactor treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale. **Revista Ciências e Agroecologia**, v. 30, p. 140-147, 2006.

CARDOSO, E. G. **Engorda de Bovinos em Confinamento: aspectos gerais**. EMBRAPA-CNPQC. Campo Grande. 36p. 1996.

CARTER, M. S. Contribution of nitrification and denitrification to N₂O emissions from urine patches. **Soil Biology Biochemistry**. Oxford, v.39, p.2091-2102, 2007.

CASTANÓN, N. J. B. **Biogás, originado a partir dos rejeitos rurais**. Trabalho apresentado na disciplina: Biomassa como Fonte de Energia - Conversão e utilização. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2002. 66 p.

CHIANESE, D. S.; ROTZ, C. A.; RICHARD, T. L. Simulation of nitrous oxide emissions from dairy farms to assess greenhouse gas reduction to grassland. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, p.277-287, 2000.

COLEN, F. **Potencial energético do caldo de cana-de-açúcar como substrato em reator UASB**. 2003. 85 f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2003.

COMASTRI FILHO, J. A. BIOGÁS: Independência energética do pantanal mato-grossense. EMBRAPA, Corumbá-MS, **circular técnica** n° 9, out. 1981.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Metodologia de Cálculo dos Custos de Produção**. Disponível em: www.conab.gov.br/conabweb/download/safra/custosproducaometodologia.pdf. 2007.

CONE, M. Farms try to clean up their act. **Jornal “Los Angeles Times”**, 28 de abril de 1998.

BEAERE, L. Start-up of continuous dry digestion plant energy crops. International conference : Renewable resources and biorefineries, Groent, Belgium, June 4-6, 2007.

DE KLEIN, C.A.M., ECKARD, R.J. Targeted technologies for nitrous oxide abatement from animal agriculture. **Aust. J. Exp. Agric.** 48, 14–20, 2008.

DEGANUTTI, R. et al. **Biodigestores rurais**: modelo indiano, chinês e batelada. In: 40 encontro de energia meio rural. São Paulo, 2002. Faculdade de Arquitetura, Artes e Comunicação. UNESP. São Paulo, 2002.

DEMIRER, G. N.; CHEN, S. Anaerobic biogasification of undiluted dairy manure in leaching bed reactors. **Waste Management**, v. 28, n. 1, p. 112-119, 2008.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogás from waste and renewable resources**: an introduction. Weinhein-Germany: Verlag GmbH & Co. KGaA, 2008.

DILALLO, R. & ALBERTSON, O E. Volatile acids by direc titration. **Journal Water Pollution Control federation**, Alexandria, v. 33, n. 4, p. 356-365, abril, 1961.

DOMINGUES, P. F.; LANGONI, H. **Manejo sanitário animal**. Epub, pg. 59 à 75 Rio de janeiro, 2001.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. **Manual**. Concórdia – Santa Catarina, 188p. 2003.

FACTOR, T. L.; JAIRO, A. C. A.; VILELLA JÚNIOR, V. E. Produção de pimentão em substratos e fertirrigação com efluente de biodigestor. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.2, p.143–149, 2008.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Livestock's long shadow**: environmental issues and options. Net Rome, 2006. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/010/a0701e/a0701e00.htm>>. Acesso em: dez 2007.

FEANSIDE, P. M. Greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. pp. 231-149 In: R. Lal, J. M. Kimble and B.A. STEWART (eds). **Global Climate Change and Tropical Ecosystems. Advances in Soil Science**. CRC Press, Boca Raton, Florida . 438pp. 2000.

FERNÁNDEZ, A.; SÁNCHEZ, A.; FONT, X. Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. **Biochemical Engineering Journal**, Amsterdam, v. 26, p. 22-28, 2005.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 2, p. 29-52.

GASPAR, R. M. B. L. **Utilização de Biodigestor em Pequenas e Médias Propriedades Rurais com Ênfase na Agregação de Valor**: Um Estudo de Caso na Região de Toledo-PR, 2003. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Faculdade de Engenharia de produção e sistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2003.

GÓMEZ, X. et al. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes: conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. **Renewable Energy**, Schenectady, v. 31, n. 2, p. 2017-2024, 2006.

GUYOT, G. **Climatologie de L'environnement**: de la plante aux écosystemes. [S.l.]: Ed. Masson, 1997. 505p.

HARDOIN, P. C. **Efeito da temperatura de operação e da agitação mecânica na eficiência da biodigestão anaeróbia de dejetos bovinos**. Jaboticabal: 1999. 88p. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista.

HARDOIM, P. C.; GONÇALVES, A. D. M. A. **Avaliação do potencial do emprego do biogás nos equipamentos utilizados em sistemas de produção de leite**. Departamento de Engenharia, Universidade Federal de Lavras, 2003.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. **Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem**. *Advances in Agronomy*, v.49, p.119-199, 1993.

IBGE. **Censo agropecuário**: resultados preliminares. Rio de Janeiro, 2006.

