

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**"BIODIGESTÃO ANAERÓBIA E COMPOSTAGEM DE DEJETOS
DE SUÍNOS, COM E SEM SEPARAÇÃO DE SÓLIDOS**

MARCO ANTONIO PREVIDELLI ORRICO JUNIOR

Zootecnista

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

2007

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**"BIODIGESTÃO ANAERÓBIA E COMPOSTAGEM DE DEJETOS
DE SUÍNOS, COM E SEM SEPARAÇÃO DE SÓLIDOS**

MARCO ANTONIO PREVIDELLI ORRICO JUNIOR

Orientador: Prof. Dr. Jorge de Lucas Junior

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Campus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Zootecnia.

JABOTICABAL – SÃO PAULO – BRASIL

Dezembro de 2007

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Marco Antonio Previdelli Orrico Junior - filho de Marco Antonio Previdelli Orrico e Maria de Lourdes da Silva Orrico, nascido em 11 de dezembro de 1982, é natural da cidade de Taquaritinga, estado de São Paulo. Em 2005 graduou-se em Zootecnia pela Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da Universidade Estadual Paulista – Unesp - Campus de Jaboticabal, sendo que neste mesmo ano foi aprovada para ingresso no curso de Mestrado em Zootecnia desta Instituição, Área de concentração em Produção Animal, com início em março de 2006. Em março de 2006, lhe foi concedida Bolsa na modalidade Mestrado pela Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), para vigorar nesta mesma Instituição e com início previsto para março do mesmo ano. Completou seu programa em Mestrado em novembro de 2007.

Agradecimentos Especiais

A minha Esposa

Carol, você é a pessoa que sempre está ao meu lado nos momentos bons e ruins, sem você não teria conseguido chegar aonde cheguei e conquistar o que conquistei.

Você é a pessoa que da força, ampara, anima e compreende.

TE AMO

A minha família

Minha mãe, Maria de Lourdes, pelo exemplo de força e coragem diante das dificuldades;

Meu pai, Marco Antonio, por todo o orgulho que sente de mim;

Meu irmão, Humberto, pelo amor e companherismo;

Humberto (*in memorian*) e Olga (*in memorian*), vocês sempre me deram tudo o que tinham: amor, ensinamentos e exemplo por isso, lhes respeito e admiro,

Agradeço a Deus por ter convivido com vocês

Eu amo vocês.

A minha segunda família

A minha sogra Maria Helena e minha cunhada Juliana por me acolher e amar como se fosse da família.

Gosto muito de vocês

Ao meu orientador, Jorge

Foi um imenso prazer conviver com você durante todos estes anos, agradeço a Deus por colocá-lo em meu caminho e por cada dia vivido em sua companhia. Sinto-me lisonjeado se a convivência não terminar com a defesa desta dissertação.

AGRADECIMENTOS

A FAPESP, pela bolsa e financiamento da pesquisa, o que viabilizou a execução desta dissertação.

A esta Universidade, que há 6 anos me acolheu. Sinto imenso orgulho em ser parte deste Campus. Obrigado a todos os funcionários que tão gentilmente me receberam e auxiliaram neste período. Foram anos inesquecíveis, que muito colaboraram para a pessoa que sou hoje.

A professora Maria Cristina Thomaz, pela disponibilidade das Instalações do Setor de Suinocultura.

A todos os membros da banca examinadora, pela disponibilidade, receptividade e preciosas colaborações.

Aos meus queridos amigos, presentes ou ausente no dia a dia: Daniel de Souza, Lara, Fernanda Lúcia, Liéber, Cecília do Amaral, Adélia Miranda, Cristiane, Renan (compadre), Elisângela (comadre), Teresa Cristina Berchieri.

À todos os funcionários do Departamento de Engenharia Rural, em especial, Fiapo, Luiz Fiapo, Luizinho, Marquinho, Primo e Miriam, pela atenção e carinho.

A todos que de alguma forma contribuíram com este trabalho.

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE ABREVIATURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	x
LISTA DE FIGURAS.....	xii
RESUMO.....	xv
SUMMARY.....	xvi
CAPÍTULO 1 - CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	1
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	3
3. OBJETIVOS.....	11
CAPITULO 2 – BIODIGESTÃO ANAEROBIA DOS DEJETOS DE SUÍNOS COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA EM DIFERENTES TEMPOS DE RETENÇÃO HIDRAULICA.....	12
1. INTRODUÇÃO.....	13
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
2.1. Descrição do local	14
2.2. Definição do experimento.....	15
2.2.1. Ensaio de biodigestão anaeróbia.....	15
2.3. Metodologias empregadas.....	19
2.3.1. Determinação dos teores de ST e SV, e dos números mais prováveis (NMP) de coliformes totais e fecais	19
2.3.2. Determinação do volume de biogás e cálculo dos potenciais de produção de biogás.....	20
2.3.3. Análise da composição do biogás produzido.....	20
2.3.4. Determinação das demandas química e bioquímica de oxigênio.....	21
2.3.5. Determinação das fibras em detergente neutro e ácido,	

celulose e lignina	21
2.3.6. Digestão sulfúrica para quantificação dos minerais.....	21
2.4. Análise dos resultados.....	22
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
3.1. Ensaio de biodigestão anaeróbia.....	23
3.1.1. Redução de ST, SV, DQO e DBO.....	23
3.1.2. Produção e potenciais de produção de biogás e metano.....	24
3.1.3. Redução no NMP de coliformes fecais e totais.....	30
3.1.4. Caracterização do afluente e efluente.....	31
4. CONCLUSÕES.....	36
CAPITULO 3 – POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS REMANESCENTE DOS EFLUENTES DE BIODIGESTORES ABASTECIDOS COM DEJETOS DE SUÍNOS COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA E CONDUZIDOS SOB DIFERENTES TEMPOS DE RETENÇÃO HIDRÁULICA.....	37
1. INTRODUÇÃO.....	38
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	40
2.1. Descrição do local	40
2.2. Definição do experimento.....	40
2.2.1. Ensaio de biodigestão anaeróbia.....	41
2.3. Metodologias empregadas.....	42
2.3.1. Determinação dos teores de ST e SV.	42
2.3.2. Determinação do volume de biogás e cálculo dos potenciais de produção de biogás.....	43
2.3.3. Análise da composição do biogás produzido.....	43
2.3.4. Determinação das demandas química e bioquímica de	

oxigênio.....	43
2.4. Análise dos resultados.....	44
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
3.1. Composição dos substratos.....	45
3.2. Produção e potenciais de produção de biogás e metano.....	47
4. CONCLUSÕES.....	53
CAPITULO 4 – COMPOSTAGEM DA FRAÇÃO SÓLIDA DA ÁGUA RESIDUARIA DE SUINOCULTURA.....	54
1. INTRODUÇÃO.....	55
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	58
2.1. Descrição do local	58
2.2. Definição do experimento.....	58
2.3. Metodologias empregadas.....	59
2.3.1. Determinação dos teores de ST e SV, e dos números mais prováveis (NMP) de coliformes totais e fecais	59
2.3.2. Digestão sulfúrica para quantificação dos minerais.....	60
2.3.3. Determinação do carbono, matéria orgânica compostável (MOC), matéria orgânica resistente à compostagem (MORC) e demanda química de oxigênio (DQO).....	61
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	62
3.1. Temperatura e redução no NMP de coliformes fecais e totais.....	62
3.2. Reduções de volume e massa.....	63
3.3. Teores de carbono, nitrogênio, relação C:N, MOC, MORC e DQO.....	66
4. CONCLUSÕES.....	68
CAPITULO 5 – IMPLICAÇÕES.....	69
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71

LISTA DE ABREVIATURAS

CF: coliformes fecais

CH₄: metano

CSFS: com separação da fração sólida

CT: coliformes totais

DBO: demanda bioquímica de oxigênio;

DQO: demanda química de oxigênio

FDA: fibra em detergente ácido;

FDN: fibra em detergente neutro;

MO: matéria orgânica;

MOC: matéria orgânica compostável;

MORC: matéria orgânica resistente a compostagem;

N₂O: óxido nitroso

NMP: número mais provável

NMP: número mais provável;

SSFS: sem separação da fração sólida

ST: sólidos totais;

SV: sólidos voláteis;

TRH: tempo de retenção hidráulica;

LISTA DE TABELAS

	Página
TABELA 1. Tempo de retenção hidráulica, volume do biodigestor e volume de carga diária utilizando dejetos com e sem separação da fração sólida.....	16
TABELA 2. Teores médios de ST, SV, DQO e DBO nos dejetos com e sem separação da fração sólida durante o período de coleta de dados.....	17
TABELA 3. Redução de ST, SV, DQO e DBO nos biodigestores submetidos à TRH de 15, 22, 29 e 36 dias, com e sem separação da fração sólida.....	24
TABELA 4. Produção de biogás, metano e porcentagem de metano no dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	26
TABELA 5. Potenciais de produção de biogás e metano sólidos totais e sólidos voláteis adicionados no dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	28
TABELA 6. Caracterização dos afluentes (teores de FDN, FDA, lignina, celulose e cinza na fração fibrosa, além das quantidades de N, P, K, Mg e Ca), com e sem separação da fração sólida, e do retido na peneira.....	28
TABELA 7. Potenciais de produção de biogás e metano por kg sólidos totais e sólidos voláteis reduzidos no dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	29
TABELA 8. Redução do número mais provável de coliformes totais (CT) e fecais (CF) durante a biodigestão anaeróbia dos dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e	

36 dias.....	30
TABELA 9. Valores médios dos teores de N, P, K, Mg, Ca, Na, Zn, Fe, Mn e Cu (em % dos ST) no afluente e efluente dos biodigestores abastecidos com dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida.....	33
TABELA 10. Concentrações médias dos teores de macronutrientes (N, P, K, Mg, Ca, Na em % dos ST) no efluente, em relação ao afluente, dos biodigestores abastecidos com dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida.....	34
TABELA 11. Concentrações médias dos teores de micronutrientes (Zn, Fe, Mn e Cu em % dos ST) no efluente, em relação ao afluente, dos biodigestores abastecidos com dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida.....	35
TABELA 12. Teores de sólidos totais e voláteis nos substratos utilizados para o abastecimento dos biodigestores batelada de bancada.....	45
TABELA 13. Teores de demanda química (DQO) e bioquímica (DBO) de oxigênio nos substratos utilizados para o abastecimento dos biodigestores batelada de bancada.....	46
TABELA 14. Produção (ℓ) e potenciais de produção de biogás (por kg de substrato, de ST, de SV, de DQO e de DBO adicionado).....	49
TABELA 15. Produção (ℓ) e potenciais de produção de metano (por kg de substrato, de ST, de SV, de DQO e de DBO adicionado).....	50
TABELA 16. Volume e massa de MN, ST e SV retidos na peneira utilizados na confecção das leiras de compostagem.....	59
TABELA 17. Redução do número mais provável de coliformes totais (CT) e fecais (CF) durante a compostagem da fração retida na peneira.	63
TABELA 18. Reduções de massa e volume observadas durante a compostagem da fração sólida dos dejetos de suínos que ficou retida na peneira.	65
TABELA 19. Teores de C, N, relação C:N, MOC (matéria orgânica	

compostável), MORC (matéria orgânica resistente à compostagem) e DQO (demanda química de oxigênio), assim como suas respectivas reduções durante a compostagem da fração sólida dos dejetos de suínos.....	66
TABELA 20. Teores (em % dos ST) e respectivas concentrações de N, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Cu, Zn e Mn durante a compostagem da fração sólida dos dejetos de suínos.....	67

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 1. Corte transversal dos biodigestores tubulares utilizados no experimento (medidas em cm e desenho sem escala).....	18
FIGURA 2. Esquema dos gasômetros utilizados no experimento (medidas em cm e desenho sem escala).....	19
FIGURA 3. Produção semanal m ³ de biogás no dejetto de suíno SSFS e CSFS com TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	25
FIGURA 4. Produção semanal m ³ de CH ₄ no dejetto de suíno SSFS e CSFS com TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	25
FIGURA 5. Potencial de produção de biogás no dejetto de suíno SSFS e CSFS (m ³ biogás/kg SV adicionados), com TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	26
FIGURA 6. Potencial de produção no dejetto de suíno SSFS e CSFS em m ³ CH ₄ / kg SV adicionados, com TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	27
FIGURA 7. Esquema da forma de obtenção de cada efluente para avaliação do potencial poluidor remanescente.....	41
FIGURA 8. Biodigestor tipo batelada de bancada utilizado no experimento...	42
FIGURA 9. Produção (ℓ) de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores alimentados com água residuária sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	47
FIGURA 10. Produção (ℓ) de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores alimentados com água residuária que sofreu separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	47
FIGURA 11. Produção acumulada (%) de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores alimentados com água residuária sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	48

FIGURA 12. Produção acumulada (%) de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores alimentados com água residuária que sofreu separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	48
FIGURA 13. Potencial de produção de biogás e metano remanescente por kg de ST adicionado nos substrato SSFS e CSFS nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	51
FIGURA 14. Potencial de produção de biogás e metano remanescente por kg de SV adicionado nos substrato SSFS e CSFS nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	51
FIGURA 15. Potencial de produção de biogás e metano remanescente por kg de DQO adicionada nos substrato SSFS e CSFS nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	52
FIGURA 16. Potencial de produção de biogás e metano remanescente por kg de DBO adicionada nos substrato SSFS e CSFS nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.....	52
FIGURA 17. Temperatura média observada durante a compostagem do material retido na peneira.....	62
FIGURA 18. Redução de ST observada durante a compostagem do material retido na peneira.....	64
FIGURA 19. Redução de volume observada durante a compostagem do material retido na peneira.....	64

BIODIGESTÃO ANAERÓBIA E COMPOSTAGEM DE DEJETOS DE SUÍNOS, COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA

RESUMO: Avaliar o processo de biodigestão anaeróbia utilizando dejetos de suínos, com separação da fração sólida (CSFS) e sem separação da fração sólida (SSFS), considerando-se diferentes tempos de retenção hidráulica (TRH) e promover a compostagem da fração sólida retida na peneira foram os objetivos deste projeto. O ensaio de biodigestão anaeróbia foi desenvolvido em duas fases: A primeira fase consistiu no abastecimento de biodigestores tubulares semi-contínuos SSFS e CSFS manejados com TRH de 36, 29, 22 e 15 dias. Nesta fase, o material retido na separação da fração sólida foi submetido ao processo de compostagem. Na segunda fase do ensaio de biodigestão anaeróbia foi utilizado como substrato o efluente gerado na primeira fase, com o intuito de avaliar o potencial remanescente de produção de biogás. Durante a compostagem da fração sólida da água residuária de suinocultura, foram avaliada a temperatura, redução de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) número mais provável (NMP) de coliformes totais (CT) e fecais (CF) e volume, além da qualidade do composto. Os biodigestores CSFS e com maior TRH apresentaram os maiores potenciais de produção de biogás e metano e conseqüentemente foram os que tiveram os menores potenciais de produção de gás remanescente. Foram encontrados potenciais de produção de 0,664 e 0,890 m³ metano/kg de SV para SSFS e CSFS respectivamente, com TRH de 15 dias, o que demonstrou uma eficiência de 34% na conversão de matéria orgânica em metano. Entretanto ao avaliar o remanescente as posições se inverteram sendo encontrado potenciais de 0,385 e 0,117 m³ metano/kg de SV respectivamente, para SSFS e CSFS no TRH de 15 dias. A compostagem da fração sólida se mostrou um bom substrato para o processo apresentando uma redução 71 % de ST e 100% para CT e CF.

Palavras chave: água residuária, biodigestor, composto, metano.

ANAEROBIC DIGESTION AND COMPOSTING OF SWINE MANURE, WITH AND WITHOUT SOLID FRACTION SEPARATION

SUMMARY: Evaluate the anaerobic digestion process using swine manure, with and without solid fraction separation (WSFS and WOSFS, respectively), considered different times of hydraulic retention and promoted the solid fraction retained in the sieve composting were objectives this work. The anaerobic digestion experiment was developed in two phases: The first phase consisted of the provisioning semi-continuous biodigestors with swine wastewater, WSFS and WOSFS maintained with 36, 29, 22 and 15 days of hydraulic retention. In this phase, the material retained in the separation of the solid fraction was submitted to composting process. In the second phase of anaerobic digestion was used as substratum the effluent produced in the first phase, aimed evaluate the remainder biogas potential production. During the composting of the solid fraction of swine wastewater, the temperature, reduction of total solids (TS), most probable number (MPN) of total coliforms (TC) and fecal coliforms (FC), volume and compost quality was evaluated. The larger biogas and methane potential production was presented by biodigestors WSFS, in larger HTR, and consequently presented the smallest remaining biogas potentials of production. Was verified methane potential production of 0.664 and 0.890 m³ methane/kg of volatile solids (VS), for WSFS and WOSFS respectively, with 15 days of HTR, demonstrated 34% efficiency in the conversion of organic matter to methane. However when evaluating the remainder methane potential production was observed 0.385 and 0.117 m³ methane/kg of VS for WSFS and WOSFS, with 15 days of HTR. The composting of solid fraction demonstrated is a good substratum for the process presenting a reduction 71% of TS and 100% for TC and FC.

Keywords: wastewater, biodigestor, compost, methane.

CAPITULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

1. INTRODUÇÃO

A preocupação com a escassez dos recursos naturais disponíveis, associada ao aumento da demanda por alimentos, tem ocasionado a procura por modelos de produção sustentáveis o que implica em significativas mudanças nos sistemas de produção animal tradicionais. Os modelos empregados na produção de proteína animal em forma de carne, leite e ovos, principalmente, estão na maioria das vezes, focados aos produtos nobres, restando aos produtos classificados como resíduos (dejetos, camas, restos de alimentação ou colheita) a má utilização ou disposição inadequada, acarretando o aumento do impacto ambiental e a diminuição da lucratividade nas unidades produtoras.

A maior parcela dos gastos na produção animal corresponde à alimentação. Em média de 60 a 80% do recurso total será destinado à aquisição de alimentos, que ao considerar-se digestibilidades de 40 a 70% (estas taxas são dependentes principalmente, da espécie animal, estágio fisiológico e, sobretudo dos alimentos empregados), se estima que de 18 a 48% do capital investido será transformado em fezes e urina (dejetos). Considerando ainda as quantidades de dejetos geradas diariamente e a composição destes resíduos, se torna inviável, em termos econômicos e ambientais, a proposta de sistemas de produção animal que priorizem os produtos nobres, reservando aos resíduos um destino impróprio, sem que haja a reciclagem energética e/ou de nutrientes.

