UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

ADRIANO GASPARINI VIDAL

**Produção de biogás em reator anaeróbio de alta taxa
alimentado com a fração líquida de esterco bovino
peneirado**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos, SP

2015

ADRIANO GASPARINI VIDAL

**Produção de biogás em reator anaeróbio de alta taxa
alimentado com a fração líquida de esterco bovino
peneirado**

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de
São Carlos, da Universidade de São Paulo, como
parte dos requisitos para obtenção do título de
Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e
Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Eugenio Foresti

São Carlos, SP

2015

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

V648p Vidal, Adriano Gasparini
Produção de biogás em reator anaeróbio de alta taxa
alimentado com a fração líquida de esterco bovino
peneirado / Adriano Gasparini Vidal; orientador Eugenio
Foresti. São Carlos, 2015.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação
e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento --
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de
São Paulo, 2015.

1. Produção de biogás. 2. Reator anaeróbio híbrido
de alta taxa. 3. Esterco bovino. 4. Remoção de matéria
orgânica. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **ADRIANO GASPARINI VIDAL**.

Título da dissertação: "Avaliação da capacidade de geração de biogás em reator anaeróbio de alta taxa a partir de subproduto de bovinocultura para geração de energia elétrica".

Data da defesa: 19/06/2015

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Titular **Eugenio Foresti**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Profa. Associada **Giovana Tommaso**
(Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos/FZEA-USP)

Aprovado

Prof. Dr. **Ariovaldo José da Silva**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

Aprovado

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Paulo César Lima Segantine**

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, que sempre me apoiaram e confiam em mim.

Ao Professor Eugenio Foresti, que tanto admiro profissionalmente e pessoalmente. Agradeço a confiança depositada em mim para a elaboração desse trabalho nas condições restritas de tempo e recursos.

À minha companheira Juliana pelo amor, confiança, motivação e ajuda. Sem você este trabalho não seria possível.

Aos amigos da Hidrosan Engenharia por apoiar e incentivar este mestrado.

Aos amigos e grandes pesquisadores do LPB pelos momentos de alegria e pela contribuição significativa no desenvolvimento deste trabalho.

À Rachel pela convivência diária e amizade.

Ao Hugo Rocha e família pelo suporte durante a elaboração deste trabalho e amizade.

Aos professores das disciplinas da pós-graduação pela contribuição para o meu conhecimento.

À Márcia Damianovic e ao Moacir Araujo pela contribuição no exame de qualificação e durante a pesquisa.

Aos amigos da República Matadouro, que são minha segunda família desde 2006.

RESUMO

VIDAL, A. G. **Produção de biogás em reator anaeróbio de alta taxa alimentado com a fração líquida de esterco bovino peneirado**. 2015, 90 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

O objetivo desse trabalho foi o de avaliar o desempenho de um reator anaeróbio híbrido de alta taxa (AHHR), contendo biomassa imobilizada em leito ordenado, alimentado com a fração líquida de esterco bovino, na produção de biogás. No estudo, foi utilizado um reator anaeróbio de fluxo ascendente de 12,4 L de volume total (9,2 L de volume útil) com leito ordenado composto por hastes de espuma de poliuretano (PU). O leito ordenado utilizado possuía 32 hastes de espuma de 1,25 cm² de seção com 50,0 cm de comprimento, posicionadas verticalmente no interior do reator. A alimentação do reator e a recirculação foram realizadas por meio de bombas dosadoras de diafragma. O reator operou na faixa mesofílica de temperatura (de 20 a 40°C) sem a utilização de mecanismos de controle de temperatura. Foram testadas 7 condições operacionais diferentes, variando o tempo de detenção hidráulica (TDH), carga orgânica volumétrica (COV) aplicada e a utilização de recirculação interna. Para cada fase operacional, foram avaliadas a remoção de matéria orgânica e a produção de biogás. O sistema apresentou elevada remoção de matéria orgânica operando com TDH de 3 e 1d, respectivamente, com valores médios de remoção de DQO de 79% e 71%. O biogás produzido pelo reator apresentou concentração de metano de $57,6 \pm 0,5\%$ e não foi detectada a presença de sulfeto. A maior produção média de metano foi de 1,676 L CH₄/d, obtida com COV de 20 kg DQO/m³.d e TDH de 1d, enquanto a maior produção relativa de metano foi de 0,023 L CH₄/ g SV.d, obtida com COV de 5 kg DQO/m³.d e TDH de 1d e recirculação. A relação entre alcalinidade intermediária e parcial teve valor médio de 0,32, oscilando na maior parte do tempo entre 0,27 e 0,33, indicando a estabilidade do processo de digestão anaeróbia. Os resultados obtidos indicaram o potencial satisfatório do AHHR para a remoção de matéria orgânica e produção de biogás a partir da fração líquida do esterco bovino nas condições operacionais testadas na pesquisa.