JENKINS, S. R.; MORGAN, J. M.; ZHANG, X. Measuring the usable carbonate alkalinity of operating anaerobic digesters. **Journal WPCF**, Alexandria, v. 63, n. 1, p. 28-34, 1991.

JOHNS, M. R. Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: a review. **Bioresource Technology**, v. 54, p. 203-216, 1995.

KIHEL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. 1 ed. São Paulo. Ceres. 1985. 492p.

KREUZER, M.; HINDRISCHESEN, I. K. Methane mitigation in ruminants by dietary means. The role of their methane emission from manure. **International Congress Series**, v 1293, p. 199-206, 2006.

Kroeker, E.J. Anaerobic treatment process stability. *Journal WPCF*, London, v.51, n.4, 1979, 718p.

KUNZ, A. et al. Eficiência de um biodigestor na estabilização de dejetos de suínos durante os meses de inverno no oeste de Santa Catarina. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande –MS. **Anais...**, 2005.

LA FARGE, B. **Le biogaz: procédés de fermentation méthanique**. Paris: Masson, 1995. 237p.

LANDELL, M. G. de A.; CAMPANA, M. P.; RODRIGUES, A. de A.; CRUZ, G. M.; BATISTA, L. A. R.; FIGUEREDO, P.; SILVA, M. A.; BIDOIA, M. A. P. A variedade IAC 86-2480 como nova opção de cana-de-açúcar para fins forrageiros: manejo de produção e uso na alimentação animal. **Boletim Técnico IAC**, Campinas, 36p, 2002.

LAZARINI NETO, S.; NEHMI, V. A. **A pecuária de corte moderna: produtividade e lucro**. s. e., s. l., s.d., 71p, 2010.

LEPISTÖ, R.; RINTALA, J. Conversion of volatile fatty acids in an extreme thermophilic (76-80°C) upflow anaerobic sludge-blanket reactor. **Bioresource Technology**, v. 56, p. 221-27, 1996.

LETTINGA, G. (1985). Anaerobic treatment of sulfate containing wastewater. Bioenvironmental Systems.

LIMA M. A.; PESSOA M. C. P. Y. LIGO M. A. V.; NEVES M. C. **Emissões de oxido nitroso provenientes de solos agrícola.** Relatório de Referência, Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Ministério da Ciência e Tecnologia, EMBRAPA. 127 pp. 2006 b.

LODMAN, D. W.; BRANINE, M. E.; CARMEAN, B. R.; ZIMMERMAN, P.; WARD, G. M.; JOHNSON, D. E.; Estimathes of methane emission from manure of U.S. cattle. **Chemosphere.** Oxford, v.26, p.189-199, 1993.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**, 4ª edição, editora agronômica “Ceres” São Paulo, 1979.

MALAVOLTA, E. et al. Micronutrientes, uma visão geral. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. **Micronutrientes na Agricultura.** Piracicaba: POTAFOS / CNPq, 1991. p. 1-33.

MANSO, K. R. J.; FERREIRA, O. M. **Confinamento de bovinos: estudo do gerenciamento dos resíduos.** Goiânia, Universidade Católica de Goiás, Departamento de Engenharia – Engenharia Ambiental, 2007.

MATTER, J. M. et al. Co-digestão de resíduos de incubatório e águas residuárias agroindustriais: fase batelada. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 2., 2011, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu. Concórdia: SBERA, 2011. v. 2. p. 1-4.

MAYA, F. L. A. **Produtividade e viabilidade econômica da recria e engorda de bovinos em pastagens adubadas intensivamente com e sem o uso da irrigação.** 2003. 156p. Dissertação (Mestrado em Economia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MENEZES, L, S. **Cana-de-açúcar e silagem de cana em co-digestão com esterco bovino na produção de biogás.** 2011. Tese (Doutorado em Zootecnia)- Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal,2011.

Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000 APUD PEDREIRA, M. S.; PRIMAVESI, O. **Nutrição de Ruminantes**, Jaboticabal: Funep, 2006.

Ministério da Ciência e Tecnologia. Coordenação-Geral de Mudanças Globais e Clima. **Comunicação Nacional Inicial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima.** Brasília: MCT, 2004. 274p.

MONTENY, G. J.; VOLKOF, B.; CERRI, C. C.; BERNOX, N. Soil properties under Amazon forest and changes due pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterda, v. 70, p. 63-81, 1996.

MOORE, J. A. & HART, J. M. Manure Management System Design Strategies: How and Why. **Journal of Dairy Science.** v. 80, n. 10, p. 2655-2658, 1997.

MOSEY, F. E. Mathematical modeling of the anaerobic process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. **Water Science Technology**, v. 15, p. 209-32, 1983.

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

NOVAES, R. F. V. Microbiology of anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 18, n. 12, p. 1-14, 1986.