A suinocultura se caracteriza como uma atividade que acarreta sérios prejuízos ambientais, devido à elevada capacidade poluente dos dejetos, principalmente pelas concentrações de matéria orgânica, coliformes totais e fecais e significativas quantidades de nutrientes, especialmente N e P. A utilização excessiva de água na higienização das instalações, contribui para o aumento da quantidade de resíduos,

assim como da sua capacidade de dispersão, e ainda, a criação dos animais em sistemas confinados concentra a produção dos dejetos em determinadas regiões e reduz a área para a disposição destes resíduos.

A tendência de crescimento em escala da suinocultura que se observa na atualidade, com instalações de granjas maiores em áreas concentradas, pode vir a contribuir de forma maciça para o incremento do impacto ambiental, caso não ocorra a preocupação de inibir ou de criar medidas que levem à minimização dos efeitos poluentes da atividade.

A utilização dos processos de compostagem e biodigestão anaeróbia no tratamento dos dejetos produzidos por suínos não só contribui para redução do poder poluente dos resíduos, mas também agregando valor a produção. A compostagem tem como produto final o composto orgânico, que é um produto muito valorizado e procurado sendo desta forma uma fonte adicional de renda ao produtor. A biodigestão tem como produtos finais o biofertilizante utilizado para fertirrigação e o biogás utilizado com recurso energético minimizando assim os gastos com energia elétrica na granja.

Considerando-se a importância econômica e ambiental da reciclagem dos dejetos produzidos por suínos destinados ao abate, torna-se necessário o desenvolvimento de pesquisas, não somente como proposta de modelos de produção sustentável, mas também como forma de incrementar o lucro gerado na atividade, por meio da produção de biogás, biofertilizante e composto.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Os resíduos provenientes da suinocultura contêm, além dos dejetos animais, restos de ração, material do piso das baias e água em maior ou menor quantidade, dependendo do manejo adotado na criação. Quando se utiliza grande quantidade de água para lavagem e remoção dos dejetos, obtém-se um resíduo mais líquido e em maior volume, aumentando a preocupação com danos ambientais para quando os resíduos são manejados de forma incorreta, uma vez que o poder de dispersão do material líquido é mais elevado que o resíduo coletado por meio de raspagem das baias.

De acordo com PERDOMO *et al.* (1999) uma granja com 100 matrizes em ciclo completo produz cerca de 10 m³ de dejetos/dia, quando se utiliza pouca água na higienização das instalações, 15 m³ de dejetos/dia ao se empregar uma quantidade intermediária de água na lavagem das instalações e mais de 20 m³ de dejetos/dia, utilizando-se grandes quantidades de água para limpeza. Essas diferenças na quantidade de água utilizada na limpeza das instalações implicam em perdas econômicas, não apenas no que se refere ao gasto de água, mas também na necessidade de construir estruturas maiores para a coleta e armazenamento dos dejetos.

As quantidades excretadas pelos suínos são consideradas elevadas, pois segundo ENSMINGER *et al.* (1990) ao considerarem uma base de 450 kg de peso vivo, verificaram que os suínos excretam 1,9 vezes mais dejetos que um bovino de corte e 1,3 vezes mais dejetos que um bovino de leite (aproximadamente 16 ton/ano). Ressaltam-se também as concentrações de matéria orgânica e nutrientes presentes nos dejetos, conferindo-lhes elevada capacidade poluente. ATIKSON e WATSON (1996) ressaltaram as elevadas excreções de N e P por suínos ao constatarem que as quantidades de N nos dejetos (fezes + urina) se elevaram com o crescimento dos animais, apresentando valores de 60, 67 e 81% de N excretado, em relação à quantidade fornecida, por suínos nas fases de leitões, crescimento e

adulto, respectivamente. Ao considerarem as perdas de fósforo, observaram que em média $\frac{2}{3}$ do P ingerido será perdido nas fezes, ao verificarem valores de 61, 67 e 83% de P excretado, em relação à quantidade fornecida, evidenciando inclusive, maiores perdas de P em relação ao N. Neste aspecto a concentração de fósforo nos dejetos de suínos, ao invés do nitrogênio, assume maior importância.

Outro problema que vem recebendo atenção especial nos últimos anos, não apenas no que se refere a suinocultura mas a produção animal em geral é o alto potencial de emissão de gases de efeito estufa provenientes da degradação dos dejetos nas lagoas de estabilização. Segundo a UNFCCC (2006) 20 % das emissões mundiais de gases de efeito estufa são provenientes das atividades agropecuárias, sendo o metano (produzido durante a degradação da matéria orgânica em meio anaeróbio) e o óxido nitroso (produzido em meios anaeróbios utilizando os compostos nitrogenados de natureza orgânica ou inorgânica) os principais gases envolvidos. Estes gases impedem a saída da radiação solar que é refletida na superfície da Terra para o espaço contribuindo assim para o aumento da temperatura global.

Esses gases trazem grande preocupação devido ao seu tempo de vida na atmosfera e seu potencial de aquecimento global com relação ao CO₂ (o CO₂ é o principal gás do efeito estufa, por isso foi eleito como sendo índice 1 para o aquecimento global e os demais gases são comparados a ele). Segundo a UNFCCC (2006) vida média desses gases na atmosfera seria de 12 anos para o CH₄ e 120 anos para o N₂O e os respectivos potenciais de aquecimento global de 21 e 310.

A única forma de evitar a emissão destes gases seria a captação e posterior queima, onde o CH₄ e N₂O seriam transformados em CO₂ e N₂ após a queima, reduzindo assim a contribuição para o aquecimento global.

Com base nas características quantitativas, qualitativas e pelo alto potencial de emissão de gases de efeito estufa dos dejetos de suínos, torna-se evidente a necessidade de um tratamento que atue sobre cada um desses pontos. A biodigestão anaeróbia pode ser utilizada nesse tratamento, pois além de reduzir o

poder poluente, e os riscos sanitários dos dejetos, tem como subprodutos o biogás e o biofertilizante (PLAIXATS *et al.*, 1988).

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

Nos processos anaeróbios ou, nos sistemas de biodigestão anaeróbia, a degradação da matéria orgânica envolve a atuação de microrganismos procarióticos anaeróbios facultativos e obrigatórios, cujas espécies pertencem ao grupo de bactérias hidrolíticas-fermentativas, acetogênicas produtoras de hidrogênio e arqueas metanogênicas.

O biogás se caracteriza por ser o produto final da biodigestão anaeróbia, e é composto principalmente de metano e dióxido de carbono com pequenas quantidades de sulfeto de hidrogênio e pode ser utilizado em diversas aplicações na propriedade rural, tais como em chocadeiras, incubadoras, geradores de energia elétrica, além do consumo doméstico (CAEEB, 1981). O uso do biogás traz ganhos econômicos devido à redução dos gastos com combustíveis, como também traz ganhos ambientais através da troca de um combustível não renovável por um renovável e redução da contribuição da atividade para o aquecimento global.

Este processo pode ser influenciado por uma série de fatores, favorecendo ou não a sua partida, a degradação do substrato, o crescimento e declínio dos microrganismos envolvidos, a produção de biogás, 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 inóculo, de nutrientes, a composição do substrato, o teor de sólidos totais, e como consequência destes, a interação entre os microrganismos 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 (MASSÉ e DROSTE, 1997; VARTAK *et al.*, 1997; LOKSHINA e VAVILIN, 1999; MASSÉ *et al.*, 2000; e MASSÉ e DROSTE, 2000), mesófila, entre 20 e 45°C (TORRES-CASTILHO *et al.*, 1995; BROUGHTON *et al.*, 1998; CHEN e SHYU, 1998), e termófila, entre 50 e 70°C (ÖZTÜRK, 1993; 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 microrganismos em obter energia para a síntese, a partir de reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico (FORESTI *et al.*, 1999). A relação DQO:N:P de 500:5:1 parece ser suficiente para atender às necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios (SPEECE, 1996). O nitrogênio, embora essencial ao processo, pode tornar-se um fator inibitório quando em altas concentrações na forma de amônia. As concentrações do íon amônio (NH_4^+) e amônia livre (NH_3) são ditadas pelo pH, com altos valores de pH a forma NH_3 prevalece, e é mais inibitória que a forma ionizada (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000). DAMIANOVIC (1992) em revisão de literatura sobre aspectos nutricionais em processos anaeróbios fez referências a uma série de trabalhos que comprovaram a importância de micronutrientes na estimulação do processo, no entanto, o único metal traço testado em reatores de grande porte foi o ferro, com resultados bastante satisfatórios.

Apesar dos dejetos de suínos possuírem alta degradação, uma fração deste total pode não ser biodegradável ou lentamente biodegradável. Alguns autores recomendam a separação desta fração do restante do resíduo a ser destinado ao tratamento anaeróbio, com isso o processo se torna mais eficiente (maior produção

de biogás/ kg de sólido), rápido (menor tempo de retenção hidráulica) e mais econômico, pois necessita de reatores com menor tamanho para um mesmo número de animais.

Existem várias formas de separar frações mais degradáveis de frações menos degradáveis. Em se tratando de água residuária uma das formas mais comuns é a separação da fração sólida da fração líquida, que pode ser feita por meio de peneiras de separação, tambores rotativos, centrifugação e decantação. A fração líquida possui maior quantidade de nutrientes solúveis, ou seja, mais degradáveis e na fração sólida maiores quantidades de frações insolúveis menos degradáveis como celulose, hemicelulose e lignina.

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 à 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 no meio ambiente.

A compostagem seria uma forma de tratar a fração sólida (menos degradável) dos dejetos restando como produto final um composto orgânico. LO *et al* (1993) obtiveram excelentes resultados após submeterem a fração sólida dos dejetos de suínos a compostagem com e sem a adição de resíduos vegetais.

A compostagem é uma das técnicas mais antigas empregada no tratamento e reciclagem dos dejetos gerados na produção animal. A facilidade de condução e os baixos custos para o desenvolvimento do processo têm justificado sua adoção. As vantagens da compostagem destacadas por GOMEZ (1998) foram: reciclagem dos elementos com interesse agrônômico, redução do volume inicial de resíduos, degradação de substâncias tóxicas e/ou patógenos e produção de energia de forma mais disponível.

Como processo biológico a compostagem deve ser necessariamente aeróbia e

incluir uma fase termofílica (45 - 65 °C), quando será maximizada a atividade microbiológica de degradação e higienização (1º fase do processo), e a fase de maturação ou cura, quando ocorrem a humificação e a produção do composto propriamente dito que é a 2º fase do processo (PEREIRA NETO e STENTIFORD, 1992). Este sistema de reciclagem dos nutrientes é uma forma de acelerar a decomposição da matéria orgânica em relação ao que ocorreria no meio ambiente, melhorando as condições de atividade dos microrganismos (bactérias e fungos). Neste processo a fase termofílica ativa a proliferação de microrganismos exotérmicos com efetivo poder na destruição de patógenos e sementes de plantas daninhas. Os sólidos biodegradáveis da matéria orgânica são convertidos para um estado estável ("húmus") que pode ser manejado, estocado e aplicado como adubo orgânico, sem efeitos nocivos ao meio ambiente (Rinket *et al.*, 1991, citado por GEORGACAKIS *et al.*, 1996).

A performance da compostagem será determinada pela consorciação de alguns parâmetros considerados essenciais como: disponibilidade de oxigênio, umidade, temperatura, pH e composição dos resíduos, principalmente.

Neste sentido o suprimento de O₂ é considerado um fator indispensável e limitante no desenvolvimento da compostagem, já que é necessária a criação de condições adequadas para o crescimento e metabolismo dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. O oxigênio presente no meio irá atuar de forma determinante sobre a velocidade de decomposição da matéria orgânica, sendo que a aeração depende da granulometria e da umidade dos resíduos.

A presença da água durante o desenvolvimento da compostagem é imprescindível para as necessidades fisiológicas dos organismos. A matéria orgânica a ser compostada deve ter umidade em torno de 50%, sendo os limites máximo e mínimo iguais a 60 e 40 %, respectivamente. A confecção das pilhas de compostagem tem como principal objetivo o aquecimento da massa, permitindo que o calor resultante da degradação da matéria orgânica não se dissipe, favorecendo o

desenvolvimento da microflora termofílica e a eliminação de patógenos, sementes de plantas daninhas e possíveis substâncias fitotóxicas. Quando se processa a compostagem em montes, com massas que são bons isolantes térmicos, o calor desenvolvido se acumula e a temperatura alcança valores elevados, podendo chegar até 80° C (AMORIM *et al.*, 2004).

A fração sólida separada do dejetos de suínos nem sempre atinge a umidade recomendada de 65%, geralmente se apresentando em torno de 75% de umidade. A elevada umidade dos dejetos de suínos torna-se um fator limitante ao processo de compostagem, visto que o excesso de água na massa enleirada poderá comprometer a sobrevivência dos microrganismos, por criar condições anaeróbias (STENTIFORD, 1996, IMBEAH, 1998). Uma alternativa amplamente recomendada e que vem trazendo melhorias nos processos é a adição de resíduos vegetais como palhas, serragem, maravalha e restos culturais. Esses materiais teriam a função de ajustar a umidade e a relação C/N do material.

ZHU *et al.* (2004) efetuaram a compostagem dos dejetos de suínos, coletados por raspagem, em associação com palha de arroz, nas proporções de 66 e 14%, respectivamente. As leiras foram manejadas em três diferentes sistemas de aeração: aeração contínua, 4 horas por dia, a partir do 4º dia, aeração passiva e aeração induzida, sempre que a temperatura na leira atingia valores superiores à 60° C, a partir do 4º dia de compostagem. Aos 49 dias do início da compostagem foram observadas reduções de 61,88, 48,07 e 50,53% nas quantidades de matéria seca enleirada, em leiras manejadas com aerações contínua, passiva e induzida, respectivamente. As maiores temperaturas foram alcançadas em leiras com aeração induzida e as menores em leiras com aeração passiva. A partir do 3º dia de compostagem não foi detectada a presença de *E. coli* e após 63 dias do início do processo não foram encontrados ovos de helmintos. A maturação do composto foi verificada aos 49 dias.

Os avanços conseguidos na suinocultura, como um todo, indicam que os números que correspondem ao crescimento da atividade suinocultura, tanto da

produção de carne como da produção de dejetos, merecem ser analisados sob aspectos que se relacionam aos ganhos de mercado e as perdas e degradação de recursos naturais. Nesse contexto, consideram-se os impactos nos receptores de efluentes (solo, água e ar), indicando que qualquer sistema que promova transformação nos dejetos deva ser o mais eficiente possível em reduzir os impactos, quando o meio em que se instala a atividade se apresentar com alta sensibilidade no comprometimento dos recursos, porém quando o meio apresentar boa capacidade suporte para a atividade o sistema de estabilização dos dejetos deverá ser o mais eficiente possível em permitir a ciclagem energética e orgânica/mineral na propriedade, resultando em menores custos de produção. Este fato justifica o estudo da separação de sólidos, dos tempos de retenção hidráulica e do potencial de produção de biogás remanescente no efluente dos biodigestores, pois este dado permitirá a avaliação do potencial de emissão de metano para atmosfera em cada tempo de retenção adotado.

3. OBJETIVOS

Com base no exposto os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Avaliar a produção e qualidade do biogás, bem como os potenciais de produção de biogás, redução dos teores de ST e SV, de coliformes totais e fecais e da DQO e DBO, além da qualidade do biofertilizante e do biogás durante a biodigestão anaeróbia da água residuária de suinocultura com e sem separação de sólidos, em biodigestores semi-contínuos manejados com 15, 22, 29 e 36 dias de retenção hidráulica;
- Avaliar o potencial de produção de biogás remanescente se utilizando como substrato o efluente dos biodigestores semi-contínuos abastecidos com água residuária de suinocultura com e sem separação de sólidos e manejados por 15, 22, 29 e 36 dias de retenção hidráulica.
- Avaliar o processo de compostagem como uma alternativa no tratamento e reciclagem da fração sólida contida em água residuária de suinocultura por meio das reduções de ST, coliformes totais e fecais e do volume, além da caracterização química do composto.

CAPITULO 2 – BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DOS DEJETOS DE SUÍNOS COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA EM DIFERENTES TEMPOS DE RETENÇÃO HIDRAULICA.

RESUMO: Avaliar o processo de biodigestão anaeróbia utilizando dejetos de suínos, com e sem separação da fração sólida, considerando-se diferentes tempos de retenção hidráulica foram os objetivos deste trabalho. Para o ensaio de biodigestão anaeróbia foram abastecidos biodigestores tubulares semi-contínuos com água residuária de suinocultura com teor de sólidos totais variando de 2 a 2,5 %, com e sem a separação da fração sólida e manejados com 36, 29, 22 e 15 dias de retenção hidráulica. Foram avaliadas a produção e qualidade do biogás, bem como os potenciais de produção, redução dos números mais prováveis de coliformes totais e fecais, as demandas química e bioquímica de oxigênio, teores de fibra no afluente e qualidade do biofertilizante. A separação da fração sólida levou um decréscimo nos teores de fibra dos afluentes, sendo observado concentrações de 3,61% de lignina e 9,89 % celulose no afluente sem separação da fração sólida (SSFS) e concentrações de 1,67% de lignina e 6,98 % celulose no afluente com separação da fração sólida (CSFS). A retenção das partículas fibrosas contribuiu para aumento da eficiência de produção de metano, sendo observado valores de 0,469 e 0,746 m³ CH₄/kg SV adicionado para o afluente SSFS e CSFS respectivamente, no TRH de 15 dias. Com o aumento do TRH houve aumento no potencial de produção de metano, sendo que para o afluente com separação da fração sólida houve um incremento de 52% na produção de metano/ kg de SV adicionado. A separação da fração sólida do afluente contribuiu para aumentar a eficiência do processo de biodigestão anaeróbia.

Palavras chave: biodigestor, água residuária, suinocultura, metano.

1. INTRODUÇÃO

Segundo dados da ABIEPCS (2007) a produção mundial de carne suína cresceu 12% nos últimos cinco anos, passando de 92 milhões de toneladas, em 2001, para 104,9 milhões em 2006. Entre os maiores países produtores de carne suína, a China lidera com 50 milhões de toneladas, ou seja, aproximadamente, metade do total mundial, seguida pela União Européia que apresentou produção de 21,6 milhões de toneladas em 2006. Os Estados Unidos ocupam o terceiro lugar no *ranking* mundial com 9,6 milhões de toneladas, e na quarta posição, e mantendo o crescimento, está o Brasil, que fechou 2006 com uma produção de 3,2 milhões de toneladas de carne suína.

Na atualidade, muitos indicadores econômicos e produtivos da atividade agropecuária apontam para uma maior concentração na produção de suínos no Brasil, sobretudo na Região Sul. A concentração da produção resultando em menor número de unidades produtoras, com exclusão de produtores, e no aumento do número de animais alojados em granjas que, via de regra, apresentam baixa capacidade operacional para manejar e destinar de forma adequada o excesso de dejetos produzidos representa um desafio que tende a se agravar na suinocultura (LUDKE e LUDKE, 2004). Os problemas ambientais relacionados com a atividade também se expressam de forma mais intensa em algumas regiões, porém a questão ambiental relacionada com o manejo de dejetos apresenta características que afetam toda e qualquer granja produtora.