Palavras-chave: Produção de biogás. Reator anaeróbio híbrido de alta taxa. Esterco bovino. Remoção de matéria orgânica.

ABSTRACT

VIDAL, A. G. **Biogas production in anaerobic high-rate reactor fed with the liquid fraction of cattle manure**. 2015, 90 p. Msc. Dissertation – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

This study aimed at evaluating the biogas production for electricity generation performance of an anaerobic high-rate hybrid reactor (AHHR), containing immobilized biomass in structured-bed, fed with the liquid fraction of cattle manure. In this study, it was used an upflow 12,4 L anaerobic reactor (9,2 L working volume) with structured-bed composed by 32 PU foam stripes (1,25 cm² cross section and 500 mm length) vertically fixed inside the reactor. The reactor feeding and internal recirculation was made by diaphragm metering pumps. The reactor operated at mesophilic temperature (20 - 40°C) without temperature control system. Different operating conditions were tested (7 stages), changing hydraulic retention time (HRT), organic loading rate (OLR) and recirculation use. COD removal and biogas production were evaluated for each operational condition. The system resulted in high COD removal operating with HRT of 3 and 1d, respectively, with average COD removal of 79% and 71%. Produced biogas had $57,6 \pm 0,5\%$ of methane and no sulfide. The highest average volumetric methane production was 1,676 L CH₄, obtained with OLR of 20 kg COD/m³.d and 1d HRT, and the highest methane yield was 0,023 L CH₄/ g VS obtained with OLR of 5 kg COD/m³.d, 1d HRT and recirculation. The intermediate and partial alkalinity relation had an average value of 0,32, varying most of the time between 0,27 and 0,33, indicating the anaerobic digestion process stability. The results indicated the decent COD removal and biogas production using the AHHR fed with the liquid fraction of cattle manure at the operation conditions used in this study.

Keywords: Biogas production. Anaerobic high-rate hybrid reactor. Cattle manure. Organic matter removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma operacional do experimento.....	28
Figura 2 – Unidade anexa ao LPB.....	29
Figura 3 – (A) Detalhe da aresta de espuma; (B) meio suporte em elaboração; (C) teste do meio suporte no reator com água.....	30
Figura 4 – (A) Detalhe da entrada de afluentes e da descarga de fundo; (B) detalhe da saída de gás.....	31
Figura 5 – Esquema do sistema em escala de bancada.....	32
Figura 6 – (A) Biomassa granulada; (B) Biomassa após a trituração; (C) Inoculação da espuma de PU	33
Figura 7 – Animais em região próxima ao curral de ordenha da propriedade	34
Figura 8 – Curral de ordenha - local de coleta do substrato	34
Figura 9 – Material coletado alocado em baldes para separação das fases	35
Figura 10 – (A) Hidratação do material; (B) peneiramento em peneira de 0,59 mm de abertura	36
Figura 11 – Detalhe da perda de sólidos no efluente.....	39
Figura 12 – Fase de inoculação e pré-operação.....	40
Figura 13 – Frações da água residuária após separação por peneira estática; (A) Fase líquida; (B) sólidos entre 2,00 mm e 0,59 mm; (C) sólidos acima de 2,00 mm.....	41
Figura 14 - Frações da água residuária após calcinação; (A) Fase líquida, (B) sólidos acima de 0,59 mm e (A) sólidos acima de 2,00 mm	41
Figura 15 – DQOt afluente e efluente	44
Figura 16 – COV aplicada e eficiência na remoção de DQOt.....	44
Figura 17 – DQOs afluente e efluente	46