NUSSIO, L. G.; SCHMIDT, P. Tecnologia de produção e valor alimentício de silagens de cana-de-açúcar. In. SIMPÓSIO SOBRE PRODUÇÃO E UTILIZAÇÃO DE FORRAGENS CONSERVADAS, 2., 2004. Maringá. **Anais...** Maringá: UEM/CCA/DZO, 2004. p. 1-33.

OLIVEIRA, P, A, V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1993. 188p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 27).

OLIVEIRA, R. A.; CAMPELO, P. L. G.; MATOS, A. T.; MATINEZ, M. A.; CECON, P. R. Influência da aplicação de águas residuárias da suinocultura na capacidade de infiltração de um solo Podzólico vermelho amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 4, n. 2, p. 263-267, 2000.

PAULA, A. N. **Biogás: O combustível do futuro**. Dissertação (Mestrado em Fontes Alternativas de Energia) – Departamento de Engenharia, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

PAULETTI, V. **Nutrientes: teores e interpretações**. Castro-PR, 2004. 86p.

PECORA, V. **Implantação de uma Unidade Demonstrativa de Geração de Energia Elétrica a partir de Biogás de Tratamento de Esgoto Residencial da USP- Estudo de Caso**. Dissertação (Mestrado) - Programa Interunidades de Pós-graduação em Energia. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

PEIXOTO, A. M. **Confinamento de bois**, 41B edição, editora globo, 1986.

PEIXOTO, A. M. **Enciclopédia Agrícola Brasileira**, Piracicaba: Edusp, 1998.

PEREIRA, J.; FANGUEIRO, D.; CHADWICK, D. R.; MISSELBROOK, T. H.; COUTINHO, J.; TRINDADE, H. Effect off cattle slurry pre tratamet by separation and addition of nitrification inhibitors on gaseous emission and N dynamics: A laboratory study. **Chemosphere**, Oxfford, v. 79, p. 620-627, 2010.

PILLON, C. N. et al. Diagnóstico das propriedades suinícolas da área de abrangência do consorcio Lambari/SC. **Documentos**, Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, n.84, 33f, 2003.

RIPLEY, L. E; BOYLE, W. C & CONVERSE, J. C. 1986. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*, 58: 406-411.

SAGNAFREDO, M. A. Os dejetos suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Caderno de Ciência e Tecnologia**. Brasília, v. 16, p. 129-141, 1999.

SAGULA, A. L. **Biodigestão anaeróbia de cama de frango em co-diestão com caldo de cana-de-açúcar**. 2012. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012.

SANTOS, T. M. B.; LUCAS JR. J. Produção de biogás a partir de três tipos de cama obtidos em dois ciclos de criação de frangos de corte. **Revista Engenharia Agrícola**. Jaboticabal. v.17, n.2, p.9-20, 1997.

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

SAS INSTITUTE. Program version 9.1. Cary, 2002.

SILVA, D. J. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos**. Viçosa: Editora Universitária, 1981. 166p.

SILVA, A. J. et al. *Evaluation of support materials for the immobilization of sulfate-reducing bacteria and methanogenic archaea*. *Anaerobe*, v. 12, p. 93-98, 2006.

SOAREZ, R. C; SILVA, R. C. M. **Evolução histórica do uso do biogás como combustível**. 2006.

SOSNOWSKI, P. et al. Kinetic investigation of methane co-fermentation sewage sludge and organic fraction and municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 99 5531, 2008.

SOUZA, M.E.; Fatores que Influenciam a Digestão Anaeróbia. *Revista DAE – V. 44 N° 137 – Junho (1984)*.

STEIL, L. **Avaliação do uso de inóculos na biodigestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos**. 2001. 108f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia), - Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2001.

SUNDH, I; CARLSSON, H; NORDBERG, A; HANSSON, M & MATHISEN B. 2003. Effects of glucose overloading on microbial community structure and biogas production in a laboratory-scale anaerobic digester. *Bioresource Technology*, 89: 237-243.

TOERIEN, D. F.; HATTINGH, W. H. J. Anaerobic digestion I. the microbiology of anaerobic digestion. **Water Research**, v. 3, p. 385-416, 1969.

UMEBARA, T. **Microfiltração de caldo de cana**: caracterização do caldo permeado e retentado. 2010. 100 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos)-Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

VALADARES FILHO, S. C.; MAGALHÃES K. A.; ROCHA Jr., V. R. et al. **Tabelas brasileiras de composição de alimentos para bovinos**. 2.ed. Viçosa, MG: UFV, 2006. 239p.

XAVIER, C.A.N. **Biodigestão anaeróbia de dejetos em sistema de produção de leite: obtenção de parâmetros e dimensionamento**. 2005. 90f. . Tese (Mestrado em Zootecnia-Área de Concentração em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2005.

WEDEKIN, V. S. P.; BUENO, C. R. F.; AMARAL, A. M. P. **Análise econômica do confinamento de bovinos**. Informações Econômicas, São Paulo, v. 24, n. 9, p. 123-31, Set. 1994.