Com base nas características quantitativas e qualitativas torna-se evidente a necessidade de um tratamento prévio dos resíduos produzidos por suínos, para posterior aplicação no solo. A digestão anaeróbia pode ser utilizada nesse tratamento, pois além de reduzir o poder poluente, e os riscos sanitários dos dejetos, tem como subprodutos o biogás e o biofertilizante. O processo de biodigestão anaeróbia consiste na otimização da degradação da matéria orgânica contida nos dejetos, permitindo também a redução das demandas química e bioquímica de oxigênio e de sólidos, tornando os nutrientes mais disponíveis para as plantas

(LUCAS JR. e SANTOS, 2000).

Os dejetos de suínos possuem uma alta taxa de degradação, entretanto, uma fração deste total pode não ser biodegradável ou lentamente biodegradável. Quando separa-se esta fração mais lentamente degradável há um aumento na eficiência do processo (maior produção de biogás/ kg de sólido), ou seja, o processo fica mais rápido (necessidade de um menor tempo de retenção hidráulica) e mais econômico (reatores de menor tamanho para um mesmo número de animais).

A separação de fases é uma alternativa para aumentar a eficiência do processo de degradação dos efluentes. 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, mas conservando a mesma concentração em elementos fertilizantes solúveis, que os dejetos brutos e uma fração sólida, resíduo da peneira, mantendo-se agregada e podendo evoluir para um composto.

MOLLER *et al* (2004) estudaram as formas de separação das frações sólidas dos efluentes de suinocultura e encontraram valores de biodegradabilidade de 30, 48 e 93 % para a fração sólida dos dejetos resultante da centrifugação, fração sólida dos dejetos resultante da precipitação química e fração líquida dos dejetos resultante da centrifugação, respectivamente.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho do processo de biodigestão anaeróbia em diferentes tempos de retenção hidráulica (15, 22, 29 e 36 dias) com dois substratos: água residuária de suinocultura com e sem separação da fração sólida.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Descrição do local

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural, com os dejetos coletados por meio de

raspagem, provenientes de suínos em fase de crescimento do Setor de Suinocultura, ambos pertencentes à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – FCAV/Unesp, Jaboticabal.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Aw com transição para Cwa (VOLPE, 2004, comunicação pessoal). De acordo com as normais (1971-2000) observadas em Jaboticabal, este clima se caracteriza por ser subtropical úmido, seco no inverno e com chuvas no verão, com precipitação anual de 1.424,6 mm, temperatura média anual de 22,2° C e umidade relativa média anual de 70,8%. O experimento foi todo conduzido durante o verão.

2.2. Definição do experimento

Foi utilizada água residuária de suinocultura (água mais os dejetos coletados), com e sem separação da fração sólida, como substrato para o abastecimento de biodigestores semi-contínuos, manejados por 15, 22, 29 e 36 dias de retenção hidráulica.

Durante o ensaio de biodigestão anaeróbia foram avaliadas as produções de biogás, bem como os potenciais de produção, qualidade do biogás e biofertilizante e reduções dos teores de ST e SV, números mais prováveis de coliformes totais e fecais e demandas química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO).

2.2.1. Ensaio de biodigestão anaeróbia

O preparo do substrato utilizado para o abastecimento dos biodigestores foi realizado no laboratório misturando água e dejetos de suínos em uma proporção que o teor de sólidos totais ficasse entre 2,0 e 2,5%, a fim de obter maior homogeneidade

entre as cargas e conseqüentemente produções de biogás mais uniforme durante o período experimental.

O substrato utilizado para o abastecimento dos biodigestores foi o mesmo durante todo o experimento, alterando-se apenas o volume da carga e a separação da fração sólida. O volume da carga foi determinado segundo o volume do biodigestor e o tempo de retenção hidráulica adotado (volume do reator / TRH), como pode ser visualizado na Tabela 1.

TABELA 1. Tempo de retenção hidráulica, volume do biodigestor e volume de carga diária utilizando dejetos com e sem separação da fração sólida

Substrato	TRH (dias)	Volume do biodigestor (litros)	Volume diário (litros)
SSFS	15	46,16	3,08
	22	48,48	2,20
	29	46,70	1,61
	36	47,15	1,31
CSFS	15	47,00	3,13
	22	47,00	2,14
	29	47,00	1,62
	36	47,00	1,31

SSFS: sem separação da fração sólida **CSFS:** com separação da fração sólida

Para fazer a separação da fração sólida do substrato, adotou-se o processo de separação física por peneiramento, utilizando-se peneira com 1 mm de malha quadrada, reduzindo consideravelmente a porcentagem de sólidos no material, como pode ser observado na Tabela 2.

TABELA 2. Teores médios de ST, SV, DQO e DBO nos dejetos com e sem separação da fração sólida durante o período de coleta de dados

	TRH	%		g/l	
		ST	SV	DQO	DBO
SSFS	15	2,23	1,96	38,84	19,75
	22	2,23	1,96	38,84	19,75
	29	2,23	1,96	38,84	19,75
	36	2,23	1,96	38,84	19,75
CSFS	15	1,54	1,31	26,60	16,15
	22	1,54	1,31	26,60	16,15
	29	1,54	1,31	26,60	16,15
	36	1,54	1,31	26,60	16,15
	CV%	5,1	6,2	3,2	4,5

SSFS: sem separação da fração sólida **CSFS:** com separação da fração sólida

Os biodigestores tubulares semi-contínuos foram constituídos de duas partes distintas; sendo um deles o recipiente com o material em fermentação e o outro o gasômetro. O recipiente com o material em fermentação foi composto por um cilindro reto de PVC com diâmetro de 300 mm e com 1 m de comprimento tendo as extremidades fixadas com duas placas de PVC com 1,5 cm de espessura de cada lado. Em uma placa foi fixado o cano de entrada por onde se fez o abastecimento e na extremidade foram fixados dois canos, sendo um destinado à saída do biofertilizante e outro a saída do gás. Os detalhes do biodigestor tubulares podem ser vistos na Figura 1.

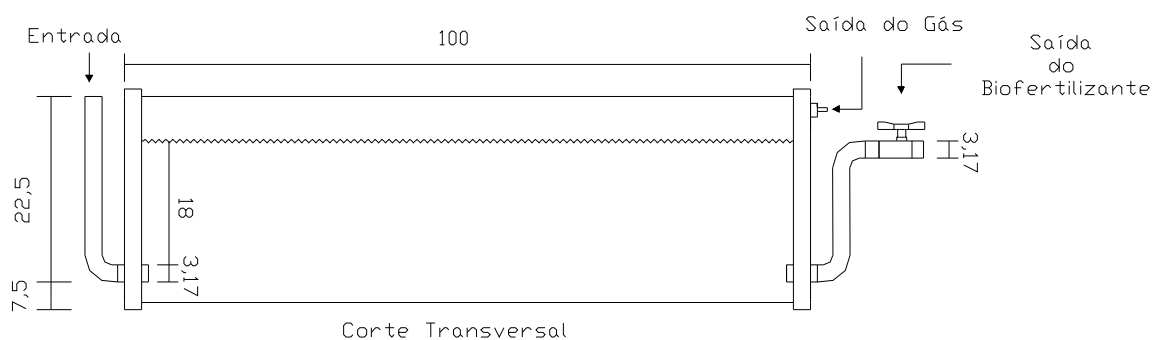


FIGURA 1. Corte transversal dos biodigestores tubulares utilizados no experimento (medidas em cm e desenho sem escala).

O gasômetro foi constituído de dois cilindros de 250 e 300 mm de diâmetro e encontram-se inseridos, um no interior do outro, de tal forma que o espaço existente entre a parede externa do cilindro interior e a parede interna do cilindro exterior comporta um volume de água (“selo de água”), atingindo profundidade de 500 mm. O cilindro de 300 mm de diâmetro foi fixado sobre uma placa de PVC com 2,5 cm de espessura, recebendo o cilindro de 250 mm de diâmetro no seu interior. O cilindro de 250 mm diâmetro teve uma das extremidades vedadas com um cap que recebeu o gás produzido, a outra extremidade esteve emborcada no selo de água para armazenar o gás produzido. Os gasômetros foram dispostos sobre uma bancada, em condições de temperatura ambiente, abrigados da luz solar e chuvas. Os detalhes do gasômetro podem ser vistos na Figura 2.

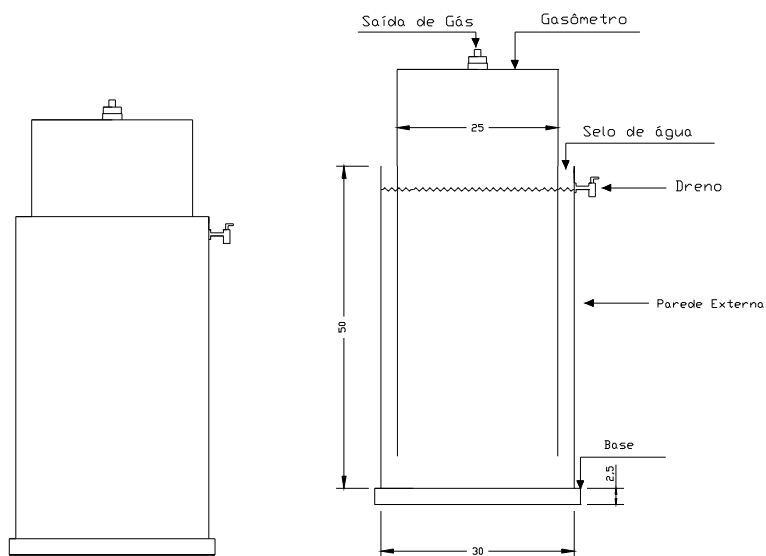


FIGURA 2. Esquema dos gasômetros utilizados no experimento (medidas em cm e desenho sem escala).

2.3. Metodologias empregadas

2.3.1. Determinação dos teores de ST e SV, e dos números mais prováveis (NMP) de coliformes totais e fecais

Os teores de ST e SV das amostras coletadas durante os ensaios de caracterização e biodigestão anaeróbia foram determinados de acordo com metodologia descrita por APHA (1995).

O NMP de coliformes totais e fecais foi avaliado no afluente e efluente dos biodigestores, por meio da técnica de tubos múltiplos, a partir de metodologia descrita pela APHA (1995).

2.3.2. Determinação do volume de biogás e cálculo dos potenciais de produção de biogás

Para a determinação dos volumes de biogás produzidos diariamente, mediu-se o deslocamento vertical dos gasômetros, que foi multiplicado pela área da seção transversal interna dos gasômetros, ou seja, $0,0507 \text{ m}^2$. 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).

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 m^3 de biogás por kg de substrato, de dejetos ou de ST e SV.

2.3.3. Análise da composição do biogás produzido

As análises da composição do biogás produzido em biodigestores abastecidos com água residuária de suinocultura foram realizadas semanalmente para determinação dos teores de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), principalmente, em cromatógrafo de fase gasosa Finigan GC-2001, equipado com as colunas Porapack Q e Peneira Molecular, e detector de condutividade térmica.

2.3.4. Determinação das demandas química e bioquímica de oxigênio

Os valores da DQO foram obtidos por método colorimétrico, empregando-se espectrofotômetro modelo DR/2000 da HACH e bloco digestor para DQO, também da HACH. A metodologia descrita nos manuais do aparelho faz uso de digestão ácida em meio com dicromato de potássio e catalisadores, utilizando-se reta padrão existente na memória do aparelho. Esta metodologia se equivale à descrita no APHA (1995).

Os valores da DBO foram calculados pela diferença do oxigênio inicial da amostra (mensurado imediatamente após a colheita) pelo oxigênio final (calculado após incubação da amostra por 5 dias em estufa de BDO a 20°C) e dividido pelo percentual de diluição. Os valores de oxigênio são calculados com base na metodologia de WINKLER. Esta metodologia se equivale à descrita no APHA (1995).

2.3.5. Determinação das fibras em detergente neutro e ácido, celulose e lignina

As determinações dos conteúdos de fibras em detergente neutro e ácido, celulose e lignina foram efetuadas conforme metodologias propostas no AOAC (1980).

2.3.6. Digestão sulfúrica para quantificação dos minerais

As amostras coletadas durante o desenvolvimento do experimento de

biodigestão foram pré-secadas à 60° C, em estufa de circulação forçada de ar, por 48 horas. A seguir foram finamente moídas, em moinho de facas, e então utilizadas para a digestão da matéria orgânica.

Para a digestão se utilizou o digestor Digesdahl Hach, que promove a digestão total da matéria orgânica à base de ácido sulfúrico (H₂SO₄) e peróxido de hidrogênio (H₂O₂) a 50%.

Com o extrato obtido da digestão sulfúrica foi possível efetuar a determinação dos teores de Nitrogênio, Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio, Sódio, Ferro, Cobre, Zinco e Manganês, segundo BATAGLIA *et al.* (1983). O nitrogênio foi determinado 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 é medida em espectrofotômetro, determinando-se assim a concentração de fósforo das amostras, por meio da utilização de uma reta padrão traçada previamente a partir de concentrações conhecidas, com padrões de concentrações entre 0 e 52 mg de P/mL. Estes padrões foram preparados conforme metodologia descrita por MALAVOLTA (1989). As concentrações de K, Ca, Mg Na, Fe, Cu, Zn e Mn foram determinadas em espectrofotômetro de absorção atômica modelo GBC 932 AA.

2.4. Análise dos resultados

Apesar do experimento apresentar 12 semanas de duração a análise estatística foi empregada com os dados coletados após a 8ª semana (período em que todos os biodigestores atingiram a estabilidade), afim de obter maior confiabilidade dos resultados.

O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado com medidas repetidas no tempo, tendo o tempo como subparcelas na análise do experimento, sendo dois

tipos de substrato (efluente de biodigestores semi-contínuos SSFS e CSFS) em quatro tempos de retenção hidráulica (15, 22, 29 e 36 dias) e quatro últimas semanas de medição. As médias dos tratamentos foram comparadas entre si através do teste de TUKEY.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Ensaio de biodigestão anaeróbia

3.1.1. Redução de ST, SV, DQO e DBO

Na Tabela 3 não foram observadas redução distintas ($P > 0,01$) de ST e SV entre os biodigestores abastecidos SSFS e CSFS. Já para os valores de DQO e DBO foram observadas reduções significativas ($P < 0,01$) entre os biodigestores abastecidos SSFS e CSFS e também sobre os TRH, onde o biodigestor SSFS e com o TRH 36 dias apresentou maior redução 81,70 e 68,42 % para DQO e DBO respectivamente. Estes resultados não condizem com os encontrados na literatura, que colocam sempre uma maior redução de ST e SV na biodigestão da fração líquida dos dejetos. Isso pode ter ocorrido devido ao fato do material que não sofreu separação da fração sólida possuir uma quantidade maior de material sedimentável, com isso a redução de sólido do biodigestor apresenta valor superior ao que realmente ocorreu em decorrência da ação microbológica.

TABELA 3. Redução de ST, SV, DQO e DBO nos biodigestores submetidos à TRH de 15, 22, 29 e 36 dias, com e sem separação da fração sólida

TRH	Redução %							
	ST		SV		DQO		DBO	
	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS
15	55,55	53,89	64,04	59,51	61,69Ac	61,77Ab	41,22Ac	51,21Bb
22	71,71	59,43	76,29	65,74	72,74Ab	61,75Bb	58,14Ab	51,21Bb
29	66,77	64,68	70,82	72,02	78,32Aa	65,68Bab	66,72Aa	59,51Bab
36	66,26	65,12	70,34	72,01	81,70Aa	69,83Ba	68,42Aa	61,99Ba
CV%	10,03		7,64		3,43		4,23	
Análise de Variância								
Afl. ¹	Ns ³		Ns		S ⁴		S	
TRH	Ns		Ns		S		S	
Int. ²	Ns		Ns		S		S	

¹: Afluente SSFS ou CSFS

²: Interação

³: não significativo

⁴: significativo

Na linha, letras maiúsculas comparam resultados com e sem separação da fração sólida e na coluna, letras minúsculas comparam os tempos de retenção hidráulica. Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,01$).

3.1.2. Produção e potenciais de produção de biogás e metano

Nas Figuras 3 e 4 estão apresentados os dados de produções semanais de biogás e de metano ao longo do tempo em que os biodigestores foram mantidos (12 semanas) abastecidos.

Os valores de produção de biogás (Tabela 4), para o material SSFS, foram superiores ($P < 0,01$) apenas no TRH de 15 dias, para os demais TRH o material o material CSFS apresentou os maiores resultados de produção de gás. Já para os valores de produção de CH_4 o material que sofreu separação de sólidos apresentou as maiores produções independente do TRH utilizado. Este fato pode ser atribuído a maior ($P < 0,01$) concentração de metano (Tabela 4) no biogás dos biodigestores

CSFS, fazendo com que sua produção supera se os biodigestores SSFS.