Figura 18 – Relação entre DQOt e SV afluente	47
Figura 19 – Relação entre DQOt e SV efluente	48
Figura 20 – Gráfico Box-plot da relação g DQOt/ g SV afluente e efluente	48
Figura 21 – Concentração de sólidos voláteis no afluente e no efluente.....	49
Figura 22 – Detalhes da produção de biogás na Fase 0 - pré-operação.....	51
Figura 23 – Temperatura atmosférica.....	51
Figura 24 – Produção de biogás	52
Figura 25 – Evolução da altura da manta de lodo na Fase 3 – respectivamente nos dias 39, 44 e 47	53
Figura 26 – Retenção de biogás na manta de lodo durante a Fase 4	53
Figura 27 – Retenção de biogás na manta de lodo durante a Fase 7	54
Figura 28 – Produção de metano em relação ao volume útil do reator	55
Figura 29 - Produção de metano em relação aos sólidos voláteis aplicados	55
Figura 30 – Produção de metano a 35°C (adaptado de Rico <i>et al.</i> , 2007)	57
Figura 31 – Valores de pH afluente e efluente	60
Figura 32 – Alcalinidade total afluente e efluente.....	61
Figura 33 – Relação AI/AP no efluente.....	62
Figura 34 – Gráfico Box-Plot da relação AI/AP no efluente	63
Figura 35 – Caminho preferencial e formação de grânulos na biomassa suspensa.....	65
Figura 36 – Biomassa granulada na manta de lodo	65
Figura 37 – Meio suporte após o encerramento da operação do reator	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Consumo anual per capita de produtos de origem pecuária	4
Tabela 2 – População efetiva de bovinos, número de vacas ordenhadas e produção de leite no ano de 2013.....	6
Tabela 3 – Valores médios das características do esterco bovino peneirado na fazenda	11
Tabela 4 – Composição dos sólidos totais do esterco bovino fresco e peneirado em %	11
Tabela 5 – Principais características das amostras de esterco bovino	12
Tabela 6 - Comparação das eficiências de remoção de sólidos do esterco jateado.....	16
Tabela 7 - Características das águas residuárias do esterco jateado com diferentes tratamentos	17
Tabela 8 – Metodologias para determinações analíticas	37
Tabela 9 – Características das fases operacionais	39
Tabela 10 – Características do esterco fresco e das frações obtidas na separação da fase líquida	41
Tabela 11 – Concentração de metais na fração líquida sem diluição.....	43
Tabela 12 – Valores médios de SV, SF e ST afluente e efluente nas fases operacionais	49
Tabela 13 – Produção média diária de metano nas fases operacionais	56
Tabela 14 – Taxa de produção de metano em diferentes condições operacionais (adaptado de Gungor-Demirci <i>et al.</i> , 2004).....	59
Tabela 15 – Valores médios de pH e alcalinidade total	61

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

AHHR	– Anaerobic high-rate hybrid reactor
AT	– Alcalinidade total
AI	– Alcalinidade intermediária
AP	– Alcalinidade parcial
DA	– Digestão anaeróbia
DQO	– Demanda química de oxigênio
DQO _a	– Demanda química de oxigênio afluente
DQO _e	– Demanda química de oxigênio efluente
DQO _s	– Fração solúvel da DQO
DQO _p	– Fração particulada da DQO
DQO _t	– Soma das frações solúvel e particulada da DQO
GEE	– Gases de efeito estufa
MO	– Matéria orgânica
pH	– Potencial hidrogeniônico
SSF	– Sólidos suspensos fixos
SST	– Sólidos suspensos totais
SSV	– Sólidos suspensos voláteis
ST	– Sólidos totais
STF	– Sólidos totais fixos
STV	– Sólidos totais voláteis
TDH	– Tempo de detenção hidráulica
UASB	– Upflow anaerobic sludge blanket
USP	– Universidade de São Paulo

SUMÁRIO

1	Introdução.....	1
2	Objetivos	3
3	Revisão bibliográfica.....	4
3.1	Bovinocultura no Brasil e no Mundo.....	4
3.2	Matriz energética Brasileira e Mundial	7
3.3	Processos anaeróbios e a geração de biogás	8
3.4	Características dos resíduos de bovinocultura	10
3.4.1	Processos aplicados para o manejo do resíduo.....	12
3.5	Viabilidade de produção energética a partir de rejeito de bovinocultura	18
3.5.1	Biogás como fonte energética	20
3.5.2	Benefícios do sistema de geração de energia a partir de rejeitos da bovinocultura.....	22
3.5.3	Técnicas aplicadas para o aumento da taxa de produção de biogás a partir de subprodutos da bovinocultura	22
3.6	Reatores de leito estruturado.....	25
3.7	Considerações Finais	26
4	Materiais e métodos	28
4.1	Instalações experimentais	28
4.2	Inoculação do material suporte	33
4.3	Água residuária	33
4.4	Determinações analíticas	36

4.5	Fases operacionais	38
5	Resultados e discussão	40
5.1	Frações obtidas no preparo da água residuária	40
5.2	Remoção de matéria orgânica	43
5.3	Produção de biogás	50
5.4	pH e alcalinidade	60
5.5	Biomassa e operação do AHHR	63
6	Conclusões	67
7	Recomendações para pesquisas futuras.....	69
8	Referências bibliográficas	70

1 Introdução

A intensificação e crescimento das atividades agropecuárias visando atender a demanda de alimentos favorece a acentuação de impactos ambientais oriundos dessas atividades. As técnicas relacionadas à bovinocultura de leite estão sendo modificadas para melhorar a alimentação e a genética dos animais. Sistemas intensivos de produção promovem o confinamento de grande número de animais em áreas cada vez menores, concentrando a geração de resíduos a partir dos dejetos dos animais, da forração do local, dos restos de alimentação e dos resíduos de ordenha.

A concentração dos resíduos gerados nessas fazendas de produção intensiva possibilita a elaboração de sistemas de tratamento dos resíduos e a recuperação do potencial energético contido na matéria orgânica dos dejetos. A recuperação do potencial energético pode ser realizada pela digestão anaeróbia do resíduo, transformando a matéria orgânica em gás metano.

Sistemas de digestão anaeróbia bem projetados e com operação adequada podem resultar em superávit energético no sistema de coleta, tratamento e disposição dos dejetos da bovinocultura. A utilização do biogás na geração de energia auxilia, também, a diminuição das emissões de gases de efeito estufa oriundas da atividade de bovinocultura.

A prática de geração energética combinada (calor e energia elétrica) a partir da queima do biogás produzido por meio de dejetos de animais é exercida em diversos países, e em geral é viabilizada por tarifas de energia diferenciadas para os produtores e por grandes volumes de resíduos gerados diariamente nas fazendas (WHITE *et al.*, 2011; MONTEIRO *et al.*, 2011; MURPHY *et al.*, 2004).

A viabilização de sistemas de digestão anaeróbia de alta taxa para a produção de biogás a partir dos resíduos da bovinocultura pode permitir a ampliação da escala de utilização desses sistemas. Para a utilização de sistemas de alta taxa é fundamental que a alimentação seja feita com substratos facilmente biodegradáveis. A separação de sólidos grosseiros e partículas inertes ou recalcitrantes do substrato a ser utilizado como alimentação dos digestores é recomendável para evitar a deposição de sólidos no interior dos digestores, o que acarreta a diminuição de seu volume útil e pode causar problemas na operação do digestor.