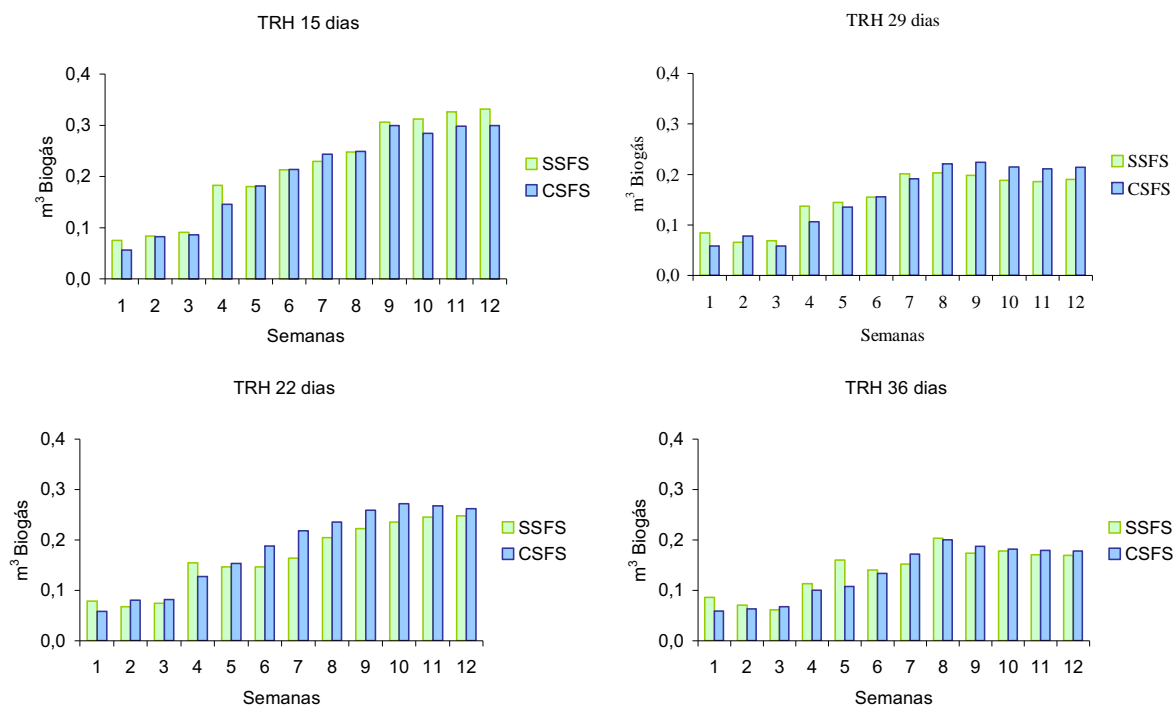


FIGURA 3. Produção semanal m³ de biogás no dejetos de suíno SSFS e CSFS com TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

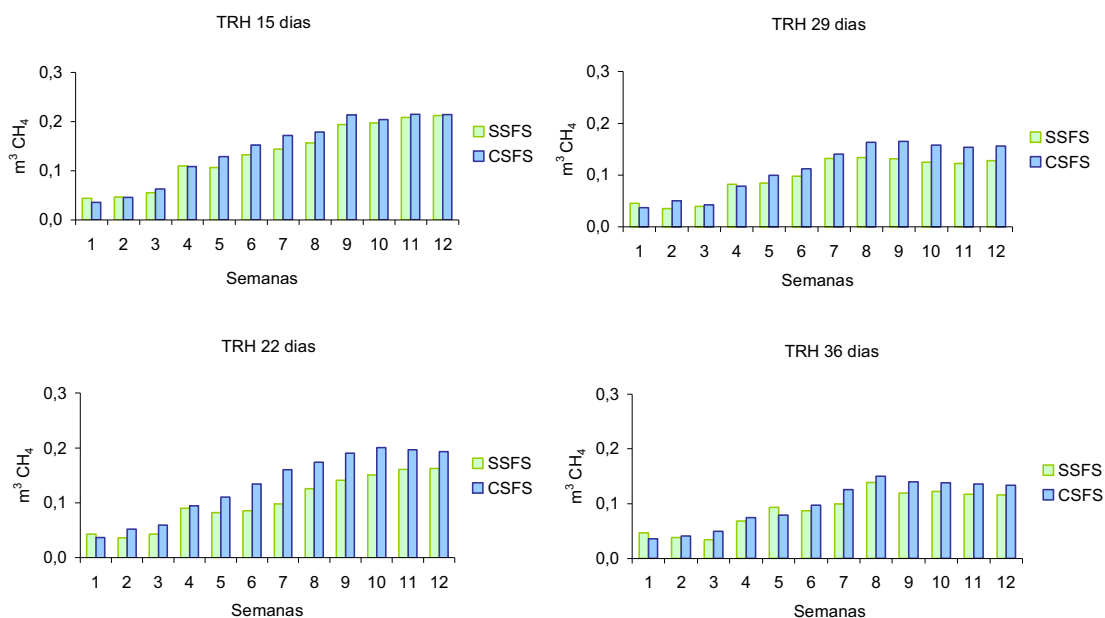


FIGURA 4. Produção semanal m³ de CH₄ no dejetos de suíno SSFS e CSFS com TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

TABELA 4. Produção de biogás, metano e porcentagem de metano no dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias

TRH	m ³ biogás/semana		m ³ metano/semana		% metano	
	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS
15	0,319Aa	0,296Ba	0,203Aa	0,212Aa	63,498Bd	71,623Ac
22	0,238Bb	0,265Ab	0,154Bb	0,195Ab	64,610Bc	73,533Ab
29	0,190Bc	0,216Ac	0,127Bc	0,158Ac	66,555Bb	73,425Ab
36	0,173Ad	0,182Ad	0,119Bc	0,137Ad	68,585Ba	75,363Aa
CV %	3,18		3,92		1,74	

Na linha, letras maiúsculas comparam resultados com e sem separação da fração sólida e na coluna, letras minúsculas comparam os tempos de retenção hidráulica. Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de Tukey (P<0,01).

Nas Figuras 5, 6 e Tabela 5 estão apresentados os potenciais médios de produção de biogás e CH₄ por kg de SV adicionados.

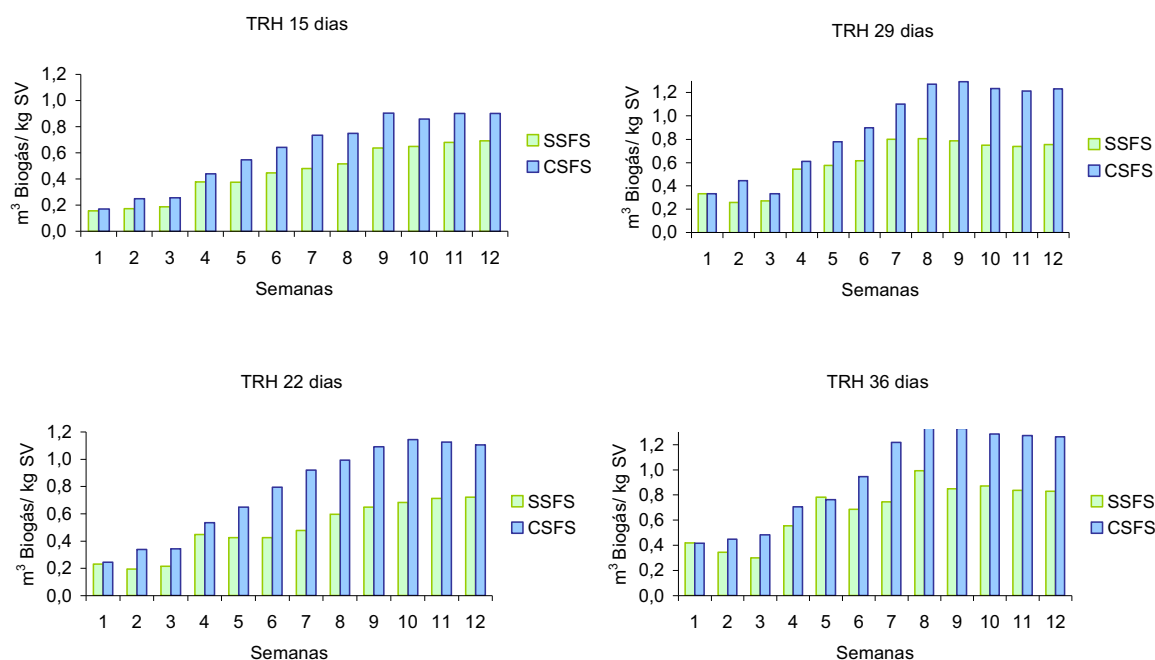


FIGURA 5. Potencial de produção de biogás no dejetos de suíno SSFS e CSFS (m³ biogás/kg SV adicionados), com TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

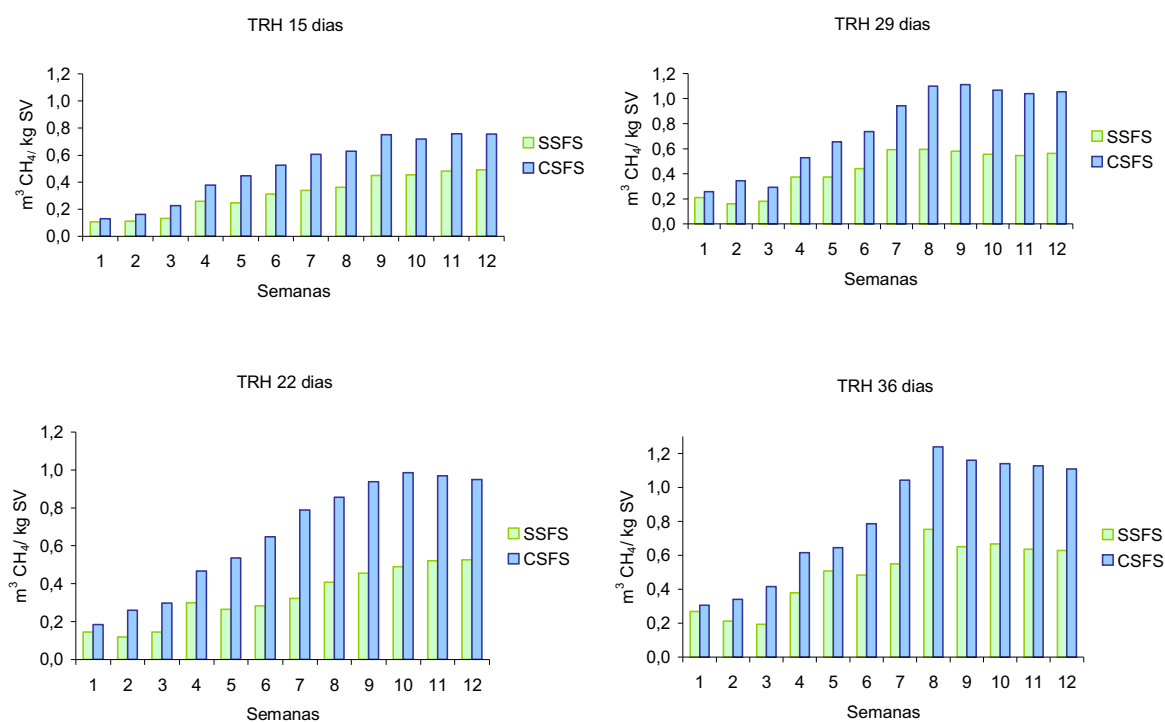


FIGURA 6. Potencial de produção no dejetos de suíno SSFS e CSFS em $m^3 CH_4 / kg SV$ adicionados, com TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

Os potenciais de produção de biogás e de metano por kg de ST e SV adicionados foram superiores ($P < 0,01$) no material CSFS e conforme aumentou o TRH. O melhor desempenho do material CSFS pode ser atribuído a maior quantidade de nutrientes solúveis (de acordo com os valores apresentados na Tabela 6), ou seja, mais facilmente degradados e convertidos em biogás pelos microrganismos no interior dos biodigestores.

TABELA 5. Potenciais de produção de biogás e metano sólidos totais e sólidos voláteis adicionados no dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias

TRH	m ³ biogás/kgST		m ³ CH ₄ /kgST		m ³ biogás/kgSV		m ³ CH ₄ /kgSV	
	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS
15	0,716Bc	1,394Aa	0,455Bc	0,998Ab	0,664Bc	0,890Ad	0,469Bc	0,746Ad
22	0,747Bc	1,252Ab	0,483Bc	0,921Ac	0,693Bc	1,118Ac	0,498Bc	0,961Ac
29	0,814Bb	1,395Aa	0,542Bb	1,024Ab	0,757Bb	1,243Ab	0,561Bb	1,068Ab
36	0,911Ba	1,443Aa	0,625Ba	1,087Aa	0,846Ba	1,287Aa	0,646Ba	1,134Aa
CV%	12,65		12,67		3,21		3,01	

Na linha, letras maiúsculas comparam resultados com e sem separação da fração sólida e na coluna, letras minúsculas comparam os tempos de retenção hidráulica. Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de Tukey (P<0,01).

TABELA 6. Caracterização dos afluentes (teores de FDN, FDA, lignina, celulose e cinza na fração fibrosa, além das quantidades de N, P, K, Mg e Ca), com e sem separação da fração sólida, e do retido na peneira

Amostra	FDN	FDA	lignina	celulose	Cinza
% ST					
SSFS	31,69	13,50	3,61	9,89	12,10
CSFS	20,27	8,65	1,67	6,98	16,19
Retido na Peneira	81,17	19,69	1,84	17,85	16,46
Amostra	N	P	K	Mg	Ca
% ST					
SSFS	3,74	2,05	2,32	0,59	1,16
CSFS	4,52	2,62	2,95	0,70	1,38
Retido na Peneira	1,55	0,50	0,39	0,30	0,57

RICO *et al* (2007) observaram porcentagens de 7,3 e 5,7, 18,5 e 14,8, 6,0 e 24,2, 4,7 e 20,9 para gordura, proteína, celulose, hemicelulose na fração líquida

(separada com peneira de 1,3 mm de malha) e no dejetos *in natura* de bovinos respectivamente. No mesmo trabalho os autores observaram potenciais de produção de biogás de 0,604 e 0,3711 l CH₄/ g SV para as frações líquidas e sólidas respectivamente.

MOLLER *et al* (2004) estudaram as formas de separação das frações sólidas dos efluentes de suinocultura e encontraram potenciais de produção de 210l CH₄/ kg de SV para fração sólida dos dejetos resultante da centrifugação, 247l CH₄/ kg de SV para fração sólida dos dejetos resultante da precipitação química e 506l CH₄/ kg de SV para fração líquida dos dejetos resultante da centrifugação.

Na Tabela 7 estão apresentados os potenciais de produção de biogás e metano por kg sólidos totais e sólidos voláteis reduzidos no dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

TABELA 7. Potenciais de produção de biogás e metano por kg sólidos totais e sólidos voláteis reduzidos no dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias

TRH	m ³ biogás/kgST		m ³ metano/kgST		m ³ biogás/kg SV		m ³ metano/kg SV	
	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS
15	1,351	1,896	0,859	1,358	1,273	1,993	0,809	1,427
22	1,050	2,138	0,680	1,573	1,096	2,250	0,709	1,655
29	1,224	2,164	0,814	1,590	1,283	2,270	0,853	1,668
36	1,382	2,228	0,948	1,679	1,446	2,353	0,992	1,773
Média	1,251	2,106	0,825	1,550	1,274	2216	0,840	1,630
CV%	20,11		20,39		18,52		18,26	
Análise de Variância								
Afl. ¹	S ³		S		S		S	
TRH	Ns ⁴		Ns		Ns		Ns	
Int. ²	Ns		Ns		Ns		Ns	

¹: Afluente SSFS ou CSFS

²: Interação

³: significativo (P<0,01).

⁴: não significativo (P>0,01).

Já para os resultados de potenciais de produção de biogás e metano por kg de ST e SV reduzidos (Tabela 7) só foi observada diferença significativa ($P < 0,01$) quanto ao tipo de afluente utilizado, onde os potenciais de produção do CSFS foram superiores ao SSFS. O fato de não se observar diferenças significativas ($P > 0,01$) conforme o TRH foi alterado, pode estar ligado à possível sedimentação do material no interior do biodigestor, que influenciou a massa de ST e SV e conseqüentemente influenciou no cálculo destes potenciais.

3.1.3. Redução no NMP de coliformes fecais e totais

Na Tabela 8 pode ser observada a eficiência dos diversos tratamentos na redução de coliformes totais e fecais.

TABELA 8. Número mais provável (NMP/100ml) de coliformes totais (CT) e fecais (CF) durante a biodigestão anaeróbia, com dejetos SSFS e CSFS, nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

CT						
TRH	SSFS			CSFS		
	Afluente	Efluente	Redução (%)	Afluente	Efluente	Redução (%)
15	$9,1 \times 10^9$	$1,5 \times 10^4$	99,99984	$3,6 \times 10^9$	$4,6 \times 10^4$	99,99872
22	$9,1 \times 10^9$	$1,1 \times 10^5$	99,99879	$3,6 \times 10^9$	$4,6 \times 10^4$	99,99872
29	$9,1 \times 10^9$	$1,1 \times 10^5$	99,99879	$3,6 \times 10^9$	$4,3 \times 10^3$	99,99988
36	$9,1 \times 10^9$	$4,6 \times 10^4$	99,99949	$3,6 \times 10^9$	$3,6 \times 10^2$	99,99999
CF						
TRH	SSFS			CSFS		
	Afluente	Efluente	Redução (%)	Afluente	Efluente	Redução (%)
15	$7,3 \times 10^9$	$1,5 \times 10^4$	99,99979	$3,6 \times 10^9$	$4,6 \times 10^4$	99,99872
22	$7,3 \times 10^9$	$1,1 \times 10^5$	99,99849	$3,6 \times 10^9$	$1,5 \times 10^4$	99,99958
29	$7,3 \times 10^9$	$4,6 \times 10^4$	99,99936	$3,6 \times 10^9$	$9,1 \times 10^2$	99,99997
36	$7,3 \times 10^9$	$1,5 \times 10^4$	99,99979	$3,6 \times 10^9$	$3,6 \times 10^2$	99,99999

Em todos os tratamentos foram observadas reduções no NMP de coliformes totais e fecais, entretanto não foram observadas diferenças significativas ($P > 0,01$) entre os diversos tratamentos utilizados. No entanto, o conteúdo de coliformes no biofertilizante restringe sua utilização para algumas finalidades, de acordo com resolução CONAMA 357/2005, que admite como concentração permissível para a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, quantidades de coliformes inferiores a 200 coliformes/100 mL de biofertilizante.

As reduções encontradas neste trabalho foram superiores as encontradas por MATEU *et al.* (1992), que observaram reduções de apenas 99% ao estudarem a eliminação de coliformes fecais de resíduos de suínos por meio da digestão anaeróbia mesofílica em biodigestores contínuos modelo indiano com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 18 dias. Esta maior redução pode estar relacionada ao modelo de biodigestor utilizado. O biodigestor tubular se caracteriza por apresentar uma produção elevada de ácido na entrada do material no biodigestor, desta forma o material que entra no biodigestor já sofre ação do pH reduzindo a população de coliformes no material de entrada. STEIL (2001) também observou reduções de 99,99% em substratos preparados a partir dos dejetos de suínos, utilizando-se 0, 10 e 15% de inóculo e por 154 dias de retenção, em concentração inicial de 8% de ST.

3.1.4. Caracterização do afluente e efluente

Nas Tabelas 9 e 10 estão apresentados os teores de macro e micronutrientes avaliados no afluente e efluente, assim como os respectivos incrementos verificados durante o processo, em biodigestores abastecidos com dejetos de suínos, utilizando-se ou não de peneira.

Observando-se os resultados apresentados, verifica-se que, com exceção dos teores de N, Fe, Zn e Cu, houve acréscimo na concentração dos demais constituintes no efluente, em comparação com o afluente. Este fato seria esperado, visto que, em função da redução da fração orgânica, por meio da produção de

biogás, haveria concentração dos constituintes inorgânicos.

Houve diferença significativa ($P < 0,01$) apenas com relação ao tipo de efluente utilizado no abastecimento, onde os SSFS apresentaram os menores teores de nutrientes no efluente em comparação com CSFS. É importante considerar que o aumento da concentração de nutrientes no material CSFS pode ter contribuído para melhorias nas produções de biogás, pois oferece um meio mais propício ao desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios, assim como permite a obtenção de um efluente com maior concentração de elementos fertilizantes.