O desenvolvimento de tecnologias adequadas para o aproveitamento energético do estrume por meio da digestão anaeróbia pode contribuir para o aumento da produtividade dos sistemas de geração de biogás e redução nos custos de implantação e operação, expandindo a viabilidade de execução de sistemas menores e podendo aumentar a capacidade de produção de biogás dos sistemas existentes.

2 Objetivos

O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar o desempenho de um reator anaeróbio de alta taxa, contendo biomassa imobilizada em leito ordenado, alimentado com a fração líquida de esterco bovino, na produção de biogás.

Para atingir o objetivo geral, variaram-se as condições operacionais carga orgânica aplicada, tempo de detenção hidráulica, descarte de sólidos e uso da recirculação interna, buscando atingir os seguintes objetivos específicos:

- Determinar as condições operacionais do reator que resultam nas maiores taxas de produção de biogás;
- Determinar a capacidade do reator de obter altas taxas de remoção de matéria orgânica;
- Avaliar a estabilidade operacional do reator operando com baixo TDH e alta COV.

3 Revisão bibliográfica

3.1 Bovinocultura no Brasil e no Mundo

O consumo mundial de produtos derivados da pecuária segue crescendo, tanto em termos absolutos quanto em termos per capita, conforme apresentado na Tabela 1 (BRUINSMA, 2003). Estimou-se que, em 2014, havia 1,43 bilhões de bovinos no mundo (ROBINSON *et al*, 2014). Junto com esse aumento de demanda, crescem os desafios de manejo e controle da produção de bovinos em todo o planeta.

Tabela 1 – Consumo anual per capita de produtos de origem pecuária

Região	Carne (kg)			Leite (kg)		
	1964 - 1966	1997 - 1999	2030	1964 - 1966	1997 - 1999	2030
Mundial	24.2	36.4	45.3	73.9	78.1	89.5
Países em desenvolvimento	10.2	25.5	36.7	28.0	44.6	65.8
Países industrializados	61.5	88.2	100.1	185.5	212.2	221.0

Fonte: adaptado de Bruinsma (2003)

Nesse cenário mundial, a bovinocultura se apresenta como um dos principais destaques do agronegócio brasileiro. No ano de 2013, estimou-se que o Brasil possuía o segundo maior rebanho efetivo do mundo com cerca de 211,7 milhões de animais (IBGE, 2013).

O segmento da bovinocultura representa uma grande parcela do PIB nacional, sendo que as cadeias produtivas de carne e de leite chegaram ao valor bruto estimado de R\$ 67,0 bilhões em 2015 (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2015).

A criação de bovinos no Brasil é realizada predominantemente em pastagens, fato que pode ser atribuído ao clima tropical, à extensão territorial do país e à tradição nacional neste tipo de criação (DIAS-FILHO, 2014). Neste sentido observa-se o avanço

da bovinocultura em áreas mais afastadas dos grandes centros urbanos do país, substituindo a vegetação local por pastagens.

Regionalmente, a bovinocultura tem predominância na região centro-oeste do país, onde foi estimada a população de 71,1 milhões de bovinos, seguida da região norte, com 44,7 milhões (IBGE, 2013). Na Tabela 2, estão apresentadas as populações estimadas de bovinos por unidade da Federação e por região do Brasil.

Em relação aos estados brasileiros observa-se que o maior número de animais, em 2013, foi registrado no Mato Grosso, com aproximadamente 28,4 milhões, seguido de Minas Gerais, com 24,2 milhões de animais.

Também na Tabela 2, estão os dados de produção de leite e número de vacas ordenhadas no ano de 2013. A bovinocultura de leite é predominante na região sudeste do país com aproximadamente 8,1 milhões de cabeças em 2013 e 12,0 bilhões de litros produzidos, sendo Minas Gerais o estado com maior número de cabeças, 5,8 milhões e maior produção de leite (9,3 bilhões de litros em 2013) (IBGE,2013).

Os principais impactos ambientais relacionados à bovinocultura são a geração de gases de efeito estufa, a ocupação de áreas extensas, o pisoteamento e consequente compactação do solo, a aceleração de processos erosivos e a geração de rejeitos.

Uma das tendências da bovinocultura de leite e da bovinocultura de corte é a intensificação da produção animal, que é acompanhada diretamente pelo aumento da concentração de resíduos gerados na atividade. A intensificação pode ocorrer pela criação por confinamento, ou por atividades de piquete.

Tabela 2 – População efetiva de bovinos, número de vacas ordenhadas e produção de leite no ano de 2013.

Grandes regiões e Unidades da Federação	Efetivo dos rebanhos bovinos em 31/12/2013	Vacas ordenhadas em 2013	Produção de leite em 2013 (1000 litros)
Brasil	211 764 292	22 954 537	34 255 236
Região Norte	44.705.617	1 976 069	1 846 419
Roraima	12 329 971	582 306	920 496
Acre	2 697 489	77 624	47 125
Amazonas	1 470 537	113 518	48 969
Roraima	747 045	30 151	10 137
Pará	19 165 028	717 419	539 490
Amapá	154 967	13 124	10 948
Tocantins	8 140 580	441 927	269 255
Região Nordeste	28 958 676	4 633 952	3 598 249
Maranhão	7 611 324	620 125	385 880
Piauí	1 666 107	143 583	82 542
Ceará	2 591 067	561 325	455 452
Rio Grande do Norte	914 777	231 162	209 150
Paraíba	1 048 824	195 873	157 258
Pernambuco	1 823 230	411 969	561 829
Alagoas	1 251 723	153 591	252 135
Sergipe	1 223 215	234 365	331 406
Bahia	10 828 409	2 081 959	1 162 598
Região Sudeste	39 341 429	8 106 560	12 019 946
Minas Gerais	24 201 256	5 850 737	9 309 165
Espírito Santo	2 313 445	423 855	465 780
Rio de Janeiro	2 339 978	441 483	569 088
São Paulo	10 486 750	1 390 485	1 675 914
Região Sul	27 634 241	4 403 259	11 774 330
Paraná	9 395 313	1 715 686	4 347 493
Santa Catarina	4 201 561	1 132 664	2 918 320
Rio Grande do Sul	14 037 367	1 554 909	4 508 518
Região Centro Oeste	71 124 329	3 834 697	5 016 291
Mato Grosso do Sul	21 047 274	529 651	523 347
Mato Grosso	28 395 205	557 104	681 694
Goiás	21 580 398	2 723 594	3 776 803
Distrito Federal	101 452	24 348	34 448

Fonte: IBGE, 2013

A preocupação com os indícios de aquecimento global relacionados ao aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE) aponta para a bovinocultura como uma potencial geradora desses gases. A pecuária em geral é um grande contribuidor para o acúmulo de metano atmosférico, sendo que globalmente o setor pecuário é responsável aproximadamente 37% de todo o metano produzido por indução de atividade antrópica (STEINFELD *et al.*, 2006).

O potencial de aquecimento global do metano é 21 vezes maior que o do dióxido de carbono. Assim, a conversão do metano em CO₂ reduz o potencial de contribuição ao aquecimento global das fazendas. Outra redução nas emissões está relacionada ao uso da energia provida da queima do metano ao invés da energia provida de fontes derivadas de petróleo.

3.2 Matriz energética Brasileira e Mundial

A produção de energia primária brasileira é composta pelas fontes com a seguinte distribuição: 53,6% são provenientes de fontes não renováveis como petróleo (40,6%), gás natural (10,8%), carvão (1,3%) e urânio (U₃O₈) (0,9%) e 46,4% de fontes renováveis, como hidráulica (13,0%), lenha (9,5%), produtos da cana de açúcar (19,1%) e outras (4,8%) (EPE, 2014).