TABELA 9. Valores médios dos teores de N, P, K, Mg, Ca, Na, Zn, Fe, Mn e Cu (em % dos ST) no afluente e efluente dos biodigestores abastecidos com dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida

	N	P	K	Mg	Ca	Na	Zn	Fe	Mn	Cu
	% dos ST									
Afluente SSFS	3,737	2,047	2,324	0,591	1,158	0,660	0,064	0,266	0,053	0,020
Efluente SSFS 15 dias	3,841	4,844	7,033	1,212	1,364	1,966	0,055	0,224	0,065	0,018
Efluente SSFS 22 dias	3,858	5,100	6,776	1,307	1,290	1,840	0,056	0,233	0,070	0,019
Efluente SSFS 29 dias	3,847	4,610	6,607	1,191	1,475	1,847	0,064	0,223	0,069	0,021
Efluente SSFS 36 dias	3,812	4,589	6,529	1,168	1,449	1,740	0,062	0,219	0,069	0,022
Afluente CSFS	4,522	2,618	2,952	0,702	1,376	0,767	0,080	0,331	0,065	0,025
Efluente CSFS 15 dias	3,716	4,067	7,351	0,948	1,703	2,141	0,062	0,251	0,080	0,026
Efluente CSFS 22 dias	3,470	3,962	7,619	0,944	1,816	2,082	0,059	0,234	0,076	0,026
Efluente CSFS 29 dias	3,382	3,929	7,938	0,963	1,875	2,084	0,062	0,215	0,074	0,024
Efluente CSFS 36 dias	3,347	3,880	7,925	0,947	1,830	2,212	0,060	0,212	0,071	0,024
Retido na peneira	1,546	0,501	0,390	0,300	0,571	0,125	0,020	0,169	0,019	0,007
Análise de Variância										
Afl. ¹	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
TRH	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Int. ²	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

¹: Afluente SSFS ou CSFS

²: Interação

³: significativo (P<0,01).

⁴: não significativo (P>0,01).

TABELA 10. Concentrações médias dos teores de macronutrientes (N, P, K, Mg, Ca, Na em % dos ST) no efluente, em relação ao afluente, dos biodigestores abastecidos com dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida

	N		P		K		Mg		Ca		Na	
	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS
15	2,78	-17,82	136,64	55,35	202,62	149,02	105,08	35,04	17,79	23,76	197,88	179,14
22	3,24	-23,26	149,15	51,34	191,57	158,10	121,15	34,47	11,40	31,98	178,79	171,45
29	2,94	-25,21	125,21	50,08	184,29	168,90	101,52	37,18	27,37	36,26	179,85	171,71
36	2,01	-25,98	124,18	48,20	180,94	168,46	97,63	34,90	25,13	32,99	163,64	188,40
Média	2,74	-23,06	133,79	51,24	189,70	161,12	106,34	35,40	20,42	31,24	180,04	177,67

Análise de Variância

Afl. ¹	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
TRH	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Int. ²	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

¹: Afluente SSFS ou CSFS

²: Interação

³: significativo (P<0,01).

⁴: não significativo (P>0,01).

TABELA 11. Concentrações médias dos teores de micronutrientes (Zn, Fe, Mn e Cu em % dos ST) no efluente, em relação ao afluente, dos biodigestores abastecidos com dejetos de suíno com e sem separação da fração sólida

TRH	Zn		Fe		Mn		Cu	
	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS
15	-14,06	-22,50	-15,79	-24,17	22,64	23,08	-10,00	4,00
22	-12,50	-26,25	-12,41	-29,31	32,08	16,92	-5,00	4,00
29	0,00	-22,50	-16,17	-35,05	30,19	13,85	5,00	-4,00
36	-3,13	-25,00	-17,67	-35,95	30,19	9,23	10,00	-4,00
Média	-7,42	-24,06	-15,51	31,12	28,77	15,77	0,00	0,00
Análise de Variância								
Afl. ¹	S ³	S	S	S	S	S	Ns	Ns
TRH	Ns ⁴	Ns	Ns	Ns	Ns	Ns	Ns	Ns
Interação ²	Ns	Ns	Ns	Ns	Ns	Ns	Ns	Ns

¹: Afluente SSFS ou CSFS

²: Interação

³: significativo (P<0,01).

⁴: não significativo (P>0,01).

4. CONCLUSÕES

A separação da fração sólida da água residuária de suinocultura foi importante para aumentar a eficiência dos biodigestores, proporcionando um maior potencial de produção de biogás, maior teor de metano no gás e um biofertilizante mais rico. Sendo desta forma indicada para baratear o custo de implantação de sistemas de biodigestão e para sistemas subdimensionados ou que se tornaram subdimensionados devido ao incremento na produção de suínos.

Entretanto esta alternativa deve ser estudada com cautela, pois a fração sólida retida na peneira ainda possui um potencial poluidor considerável e desta forma necessita de atenção tanto quanto a fração líquida.

CAPITULO 3 – POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS REMANESCENTE NOS EFLUENTES DE BIODIGESTORES ABASTECIDOS COM DEJETOS DE SUÍNOS COM E SEM SEPARAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA E CONDUZIDOS SOB DIFERENTES TEMPOS DE RETENÇÃO HIDRÁULICA.

RESUMO: O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial poluidor remanescente dos efluentes de biodigestores abastecidos com dejetos de suínos com separação da fração sólida (CSFS) e sem separação da fração sólida (SSFS) e conduzidos sob diferentes tempos de retenção hidráulica. Para o ensaio de biodigestão anaeróbia foram utilizados os efluentes de biodigestores semi-contínuos manejados com 15, 22, 29 e 36 dias de retenção hidráulica com e sem separação da fração sólida. Na execução desta fase foram utilizados biodigestores batelada, que permaneceram em operação por todo o tempo em que houve produção de biogás (60 dias). Foram avaliadas: a produção e qualidade do biogás, bem como os potenciais de produção e as demandas química e bioquímica de oxigênio. Os resultados mostraram que os efluentes que sofreram separação da fração sólida e com maior tempo de retenção hidráulica apresentaram os menores potenciais remanescente de produção de biogás e metano. Foram encontrados potenciais de produção de 0,385 e 0,117 m³ de CH₄/kg de SV adicionados no material SSFS e CSFS respectivamente, no menor TRH (15 dias) e potenciais de produção de 0,074 e 0,018 m³ de CH₄/kg de SV adicionados no material SSFS e CSFS respectivamente, no maior TRH (36 dias).

Palavra chave: metano, meio ambiente, efeito estufa

1. INTRODUÇÃO

Um problema que vem recebendo atenção especial nos últimos anos, não apenas no que se refere à suinocultura, mas a produção animal em geral, é o alto potencial de emissão de gases de efeito estufa provenientes da degradação dos dejetos em lagoas de estabilização. Segundo a UNFCCC (2006) 20 % das emissões mundiais de gases de efeito estufa são provenientes das atividades agropecuárias, sendo o metano (produzido durante a degradação da matéria orgânica em meio anaeróbio) e o óxido nitroso (produzido também em meios anaeróbios, por meio da decomposição de compostos nitrogenados orgânicos ou inorgânicos) os principais gases envolvidos. Estes gases impedem a saída da radiação solar que é refletida na superfície da Terra para o espaço contribuindo assim para o aumento da temperatura global.

Esses gases trazem grande preocupação devido ao seu tempo de vida na atmosfera e seu potencial de aquecimento global com relação ao CO₂ (o CO₂ é o principal gás do efeito estufa, por isso foi eleito como sendo índice 1 para o aquecimento global e os demais gases são comparados a ele). Segundo a UNFCCC (2006) a vida média desses gases na atmosfera seria de 12 anos para o CH₄ e 120 anos para o N₂O e os respectivos potenciais de aquecimento global iguais à 21 e 310.

A única forma de evitar a emissão destes gases seria a captação e posterior combustão, onde o CH₄ e N₂O seriam transformados em CO₂ e N₂ após a queima, reduzindo assim a contribuição para o aquecimento global. O uso de biodigestores é uma forma segura de captar esses gases de efeito estufa, pois consiste em um sistema fechado com uma saída que pode ser conectada a um queimador, para que ocorra a transformação de gases altamente prejudiciais em gases menos prejudiciais ao aquecimento global.

Neste contexto cresce o número de projetos MDL (Mecanismos de Desenvolvimento Limpo) em suinoculturas com o uso de biodigestores como forma de tratamento dos efluentes. O MDL é um mecanismo de flexibilização em que para cada tonelada de CO₂ que deixa de ser emitida ou que é retirada

da atmosfera, por um país em desenvolvimento, poderá ser negociada no mercado mundial, criando um novo atrativo para redução das emissões globais ROCHA (2003).

Com a venda dos créditos de carbono e a utilização do biogás como fonte de energia para a granja o suinocultor consegue reduzir seus custos de produção. Com a redução dos custos o produtor muitas vezes acaba utilizando o capital para investir apenas na ampliação de seu plantel de suínos, sem se preocupar com o sistema de tratamento dos dejetos.

A ampliação do plantel provoca um aumento na quantidade de dejetos fazendo com que diminua o tempo de permanência do material dentro do biodigestor (redução do tempo de retenção hidráulica) e com isso o substrato deixa o biodigestor antes do tempo, ou seja, com um potencial poluidor ainda elevado. Uma maneira prática de evidenciar este problema é quando se observa grande quantidade de gás sendo produzida pelo material que deixa o biodigestor.

Uma alternativa que possibilite o aumento de plantel sem alteração do tamanho do sistema de tratamento seria torná-lo mais eficiente. Esse aumento da eficiência pode ser conseguido com a separação da fração sólida, sendo que assim o processo será otimizado (maior produção de biogás/ kg de sólido), mais rápido (menor tempo de retenção hidráulica), além de mais econômico, pois necessita de reatores com menor tamanho para um mesmo número de animais.

Na literatura praticamente não são verificados trabalhos que avaliem o potencial poluidor remanescente dos efluentes de biodigestores com diferentes TRH e, ainda mais escassos são os dados que relacionam o TRH com a separação ou não da fração sólida. Este fato justifica o estudo da separação de sólidos, dos tempos de retenção hidráulica e do potencial de produção de biogás remanescente no efluente dos biodigestores, pois este dado permitirá a avaliação do potencial de emissão de metano para atmosfera em cada tempo de retenção adotado.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Descrição do local

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – FCAV/Unesp, Jaboticabal.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Aw com transição para Cwa (VOLPE, 2004, comunicação pessoal). De acordo com as normais (1971-2000) observadas em Jaboticabal, este clima se caracteriza por ser subtropical úmido, seco no inverno e com chuvas no verão, com precipitação anual de 1.424,6 mm, temperatura média anual de 22,2° C e umidade relativa média anual de 70,8%.

2.2. Definição do experimento

Para a avaliação do potencial poluidor remanescente foram utilizados neste experimento os efluentes de biodigestores abastecidos com água residuária de suinocultura com separação da fração sólida (CSFS) e sem separação da fração sólida (SSFS) e, conduzidos sob diferentes tempos de retenção hidráulica (15, 22, 29 e 36 dias). Esta seqüência de processos pode ser melhor compreendida na Figura 7.

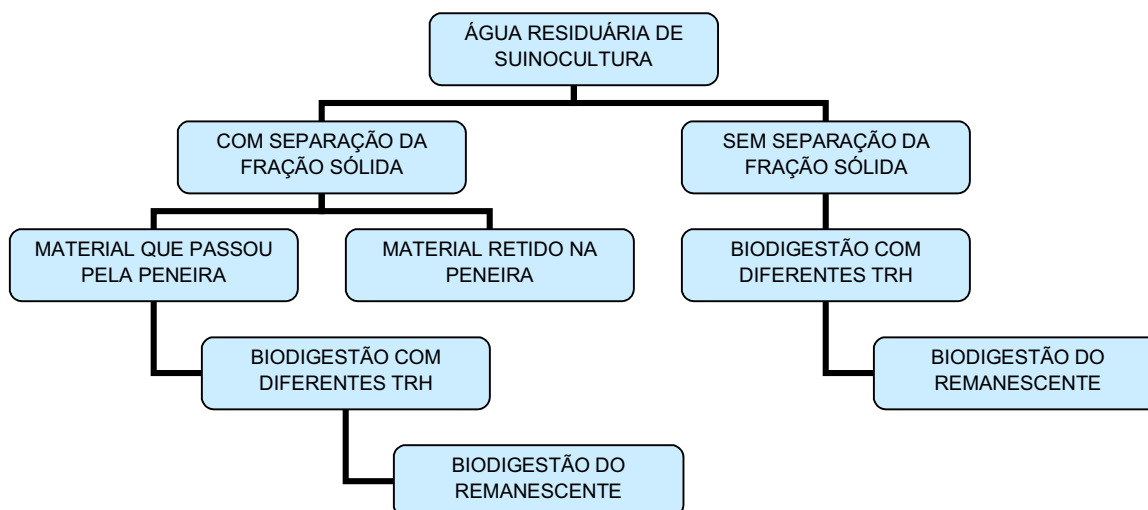


FIGURA 7. Esquema da forma de obtenção de cada efluente para avaliação do potencial poluidor remanescente.

2.2.1. Ensaio de biodigestão anaeróbia

O efluente dos biodigestores semi-contínuos operados por 15, 22, 29 e 36 dias de retenção a partir do substrato água residuária de suinocultura com e sem separação da fração sólida, foi utilizado como substrato para o abastecimento de biodigestores modelo batelada de bancada, no intuito de se avaliar a continuidade do processo de biodigestão anaeróbia e, conseqüentemente da produção de biogás após a saída destes materiais do interior dos biodigestores.

Durante o ensaio de biodigestão anaeróbia foram avaliados a produção total de biogás e metano, os potenciais de produção de biogás e metano, demandas química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO).

Os biodigestores utilizados foram constituídos por vidros com capacidade de 2 litros de substrato em fermentação, fechados por uma tampa de borracha com um tubo metálico acoplado no centro para permitir a saída do biogás produzido (Figura 8). Os vidros foram acoplados, através mangueiras de silicone, a gasômetros de PVC permitindo o armazenamento e medida do biogás produzido. Os gasômetros foram constituídos de dois cilindros de 250 e 300 mm de diâmetro e encontram-se inseridos, um no interior do outro, de tal forma que o espaço existente entre a parede externa do cilindro interior e a

parede interna do cilindro exterior comporta um volume de água (“selo de água”), atingindo profundidade de 500 mm. O cilindro de 300 mm de diâmetro foi fixado sobre uma placa de PVC com 2,5 cm de espessura, recebendo o cilindro de 250 mm de diâmetro no seu interior. O cilindro de 250 mm diâmetro teve uma das extremidades vedadas com um cap que recebeu o gás produzido, a outra extremidade esteve emborcada no selo de água para armazenar o gás produzido.

Os biodigestores e os gasômetros foram dispostos sobre uma bancada, em condições de temperatura ambiente, abrigados da luz solar e chuvas.

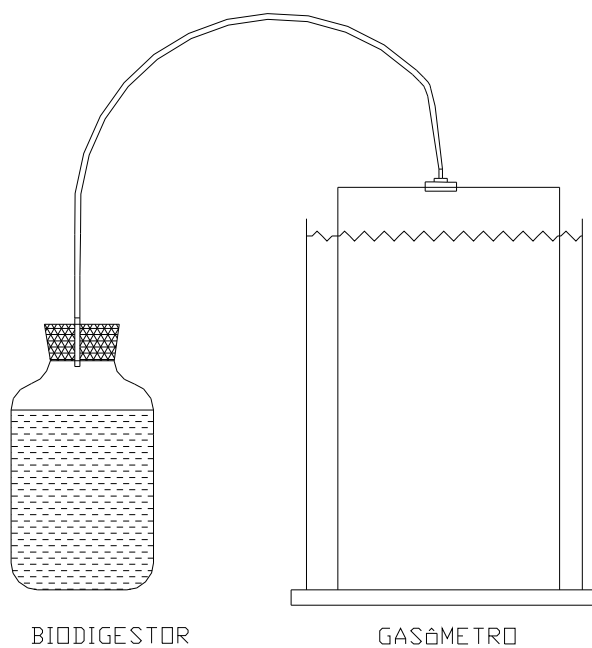


FIGURA 8. Biodigestor tipo batelada de bancada utilizado no experimento.

2.3. Metodologias empregadas

2.3.1. Determinação dos teores de ST e SV

Os teores de ST e SV das amostras coletadas durante o ensaio de de biodigestão anaeróbia foram determinados de acordo com metodologia descrita

por APHA (1995).

2.3.2. Determinação do volume de biogás e cálculo dos potenciais de produção de biogás

Para a determinação dos volumes de biogás produzidos diariamente, mediu-se o deslocamento vertical dos gasômetros, que foi multiplicado pela área da seção transversal interna dos gasômetros, ou seja, 0,0507 m². 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).

Os potenciais de produção de biogás foram calculados utilizando-se os dados de produção diária e as quantidades de substrato, de ST, SV, DQO e DBO adicionados nos biodigestores. Os valores foram expressos em m³ de biogás por kg de ST, SV, DQO e DBO adicionados.

2.3.3. Análise da composição do biogás produzido

As análises da composição do biogás produzido nos biodigestores foram realizadas semanalmente para determinação dos teores de metano (CH₄), em cromatógrafo de fase gasosa Finigan GC-2001, equipado com as colunas Porapack Q e Peneira Molecular, e detector de condutividade térmica.

2.3.4. Determinação das demandas química e bioquímica de oxigênio

Os valores da DQO foram obtidos por método colorimétrico, empregando-se espectrofotômetro modelo DR/2000 da HACH e bloco digestor para DQO, também da HACH. A metodologia descrita nos manuais do aparelho faz uso de

digestão ácida em meio com dicromato de potássio e catalisadores, utilizando-se reta padrão existente na memória do aparelho. Esta metodologia se equivale à descrita no APHA (1995).

Os valores da DBO foram calculados pela diferença do oxigênio inicial da amostra (mensurado imediatamente após a colheita) pelo oxigênio final (calculado após incubação da amostra por 5 dias em estufa de BDO a 20°C) e dividido pelo percentual de diluição. Os valores de oxigênio foram calculados com base na metodologia de WINKLER. Esta metodologia se equivale à descrita no APHA (1995).

2.4. Análise dos resultados

O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x4, sendo dois tipos de substrato (efluente de biodigestores semi-contínuos SSFS e CSFS) em quatro tempos de retenção hidráulica (15, 22, 29 e 36 dias) com três repetições por tratamento. As médias dos tratamentos foram comparadas entre si através do teste de TUKEY.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Composição dos substratos

Os dados apresentados na Tabela 12 e 13 demonstram que houve diferença ($P < 0,01$) nos teores de ST, SV, DQO e DBO entre os substratos utilizados no experimento. Isso se deve aos tratamentos prévios que cada substrato recebeu (SSFS e CSFS nos TRH 15, 22, 29 ou 36 dias), como mostra a Figura 7.

Para os teores ST e SV observa-se que houve diferenças ($P < 0,01$) apenas entre o substrato que sofreu separação da fração e entre os diferentes TRH, não sendo verificada interação entre estas duas variáveis. A média dos efluentes que sofreram separação da fração sólida foi inferior a média dos efluentes que não sofreram a separação da fração sólida, desta forma fica evidente a contribuição que o processo de separação da fração sólida teve sobre a redução destes componentes. Já no que se refere aos TRH apenas a média do TRH 15 dias diferiu ($P < 0,01$) das demais médias dos outros TRH.

TABELA 12. Teores de sólidos totais e voláteis nos substrato utilizado para o abastecimento dos biodigestores batelada de bancada

TRH	%ST			%SV		
	SSFS	CSFS	Média	SSFS	CSFS	Média
15	0,78	0,55	0,66A	0,61	0,40	0,50A
22	0,64	0,51	0,57B	0,46	0,36	0,41B
29	0,62	0,38	0,55B	0,44	0,28	0,36B
36	0,65	0,47	0,50B	0,47	0,34	0,405B
Média	0,67A	0,47B		0,50A	0,34B	
CV%	7,69			7,57		

Letras distintas diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,01$).

Com relação aos teores de DQO e DBO houve interação significativa ($P < 0,01$) entre o tipo de efluente e TRH, onde o substrato CSFS e submetido ao TRH 36 dias apresentou os menores valores de DQO e DBO. Tomando como base a DQO observada para um TRH de 15 dias o material SSFS possui

um valor de 16,35 g/l e 9,70 g/l para o material CSFS, praticamente o dobro. SÁNCHEZ *et al.* (2001) concluíram que a carga orgânica dos dejetos de suínos influenciam ao utilizarem 20% de inóculo na alimentação de biodigestores com dejetos de suínos, adotando-se cargas de DQO de 3,3; 7,0; 12,0; 19,3 e 26,3 g O₂ / l, e mantiveram os reatores em fermentação por um período de 35 dias. Foi observado que com o aumento da DQO na composição dos substratos, houve menor redução de suas concentrações durante a biodigestão anaeróbia, reduzindo assim a eficiência do processo. Os autores estimaram que um aumento na concentração de DQO da ordem de 6,0 g O₂ / l resultou em 10% a menos de eficiência na remoção de matéria orgânica.

TABELA 13. Teores de demanda química (DQO) e bioquímica (DBO) de oxigênio nos substrato utilizado para o abastecimento dos biodigestores batelada de bancada

TRH	DQO (g/ l)		DBO (g/ l)	
	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS
15	16,35Aa	9,70Ba	9,80Aa	7,51Ba
22	12,90Ab	9,32Bab	7,78Ab	7,22Bab
29	11,34Ac	8,57Bab	7,14Ac	6,53Bab
36	9,28Ac	8,23Bb	7,17Ad	6,37Bb
CV%	5,14		6,11	

Na linha, letras maiúsculas comparam resultados com e sem separação da fração sólida e na coluna, letras minúsculas comparam os tempos de retenção hidráulica. Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de Tukey (P<0,01).

O dejetos de suínos se caracteriza por conter elevados valores de DQO e DBO, assim como reforçado por PERDOMO *et al* (1999) e SÁNCHEZ *et al.* (2001), o que lhe atribui a necessidade de que seja mais diluído para a preparação dos substratos, assim como que seja mantido por maior tempo dentro dos biodigestores, assegurando com que ocorra maiores reduções de DQO e DBO e que os conteúdos destes constituintes no efluente sejam reduzidos ao máximo.

3.2. Produção e potenciais de produção de biogás e metano

Conforme os resultados obtidos nas Figuras 9, 10, 11 e 12 observa-se que as maiores produções de biogás e metano remanescentes foram para os substratos SSFS e manejados com os menores TRH. Para todos os tratamentos as maiores produções ocorreram nos primeiros 15 dias, entretanto, foram observadas produções durante um período de 60 dias para os biodigestores SSFS e com TRH de 15 dias.

Os maiores potenciais de produção de biogás e metano por kg de ST, SV, DQO e DBO adicionados foram observados para o material SSFS, apresentados nas Tabelas 14, 15 e Figuras 13, 14, 15 e 16.

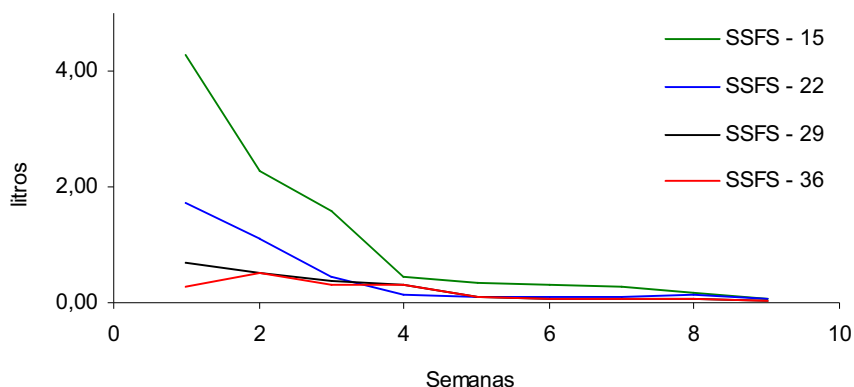


FIGURA 9. Produção (ℓ) de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores alimentados com água residuária sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22 e 36 dias.

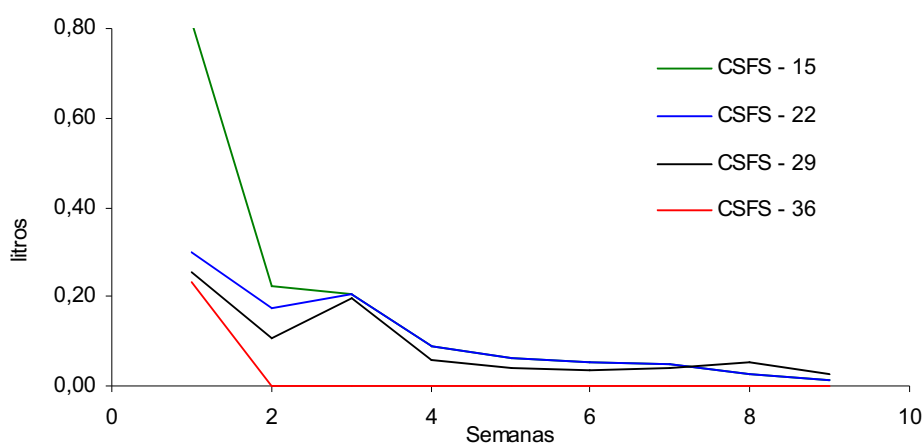


FIGURA 10. Produção (ℓ) de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores alimentados com água residuária que sofreu separação da fração sólida nos TRH de 15, 22 e 36 dias.

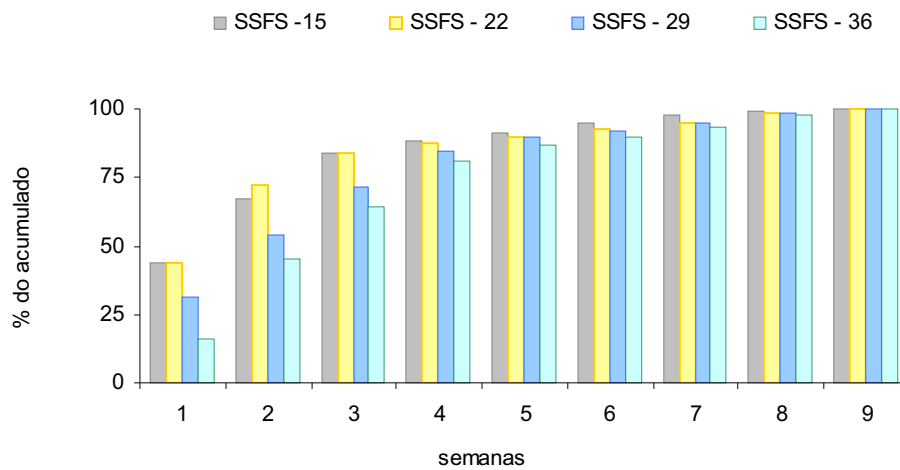


FIGURA 11. Produção acumulada (%) de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores alimentados com água residuária sem separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

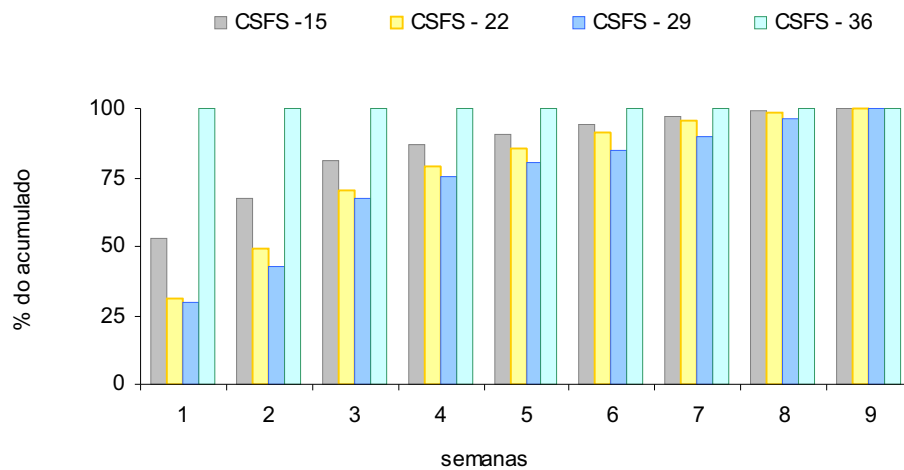


FIGURA 12. Produção acumulada (%) de biogás remanescente nos efluentes de biodigestores alimentados com água residuária que sofreu separação da fração sólida nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

TABELA 14. Produção (ℓ) e potenciais de produção de biogás (por kg de substrato, de ST, de SV, de DQO e de DBO adicionado)

TRH	litros (ℓ)		ℓ /kg de substrato		m ³ /kg ST		m ³ /kg SV		m ³ /kg DQO		m ³ /kg DBO	
	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS
15	9,200Aa	1,800Ba	3,100Aa	0,600Ba	0,396Aa	0,108Ba	0,501Aa	0,151Ba	0,185Aa	0,062Ba	0,311Aa	0,08Ba
22	4,100Ab	1,000Bab	1,400Ab	0,300Bab	0,212Ab	0,063Bab	0,293Ab	0,088Bab	0,105Ab	0,034Bb	0,174Ab	0,044Bb
29	2,400Ac	0,800Bb	0,800Ac	0,300Bb	0,128Ac	0,066Bab	0,179Ac	0,091Bab	0,070Ac	0,029Bc	0,111Ac	0,039Bbc
36	1,400Ad	0,200Bb	0,500Ad	0,100Bb	0,073Ad	0,017Bb	0,101Ad	0,024Bb	0,051Ad	0,010Bc	0,066Ad	0,012Bc
CV %	14,39		14,38		17,33		16,35		14,01		12,27	

Na linha, letras maiúsculas comparam resultados com e sem separação da fração sólida e na coluna, letras minúsculas comparam os tempos de retenção hidráulica. Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de Tukey (P<0,01).

TABELA 15. Produção (ℓ) e potenciais de produção de metano (por kg de substrato, de ST, de SV, de DQO e de DBO adicionado)

	litros (ℓ)		ℓ /kg de substrato		m ³ /kg de ST		m ³ /kg de SV		m ³ /kg DQO		m ³ /kg DBO	
TRH	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS	SSFS	CSFS
15	7,000Aa	1,400Ba	2,300Aa	0,500Ba	0,305Aa	0,084Ba	0,385Aa	0,117Ba	0,144Aa	0,048Ba	0,240Aa	0,062Ba
22	3,100Ab	0,700Bb	1,000Ab	0,200Bb	0,163Ab	0,048Bab	0,226Ab	0,068Bab	0,811Ab	0,026Bb	0,135Ab	0,034Bb
29	1,800Ac	0,600Bb	0,600Ac	0,200Bb	0,096Ac	0,050Bab	0,134Ac	0,069Bab	0,053Ac	0,022Bbc	0,083Ac	0,029Bbc
36	1,000Ad	0,200Bb	0,300Ad	0,100Bb	0,053Ad	0,013Bb	0,074Ad	0,018Bb	0,037Ac	0,007Bc	0,048Ad	0,010Bc
CV %	13,84		14,38		18,01		16,97		14,28		11,26	

Na linha, letras maiúsculas comparam resultados com e sem separação da fração sólida e na coluna, letras minúsculas comparam os tempos de retenção hidráulica. Médias seguidas de letras distintas diferem entre si pelo teste de Tukey (P<0,01).

Os potenciais de mais tempo para completa estabilização.

Como pode ser observado nas Figuras 13, 14, 15 e 16 tanto CSFS como SSFS, apresentaram a mesma tendência, ou seja linear com coeficiente de correlação negativo que pode ser interpretado da seguinte forma, conforme aumenta o TRH a que o material foi submetido anteriormente mais se reduz o potencial de produção de biogás e de metano remanescente. produção de biogás e de metano foram superiores no material que SSFS com relação ao material CSFS e submetidos aos menores TRH.

O maior potencial de produção de biogás e metano remanescente do efluente SSFS pode ser atribuído ao maior tamanho médio das partículas e aos maiores teores de nutriente de difícil degradação que não foram removidos pelo processo de peneiramento, ou seja, são efluentes que possuem uma taxa de degradação mais lenta, por isso necessitam de

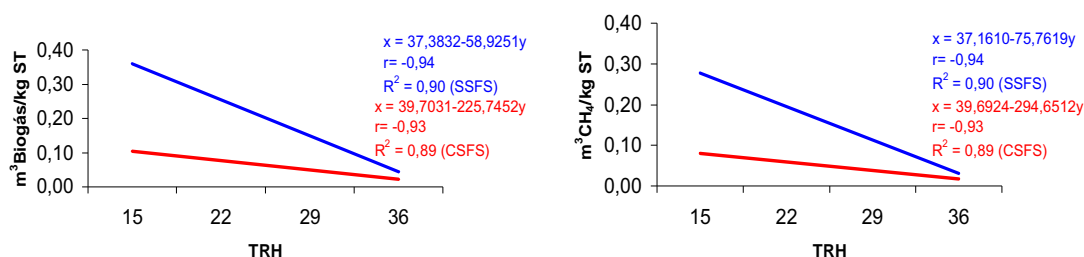


Figura 13. Potencial de produção de biogás e metano remanescente por kg de ST adicionado nos substrato SSFS e CSFS nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

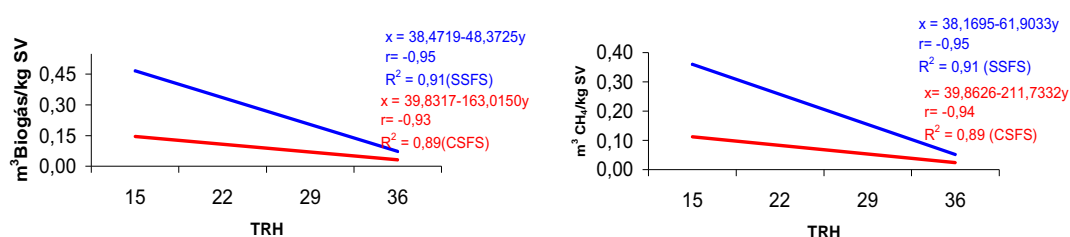


Figura 14. Potencial de produção de biogás e metano remanescente por kg de SV adicionado nos substrato SSFS e CSFS nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

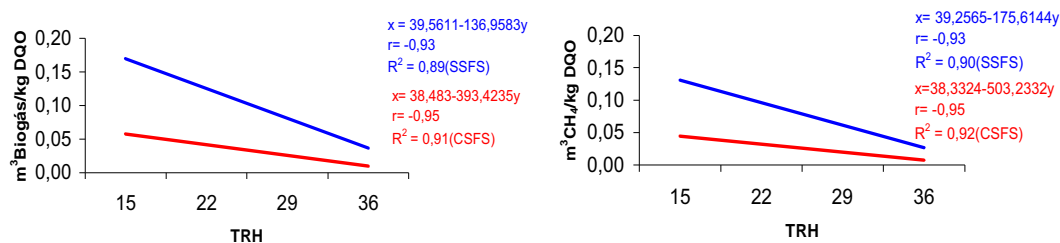


Figura 15. Potencial de produção de biogás e metano remanescente por kg de DQO adicionada nos substrato SSFS e CSFS nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

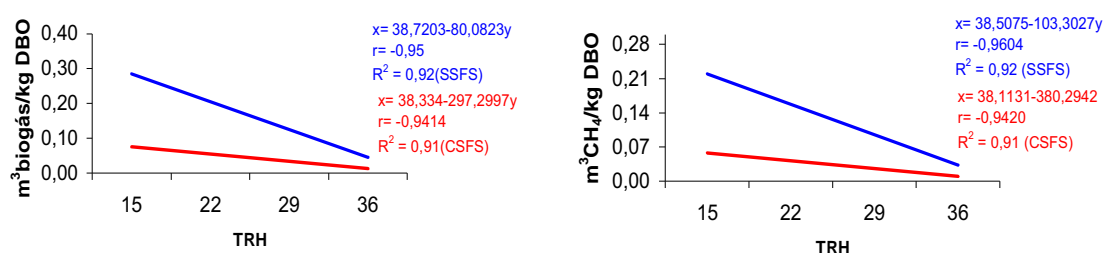


Figura 16. Potencial de produção de biogás e metano remanescente por kg de DBO adicionada nos substrato SSFS e CSFS nos TRH de 15, 22, 29 e 36 dias.

MATEU *et al.* (1992) operaram biodigestores mantidos à temperatura de 37°C , com TRH de 14 dias, e encontraram potencial médio de produção de $0,4 \text{ m}^3$ de biogás por kg de sólidos voláteis adicionados. Tomando como base este valor e comparando com o resultado obtido na Tabela 15 para o material sem separação da fração sólida e com o TRH de 15 dias (muito próximo ao utilizado no trabalho citado), conclui se a biodigestão removeu apenas metade da capacidade poluente do resíduo, sendo necessário um maior tempo para uma degradação mais efetiva.

Ao comparar o potencial de produção de metano do efluente com os dados da Tabela 15 e a equação de predição da Figura 14, conclui se que será necessário um TRH 33 dias para que um efluente SSFS atinja o mesmo potencial de produção de biogás remanescente/ kg SV adicionados do CSFS em um TRH de 15 dias ($0,117 \text{ m}^3$ biogás/kg SV adicionado).

4. CONCLUSÕES

Os potenciais de produção de biogás e metano remanescentes encontrados neste experimento foram elevados para os efluentes de biodigestores conduzidos com TRH de 15 dias e sem separação da fração sólida. Desta forma, as suinoculturas que se enquadram nesta situação, continuam contribuindo de maneira efetiva para emissão dos gases de efeito estufa, colocando em dúvida seu enquadramento em um modelo de MDL.

A separação sólida foi eficiente para reduzir a produção de biogás remanescente, sendo desta forma recomendada como uma maneira de tornar o processo de biodigestão mais eficiente. Seu uso pode ser justificado em suinoculturas que tiveram aumento do plantel de animais sem ampliação de seu sistema de tratamento de efluentes.

CAPITULO 4 – COMPOSTAGEM DA FRAÇÃO SÓLIDA DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA.

RESUMO: Avaliar o desenvolvimento do processo de compostagem utilizando como substrato a fração sólida da água residuária de suinocultura foram os objetivos deste trabalho. Para obtenção da fração sólida, a água residuária de suinocultura foi submetida ao peneiramento utilizando se de peneira com malha de 1milimetro . Após separação, a fração sólida foi levada até o pátio de compostagem onde foi utilizado para a confecção de três leiras de compostagem. Durante a compostagem da fração sólida da água residuária de suinocultura, foram avaliadas a temperatura, reduções de sólidos totais (ST), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico, matéria orgânica compostável (MOC), matéria orgânica resistente a compostagem (MORC), número mais provável (NMP) de coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF) e volume, além da qualidade do composto. A compostagem se mostrou eficiente no tratamento da fração sólida da água residuária de suinocultura devido a elevada redução do poder poluente dos dejetos, que pode ser observada pela redução de 71,24% de ST, 64,55% do volume, 56,89% do teor de DQO e 56,89% MOC. Foram verificadas reduções de 100 % CT e CF, o que possibilita seu uso como adubo orgânico.

Palavra chave: composto, dejetos, peneira

1. INTRODUÇÃO

A produção de suínos gera consideráveis quantidades de dejetos, que são ricos em matéria orgânica e nutrientes. Por dia, um suíno chega a excretar 6% do seu peso vivo de esterco fresco. Os dejetos de suínos na maioria das vezes são coletados na forma líquida e aplicado diretamente no solo. Esta aplicação prolongada, aliada ao aumento do número de animais produzido por área, pode levar a problemas como eutrofização corpos de água, contaminação fecal, liberação de metano e outros gases indesejáveis para a atmosfera.

O uso excessivo de água na limpeza das instalações de suínos leva a formação de um efluente com baixa concentração de sólidos, sendo indicados nessas condições os sistemas anaeróbios de tratamento (biodigestores e/ou lagoas de estabilização). Entretanto alguns autores recomendam que seja feita uma separação de sólidos antes do tratamento da água residuária em biodigestores, a fim de tornar o sistema mais eficiente (maior produção de biogás/kg de sólido), rápido (menor tempo de retenção hidráulica) e mais econômico. Esta melhora no sistema ocorre por que durante o processo de separação da fração sólida ficam retidas as estruturas de difícil degradação, composta por frações insolúveis, fibras resistentes a degradação e partículas muito grandes.

Quando se utiliza de um sistema de separação de sólidos do efluente é necessário ter em mente que essa fração sólida retida ainda tem um poder poluente elevado e necessita de tratamento adequado antes de ser destinado no meio ambiente.

A compostagem seria uma forma de tratar a fração sólida (menos degradável) dos dejetos restando como produto final um composto orgânico. LO *et al* (1993) obtiveram excelentes resultados após submeterem a fração sólida dos dejetos de suínos a compostagem com e sem a adição de resíduos vegetais.

A compostagem é uma das técnicas mais antigas empregada no tratamento e reciclagem dos dejetos gerados na produção animal. A facilidade de condução e os baixos custos para o desenvolvimento do processo têm justificado sua adoção. As

vantagens da compostagem destacadas por GOMEZ (1998) foram: reciclagem dos elementos com interesse agrônômico, redução do volume inicial de resíduos, degradação de substâncias tóxicas e/ou patógenos e produção de energia de forma mais disponível.

Este sistema de reciclagem dos nutrientes é uma forma de acelerar a decomposição da matéria orgânica em relação ao que ocorreria no meio ambiente, melhorando as condições de atividade dos microrganismos (bactérias e fungos). Neste processo a fase termofílica ativa a proliferação de microrganismos exotérmicos (aumento da temperatura da massa) com efetivo poder na destruição de patógenos e sementes de plantas daninhas.

O desempenho da compostagem será determinado pela consorciação de alguns parâmetros considerados essenciais como: disponibilidade de oxigênio, umidade, temperatura e composição dos resíduos, principalmente.

A fração sólida separada do dejetos de suínos nem sempre atinge a umidade recomendada, geralmente se apresentando em torno de 75% de umidade. A elevada umidade dos dejetos de suínos torna-se um fator limitante ao processo de compostagem, visto que o excesso de água na massa enleirada poderá comprometer a sobrevivência dos microrganismos, por criar condições anaeróbias (STENTIFORD, 1996, IMBEAH, 1998). Uma alternativa amplamente recomendada e que vem trazendo melhorias nos processos é a adição de resíduos vegetais como palhas, serragem, maravalha e restos culturais. Esses materiais teriam a função de ajustar a umidade e a relação C/N do material.

ZHU *et al.* (2004) efetuaram a compostagem dos dejetos de suínos, coletados por raspagem, em associação com palha de arroz, nas proporções de 66 e 14%, respectivamente. As leiras foram manejadas em três diferentes sistemas de aeração: aeração contínua, 4 horas por dia, a partir do 4º dia, aeração passiva e aeração induzida, sempre que a temperatura na leira atingia valores superiores à 60º C, a partir do 4º dia de compostagem. Aos 49 dias do início da compostagem foram observadas reduções de 61,88, 48,07 e 50,53% nas quantidades de matéria seca enleirada, em leiras manejadas com aerações contínua, passiva e induzida,

respectivamente. As maiores temperaturas foram alcançadas em leiras com aeração induzida e as menores em leiras com aeração passiva. A partir do 3º dia de compostagem não foi detectada a presença de *E. coli* e após 63 dias do início do processo não foram encontrados ovos de helmintos. A maturação do composto foi verificada aos 49 dias.

Independente do material que será utilizado como substrato para o processo de compostagem a US EPA (2005) recomenda que a temperatura no interior da leira atinja, no mínimo, 55°C e mantenha-se nesta faixa por 3 dias consecutivos para que o número de microrganismos indicadores de poluição fecal atinja níveis aceitáveis, permitindo a aplicação no solo.

ORRICO JR. *et al.* (2004) verificaram significativas reduções dos NMP de coliformes totais e fecais durante a compostagem de cama de frangos + carcaças de aves, demonstrando que houve eficiência do processo na remoção de coliformes, sobretudo fecal, durante o período de enleiramento. As reduções observadas foram de aproximadamente 100,0%, com números mais prováveis de $1,1 \times 10^8$ de coliformes totais e fecais/grama de material, no início do processo, e 3,0 coliformes totais e fecais /grama de composto.

Um dos principais benefícios da compostagem é a redução do volume de resíduos. PEIXOTO (1988) mencionou que a redução de volume das leiras de compostagem pode variar em torno de 50 a 70% e que cada metro cúbico de composto produzido pode pesar mais de 1000 kg.

Os avanços conseguidos na suinocultura, como um todo, indicam que os números que correspondem ao crescimento da atividade suinocultura, tanto da produção de carne como da produção de dejetos, merecem ser analisados sob aspectos que se relacionam aos ganhos de mercado e as perdas e degradação de recursos naturais.

Este fato justifica o estudo da compostagem da fração sólida retida através do peneiramento da água residuária de suinocultura, no que diz respeito à qualidade do processo e do composto final

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Descrição do local

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Biodigestão Anaeróbia do Departamento de Engenharia Rural, com os dejetos coletados no Setor de Suinocultura, ambos pertencentes à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – FCAV/Unesp, Jaboticabal.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é Aw com transição para Cwa (VOLPE, 2004, comunicação pessoal). De acordo com as normais (1971-2000) observadas em Jaboticabal, este clima se caracteriza por ser subtropical úmido, seco no inverno e com chuvas no verão, com precipitação anual de 1.424,6 mm, temperatura média anual de 22,2° C e umidade relativa média anual de 70,8%.

2.2. Definição do experimento

A água residuária de suinocultura foi preparada através mistura de água e dejetos de suínos em uma proporção que o teor de sólidos totais ficasse entre 2,0 e 2,5% de sólidos totais. Este substrato foi submetido ao peneiramento em peneira de malha quadrada de 1 mm e sua fração sólida retida utilizada para confecção de três leiras de compostagem. Na Tabela 16 estão apresentados os dados de volume e massa de matéria natural (MN), ST e SV do material retido na peneira, que foi utilizado como substrato para o processo de compostagem.

TABELA 16. Volume e massa de MN, ST e SV retido na peneira utilizado na confecção das leiras de compostagem

Leira	Volume (litros)	kg		
		MN	ST	SV
1	426,0	341,0	88,0	76,0
2	426,0	342,0	89,0	77,0
3	435,0	339,0	88,0	76,0
Média	429,0	341,0	88,0	76,0

O processo de compostagem foi conduzido em um pátio com piso de concreto, declividade de 2% para escoamento da umidade excessiva e cobertura plástica, para proteger da incidência solar direta e chuvas.

No ensaio de compostagem foram monitorados: temperatura, peso, teores de ST e SV, volume ocupado pelas leiras semanalmente e coliformes totais e fecais no início e posteriormente se avaliaram coliformes totais e fecais e qualidade do composto final.

2.3. Metodologias empregadas

2.3.1. Determinação dos teores de ST e SV, e dos números mais prováveis (NMP) de coliformes totais e fecais

Os teores de ST e SV das amostras coletadas durante os ensaios de caracterização e biodigestão anaeróbia foram determinados de acordo com metodologia descrita por APHA (1995).

O NMP de coliformes totais e fecais foi avaliado no início, meio e fim do processo de compostagem por meio da técnica de tubos múltiplos, a partir de metodologia descrita pela APHA (1995).

2.3.2. Digestão sulfúrica para quantificação dos minerais

As amostras coletadas durante o desenvolvimento do experimento de compostagem foram pré-secadas à 60° C, em estufa de circulação forçada de ar, por 48 horas. A seguir serão finamente moídas, em moinho de facas, e então utilizadas para a digestão da matéria orgânica.

Para a digestão se utilizou o digestor Digesdahl Hach, que promove a digestão total da matéria orgânica à base de ácido sulfúrico (H₂SO₄) e peróxido de hidrogênio (H₂O₂) a 50%.

Com o extrato obtido da digestão sulfúrica foi possível efetuar a determinação dos teores de Nitrogênio, Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio, Sódio, Ferro, Cobre, Zinco e Manganês, segundo BATAGLIA *et al.* (1983). O nitrogênio foi determinado 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 é medida em espectrofotômetro, determinando-se assim a concentração de fósforo das amostras, por meio da utilização de uma reta padrão traçada previamente a partir de concentrações conhecidas, com padrões de concentrações entre 0 e 52 mg de P/mL. Estes padrões foram preparados conforme metodologia descrita por MALAVOLTA (1989). As concentrações de K, Ca, Mg Na, Fe, Cu, Zn e Mn foram determinadas em espectrofotômetro de absorção atômica modelo GBC 932 AA.

2.3.3. Determinação do carbono, matéria orgânica compostável (MOC), matéria orgânica resistente à compostagem (MORC) e demanda química de oxigênio (DQO)

A partir das amostras coletadas nas leiras de compostagem no início e fim do processo foram quantificados os teores de C orgânico, cuja análise fundamenta-se no fato da matéria orgânica oxidável ser atacada pela mistura sulfocrômica, utilizando-se o próprio calor formado pela reação do dicromato de potássio com o ácido sulfúrico como fonte calorífica. O excesso de agente oxidante, que resta deste ataque, é determinado por titulação com sulfato ferroso. O método oferece a vantagem de não oxidar a fração de matéria orgânica não decomponível durante o processo de compostagem (KIEHL, 1985). Os conteúdos de matéria orgânica compostável (MOC), matéria orgânica resistente a compostagem (MORC) e demanda química de oxigênio (DQO) foram estimados conforme proposto por KIEHL (1985).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Temperatura e redução no NMP de coliformes fecais e totais

Os resultados que se referem ao acompanhamento da temperatura durante o período de compostagem estão representados na Figura 17. Este parâmetro é considerado como um fator determinante na eficiência do processo sobre a redução das características poluentes do resíduo e por isto tradicionalmente utilizada como indicador da performance do processo de compostagem. Independente do material que será utilizado como substrato para o processo de compostagem a US EPA (citado por LAU, *et al.*, 1992) recomenda que a temperatura no interior da leira atinja, no mínimo, 55°C e mantenha-se nesta faixa por pelo menos 3 dias consecutivos para que o número de patógenos atinja níveis aceitáveis, permitindo a aplicação no solo. Por esta razão a temperatura deve ser acompanhada durante todo o processo de compostagem.

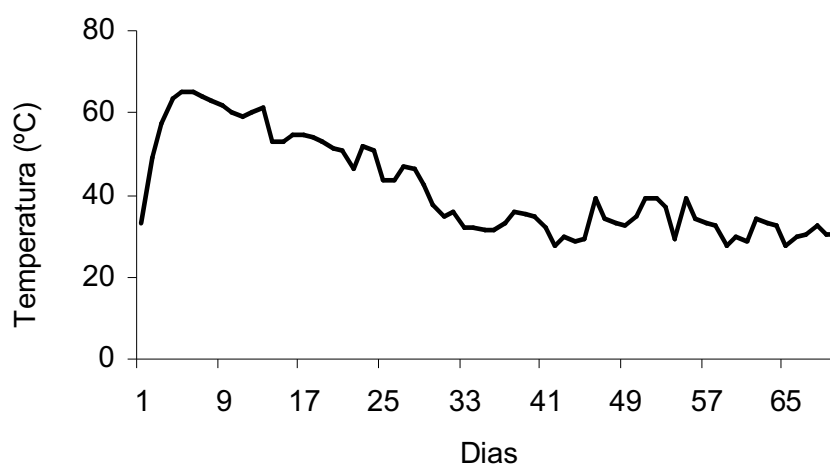


FIGURA 17. Temperatura média observada durante a compostagem do material retido na peneira.

A compostagem da fração sólida dos dejetos de suínos permaneceu com temperaturas superiores a 40°C do 2º até o 29º dia de enleiramento, sendo que o pico da temperatura foi de 65°C no 5º dia. LO *et al* (1993) estudaram a fração sólida dos dejetos de suínos com e sem adição de resíduo vegetal encontraram valores inferiores ao encontrado neste trabalho, sendo que o pico máximo de temperatura foi de 55° C e a temperatura permaneceu acima dos 40°C até o 7º dia enleiramento.

A análise microbiológica demonstrou a eficiência da compostagem na remoção de coliformes, durante o período de enleiramento (Tabela 17). A redução dos números de patógenos no produto final, que será retornado ao solo, é um fator importante, pois a ocorrência de altos níveis de bactérias do grupo coliformes na água de consumo pode sujeitar as propriedades a maiores taxas de incidência de doenças nos animais, com conseqüente aumento da mortalidade e diminuição da produtividade (ENNIX, 1996).

TABELA 17. Redução do número mais provável de coliformes totais (CT) e fecais (CF) durante a compostagem da fração retida na peneira

Período	CT	CF
Início	4,3x10 ⁷	2,3x10 ⁷
35 dias	3,6	3,6
Final	0,0	0,0
Redução %	100,00	100,00

ZHU (2006) ao estudar a compostagem de esterco de suíno com resíduos de colheita, observou que após 63º dias da compostagem 100% das *E. coli* e ovos de helmintos haviam sido destruídos.

3.2. Reduções de volume e massa

As Figuras 18 e 19 demonstram o comportamento das reduções de sólidos totais

e volume observado durante a compostagem a compostagem do material retido na peneira.

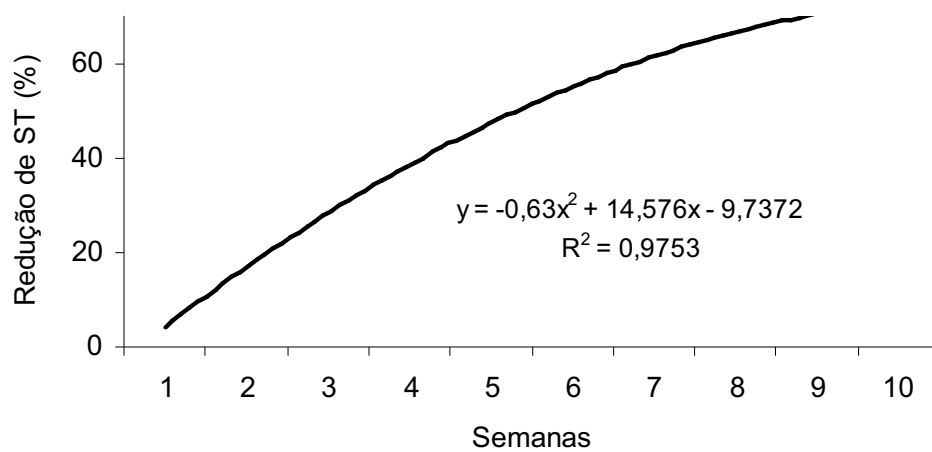


FIGURA 18. Redução de ST observada durante a compostagem do material retido na peneira

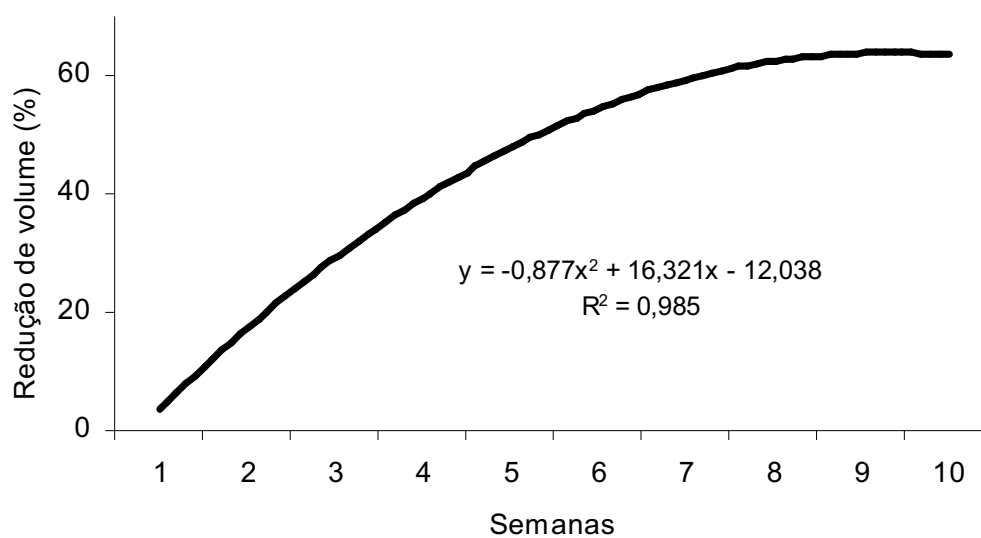


FIGURA 19. Redução de volume observada durante a compostagem do material retido na peneira

As reduções de volume e sólidos totais observadas durante a compostagem apresentaram o mesmo comportamento, quadrático, visto que uma variável está diretamente correlacionada a outra, pois a perda de massa seca é demonstrada pela redução do volume ocupado pela leira. Em estudo realizado por ORRICO JR *et al.* (2003) utilizaram-se como substrato para compostagem resíduos provenientes de granjas leiteiras, os autores observaram tendência quadrática de reduções de volume. No entanto AMORIM (2002) avaliou a redução de volume em leiras formadas com dejetos de cabras e conduzidas durante as quatro estações do ano e constatou reduções lineares nos volumes ocupados pelas leiras.

Verifica-se (Tabela 18) que as maiores reduções de ST e volume ocorreram na primeira semana do processo, sendo que até o momento a eficiência na degradação de ST do material chegou a 71,24%.

TABELA 18. Reduções de massa e volume observadas durante a compostagem da fração sólida dos dejetos de suínos que ficou retida na peneira.

Semanas	Volume	ST	Redução (%)	
	(litros)	(kg)	ST	Volume
Início	428,77	88,24	0,00	0,00
1	327,97	63,68	23,51	23,51
2	314,16	60,67	31,24	26,73
3	264,84	57,09	35,30	38,23
4	219,30	51,39	41,76	48,85
5	200,10	39,00	55,80	53,33
6	174,80	33,60	61,92	59,23
7	162,30	26,66	69,78	62,15
8	156,58	25,31	71,32	63,48
9	154,00	25,45	71,16	64,08
10	152,70	25,37	71,24	64,55

Segundo AMORIM (2002) um importante índice é a redução de massa seca,

neste sentido a autora observou maiores reduções ($P < 0,05$) em leiras conduzidas durante as estações de verão e outono (com médias de 54,6 e 51,6%, respectivamente), em relação às manejadas durante o inverno e primavera, médias de 49,2 e 48,8%, respectivamente.

Estes valores podem ser comparados aos obtidos por GORGATI (2001) em trabalhos realizados com compostagem de lixo urbano, onde obtiveram reduções médias de 53,1 e 52,9% em leiras cobertas e descobertas, respectivamente. KIEHL (1985) definiu que a redução esperada deve ser de aproximadamente 50%.

3.3. Teores de carbono, nitrogênio, relação C:N, MOC, MORC e DQO

Na Tabela 19 estão apresentados os resultados dos teores de C, N, relação C:N, MOC, MORC e DQO no substrato inicial da compostagem e no produto final. Na Tabela 20 estão apresentados os teores de macro e micro nutrientes verificados durante a compostagem, assim como suas concentrações observadas durante o período.

TABELA 19. Teores de C, N, relação C:N, MOC (matéria orgânica compostável), MORC (matéria orgânica resistente à compostagem) e DQO (demanda química de oxigênio), assim como suas respectivas reduções durante a compostagem da fração sólida dos dejetos de suínos

	C	N	C/N	MOC	MORC	DQO (g/kg)
	% dos ST					
Inicial	16,70	3,36	4,97	30,06	56,39	445,22
Final	7,20	2,74	2,62	12,96	51,43	191,95
Redução (%)	56,89	18,37	47,19	56,89	8,80	56,89

A relação C/N do composto (final) apresentou-se inferior à definida como ideal por Lopez-Real (1990) citado por GORGATI, 2001, que foi de 10:1. No entanto GORGATI (2001) encontrou no composto obtido de lixo urbano relação C:N de 6,6

em leiras cobertas. Estas diferenças provavelmente possam ser atribuídas a qualidade dos substratos, e conseqüentemente à facilidade de degradação visto que, a relação tida como ideal foi estabelecida com base na hierarquia básica de decomposição, preconizada por KIEHL (1985), juntamente com diversos resultados encontrados em experimentos de compostagem, conduzidos, na maioria das vezes, com substratos contendo fontes vegetais (palhadas e/ou restos de culturas). Já as relações C:N obtidas neste experimento e por GORGATI (2001) foram com base em substratos mais facilmente degradáveis do que palhadas e restos de culturas. Por este motivo, justifica-se a partição da fração fibrosa, no intuito de qualificar o carbono presente nos substratos, e não somente quantificar.

TABELA 20. Teores (em % dos ST) e respectivas concentrações de N, P, K, Ca, Mg, Na, Fe, Cu, Zn e Mn durante a compostagem da fração sólida dos dejetos de suínos

	N	P	K	Ca	Mg
	% dos ST				
Inicial	3,361	1,960	1,021	1,903	0,502
Final	2,744	3,997	1,937	3,510	0,706
Concentração (%)	-22,50	50,96	47,27	45,79	28,90
	Na	Fe	Cu	Zn	Mn
	% dos ST				
Inicial	0,226	0,141	0,057	0,097	0,048
Final	0,341	0,260	0,095	0,128	0,092
Concentração (%)	33,55	45,82	40,13	24,59	47,48

Observa-se que independente do nutriente avaliado, com exceção do N, houve correspondência entre as reduções de massa seca obtidas com a compostagem e a concentração de nutrientes. Esta ocorrência revela os cuidados adotados durante a compostagem, como evitar que as leiras tomassem chuvas ou

ficassem excessivamente úmidas e assim favorecessem a formação de chorume com conseqüente escoamento superficial e/ou lixiviação de nutrientes.

Este comportamento não foi observado por AMORIM (2002) quando conduziu leiras de compostagem a partir dos dejetos de caprinos, notando inclusive redução nos teores de nutrientes do composto em relação o material inicial. As maiores reduções encontradas foram nas concentrações de P, Ca e Na (59,3, 54,6 e 57,8%, respectivamente) em leiras conduzidas durante o verão, com relação as demais estações. A autora associou este comportamento com a formação de chorume no período inicial de compostagem, pois HSU e LO (2001) promoveram o acompanhamento da solubilidade (em água) de C, Cu, Zn e Mn, em leiras formadas com dejetos de suínos e conduzidas por 120 dias e verificaram que a solubilização máxima dos nutrientes avaliados, ocorreu aos 20 dias de enleiramento, com valores significativos até aproximadamente 40 dias, favorecendo assim a perda de nutrientes durante o processo.

EGHBALL *et al.* (1997) avaliaram as perdas ocorridas durante o processo de compostagem, utilizando-se como substrato esterco bovino. O material permaneceu enleirado por 45 dias e ao final deste período apresentou perdas de 42,5; 0,8; 15,8; 15,5; 1,6 e 1,9% para N, P, K, Na, Ca e Mg, respectivamente e redução de massa de 20,4%. Tomando-se por base este último valor, acredita-se que o período de enleiramento tenha sido insuficiente, pois a redução de massa esperada seria de 50%.

4. CONCLUSÕES

Os resultados apresentados mostraram que a compostagem pode ser utilizada no tratamento da fração sólida da água residuária de suinocultura, visto que o processo foi eficiente na redução do poder poluente e patogênico dos dejetos. Entretanto o processo não foi tão eficiente na conservação do nitrogênio que, por características próprias do material propiciou a volatilização de parte deste nutriente.

CAPITULO 5 – IMPLICAÇÕES

O sistema de biodigestão anaeróbia vem sendo amplamente recomendado pelos principais órgãos nacionais e internacionais de defesa do meio ambiente. Entretanto é necessária cautela no momento da implantação de um sistema de biodigestão anaeróbia, pois muitos pontos devem ser considerados para que possa ser construído um sistema eficiente. A construção de sistemas de biodigestão não deve atender a modelos fixos, pois ao longo do país encontram-se granjas sob diferentes climas e com uma ampla diversidade de efluente, que são fatores determinantes para a qualidade do sistema.

Os resultados encontrados neste trabalho mostraram que, sistemas de biodigestão sub-dimensionados além de serem ineficientes no tratamento da água residuária, também contribuem consideravelmente para a emissão de gases de efeito estufa, o que questiona sua inclusão em um sistema MDL. Por outro lado os sistemas bem dimensionados foram eficientes sendo muito pequena a emissão de metano após o tratamento do material, o que reforça ainda mais a opção da biodigestão como forma de tratamento dos efluentes de suinocultura.

Os resultados obtidos com a separação da fração sólida e a utilização conjunta do sistema de compostagem (fração sólida) e biodigestão (fração líquida) serão de fundamental importância para reduzir o custo de implantação de biodigestores (menor tamanho, pois necessitam menor TRH) ou ainda readequar biodigestores que foram ou se tornaram subdimensionados pelo incremento do plantel de animais. Outro aspecto positivo foram as significativas reduções dos potenciais de produção de biogás remanente que contribuiu para redução de gases de efeito estufa na atmosfera.

O Brasil é um dos países que mais utilizam biodigestão anaeróbia para o tratamento dos efluentes de suinocultura, mas toda metodologia utilizada pela UNFCCC para o dimensionamento e cálculo dos potenciais de produção dos

biodigestores brasileiros estão baseadas em trabalhos desenvolvidos fora do país, sob condições bem diferentes das brasileiras. O motivo disto são as poucas pesquisas desenvolvidas nesta área, por isso o conteúdo deste trabalho, junto com os trabalhos futuros que deverão ser desenvolvidos, poderão ser utilizados como base para implantação de sistema mais eficiente de tratamento de dejetos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, W. L. **Compostagem e vermicompostagem no tratamento de lixo urbano**. Jaboticabal: FUNEP, 1996. 53p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. American Water Works Association, 19th ed. Washington, DC, 1995. 1134 p.

AMORIM, A. C. **Caracterização dos dejetos de caprinos: reciclagem energética e de nutrientes**. 2002. 113 f. Dissertação (Mestrado em Produção Animal). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2002.

AMORIM, A. C., LUCAS JUNIOR, J., RESENDE, K. T. Efeito da estação do ano sobre a biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 1, p. 16-24. 2004

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E EXPORTADORA DE CARNE SUÍNA – ABIPECS. <http://www.abipecs.org.br/>. (16/12/2007).

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS - AOAC. **Official Methods of analysis**, 13th ed. Washington, DC, 1980. 1011 p.

ATKINSON D.; WATSON, C.A. The environmental impact of intensive systems of animal production in the lowlands. *Animal Science*, v. 63, n. 3, p. 353-61, 1996.

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

BROUGHTON, M. J.; THIELE, J. H.; BIRCH, E. J.; COHEN, A. Anaerobic batch digestion of sheep tallow. **Water Research**, v. 32, n. 5, p. 1423-28, 1998.

BUAINAIM, A. B. L., GORDIN, M. H. O., MICHELS, I. L., SABADIN, C. **Estudo das cadeias produtivas de Mato Grosso Do Sul: suinocultura**. Disponível no site:

<http://www.economiaesociedade.com.br>. Acesso em 23/09/2004.

CAEEB – Companhia Auxiliar de Empresas Elétricas Brasileiras. **O biogás e sua tecnologia**. Rio de Janeiro, 1981. (Série Estudos e Pesquisas, 2).

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.

CHEN, T. H., SHYU, W. H. Chemical characterization of anaerobic digestion treatment of poultry mortalities. **Bioresource Technology**, v. 63, p. 37-48, 1998.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Padrões de qualidade para os parâmetros monitorados na rede de monitoramento, segundo Resolução CONAMA 357/2005 Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/> (11/12/2007).

DAMIANOVIC, M. H. R. Z. **Estudo do efeito de nutrientes no desempenho de reatores de manta de lodo em escala de bancada alimentados com efluente de processamento de milho**. 1992. 127 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

EGHBALL, B. Nutrient, Carbon and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. **Journal Environmental Quality**, Madison, v.26, n.1, p.189-193, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Manual. Concórdia – Santa Catarina, 188p., 1993.

ENNIX Inc. Product Guide. Manual da empresa. EUA: Arizona, 1996. 327p.

ENSMINGER M. E., OLDFIELD, J.E. , W.W. HEINEMANN. **Feeds & Nutrition**. 2 ed. Clovis, California, The Ensminger Publishing Company, 1990. 1544 p.

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.

GEORGACAKIS, D., TSAVDARIS, A., BAKOULI, J., SYMEONIDIS, S. Composting solid manure and lignite mixtures with selected plant residues. **Bioresource Technology**. v.56, 1996. p. 195-200.

GOMEZ, A. The evaluation of compost quality. **Trends in analytical chemistry**, v. 17, p. 310-314, 1998.

GORGATI, C. Q. **Resíduos Sólidos Urbanos em Área de Proteção aos Mananciais – Município de São Lourenço da Serra – SP: Compostagem e Impacto Ambiental**. 2001.

HSU, J. H.; LO, S. L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, Oxford, v.114, n.1, p.119-127. 2001.

IMBEAH, M. Composting piggery waste: a review. **Bioresource Technology**, v. 63, p. 197-203, 1998.

IMBEAH, M. Composting piggery waste: a review. **Bioresource Technology**, v. 63, p. 197-203, 1998.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985. 492p.

LAU, A. K. *et al.* Aeration experiments for swine waste composting. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 41, n. 2, p. 145-152. 1992.

LAU, A. K. *et al.* Aeration experiments for swine waste composting. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 41, n. 2, p. 145-152. 1992.

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.

LO, K.V., LAU, A., LIAO, P.H. Composting of separated solid swine waste. *J. Agric. Eng. Res*, v, 54, p. 307-317, 1993.

LOKSHINA, L. Ya.; VAVILIN, V. A. Kinetic analysis of the key stages of low temperature methanogenesis. **Ecological Modelling**, v. 117, p. 285-303, 1999.

LUCAS JR., J.; SANTOS, T. M. B. Aproveitamento de resíduos da indústria avícola para produção de biogás. In: SIMPÓSIO SOBRE RESÍDUOS DA PRODUÇÃO AVÍCOLA, 2000, Concórdia, SC. **Anais...** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. p. 27-43.

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.

MASSÉ, D. I.; DROSTE, R. L. Comprehensive model of anaerobic digestion of swine manure slurry in a sequencing batch. **Water Resource**, v. 34, n. 12, p. 3087-3106, 2000.

MASSÉ, D. I.; DROSTE, R. L. Microbial interaction during the anaerobic treatment of swine manure slurry in a sequencing batch reactor. **Canadian Agricultural Engineering**, v. 39, n. 1, p. 35-41, 1997.

MASSÉ, D. I.; LU, D.; MASSÉ, L.; DROSTE, R. L. Effect of antibiotics on psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 75, p. 205-11, 2000.

MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 74, p. 3-16, 2000.

MATEU, A.; MATA-ALVAREZ, J.; PARÉS, R. Enterobacterial and viral decay experimental models for anaerobic digestion of piggery waste. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 38, p. 291-96, 1992.

MOLLER, H.B., SOMMER, S.G., AHRING, B.K. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. **Biomass Bioenergy**, v, 26, p. 485-495, 2004.

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.

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

ORRICO JR., M. A. P., AMORIM, A. C., LUCAS JR., J. Compostagem e vermicompostagem de dejetos de vacas leiteiras. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 32, 2003, Goiânia, GO. **Anais...** Goiânia: CONBEA, 2003. Disponível em Cd-rom.

ÖZTÜRK, M. Degradation of acetate, propionate and butyrate under shock temperature. **Journal of Environmental Engineering**, v. 119, n. 2, 1993.

PEIXOTO, E. T. G. **Compostagem**: opção para o manejo orgânico do solo. Londrina: IAPAR, 1988. 48p. (Circular, 57).

PERDOMO, C.C. *et al.* **Dimensionamento de sistemas de tratamento (decantador e lagoas) e utilização de dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves (Comunicado Técnico nº 234), 1999, 5p.

PEREIRA NETO, J. T., STENTIFORD, E. I. **Aspectos epidemiológicos da compostagem**. **Rev. Bio.**, v.1, n. 1, p. 1-6, 1992 (encarte).

PLAIXATS, J.; BARCELO, J.; GARCIA-MORENO, J. Characterization of the effluent residue from anaerobic digestion of pig excreta for its utilization as fertilizer. **Agrochimica**, v. 32, n. 2-3, p. 236-39, 1988.

RICO, J.L., GARCIA, H., RICO, C., TEJERO, I. Characterisation of solid and liquid fractions of dairy manure with regard to their component distribution and methane production. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 971-979, 2006.

ROCHA, M.T. **Aquecimento global e o mercado de carbono:uma aplicação do modelo cert**. 2003. 214 f. Tese (Doutorado em Ciências). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

SÁNCHEZ, E; BORJA, R.; WEILAND, P.; TRAVIESO, L.; MARTÍN, A. Effect of substrate concentration and temperature on the anaerobic digestion of piggery waste

in a tropical climate. **Process Biochemistry**, v. 37, p. 483-489, 2001.

SANTOS, T.M.B.; LUCAS JR., J. Produção de cama e biogás após criação de frangos sob três densidades. In: BALBUENA *et al*, **Ingeniería rural y mecanización agraria en el ámbito latinoamericano**. La Plata: UNLP, 1998. p. 340-5.

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

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Tennessee: Vanderbilt University, 1996. 394 p.

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.

STENTIFORD, E. I. Composting control: principles and practice In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T., (Eds), **The Science of Composting**. Backie Science and Professional, Glasgow, UK, p. 49-59. 1996.

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

TORRES CASTILLO, R.; LA BRESLUENGO, P.; MATA ALVAREZ, J. Temperature effect on anaerobic digestion of bedding straw in a one-phase system at different inoculum concentration. **Agriculture Ecosystems and Environment**,

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE – UNFCCC. Overview of project activity cycle. <http://unfccc.int/cdm> (15/11/2006).

VAN HORN, H.H.; WILKIE, A. C.; POWERS, W.J.; NORDSTEDT, R.A. Components of dairy manure management systems. **Journal Dairy Science**, Savoy, v. 77, n.7, p. 2008 -2030, 1994.

VARTAK, D. R.; ENGLER, C. R.; McFARLAND, M.J.; RICKE, S. C. Attached-film media performance in psychrophilic anaerobic treatment of dairy cattle wastewater.

Bioresource Technology, v. 62, p. 79-84, 1997.

ZHU, N., CHANGYAN, D., YUANZHU, X., HUIYUE, Q. Performance characteristics of three aeration systems in the swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 95, p. 319-326, 2004.