As fontes predominantes na matriz energética brasileira, para produção de energia elétrica, estão relacionadas à grande disponibilidade hídrica e grande área territorial disponível. Segundo dados do Balanço Energético Nacional (EPE, 2014), o Brasil dispõe de uma matriz energética de fonte predominantemente renovável, com destaque para a geração hidrelétrica que representa 64,9 % da oferta interna.

O cenário global difere do cenário nacional de geração de energia elétrica com a predominância de energia térmica, que representa 66,5%, seguido da hídrica (16,8%) e

da nuclear (12,9%). A energia proveniente por biomassa representa apenas 1,5% do total mundial (EPE, 2014).

No Brasil, a energia proveniente de biomassa considera produtos como palha de soja, arroz e milho, bagaço, ponteiros e folhas da cana de açúcar e lixo e restos de madeira (EPE, 2008), desprezando-se o potencial de outras fontes da agropecuária, como o esterco bovino, por exemplo.

O planejamento federal da matriz energética brasileira projetou, para o período de 2013 – 2023, que o Brasil ampliará a geração energética nas modalidades hidrelétrica, eólica (26%), biomassa (9%) e solar (6%) sendo que o maior aumento, em termos gerais, será pela energia hídrica (45%), mantendo as mesmas características da matriz energética atual (MME, 2014).

3.3 Processos anaeróbios e a geração de biogás

O processo de oxidação da matéria orgânica em ambientes anaeróbios ocorre por meio de processos metabólicos de fermentação e respiração. Na fermentação a oxidação da matéria orgânica é feita na ausência de um aceptor final de elétrons e na respiração são utilizados aceptores de elétrons inorgânicos.

A digestão anaeróbia representa um sistema ecológico delicadamente balanceado, com processos metabólicos complexos que ocorrem em etapas sequenciais que dependem de, no mínimo, três grupos de microrganismos: bactérias fermentativas (acidogênicas); bactérias sintróficas (acetogênicas) e microrganismos metanogênicos.

As bactérias fermentativas acidogênicas convertem por hidrólise e fermentação compostos orgânicos complexos em compostos mais simples, principalmente ácidos orgânicos, além de hidrogênio e dióxido de carbono. Os microrganismos sintróficos acetogênicos convertem compostos orgânicos intermediários como propionato e butirato, em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, e os microrganismos

metanogênicos convertem o acetato e o hidrogênio produzido nas etapas anteriores em metano e dióxido de carbono.

A formação de metano ocorre preferencialmente em ambientes onde o oxigênio, nitrato e sulfato não estejam prontamente disponíveis como aceptores de elétrons.

Os microrganismos metanogênicos são procariontes estritamente anaeróbios, denominados arqueias metanogênicas. Estes desenvolvem duas funções primordiais nos ecossistemas anaeróbios: produzem um gás de baixa solubilidade (metano), possibilitando a remoção do carbono orgânico contido na fase líquida, e são responsáveis pela manutenção da pressão parcial de hidrogênio do meio em níveis suficientemente baixos, permitindo que as bactérias formadoras de ácidos produzam produtos solúveis mais oxidados, a exemplo do ácido acético.

Os organismos metanogênicos ocupam uma posição final no ambiente anaeróbio e possuem baixas velocidades de crescimento, o que representa o fator limitante no processo de digestão como um todo.

A digestão anaeróbia do efluente, assim como ocorre com o resíduo sólido, é um processo fermentativo no qual os microrganismos transformam matéria orgânica em biogás. O biogás resultante da digestão anaeróbia de matéria orgânica pode possuir em sua composição metano, gás carbônico, nitrogênio, água, gás amoníaco, ácido sulfídrico, hidrogênio e outras substâncias.

Em princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela via anaeróbia, sendo que o processo se mostra mais eficiente e mais econômico quando os dejetos são facilmente biodegradáveis.

Mata-Alvarez (2003) relatou que a metanogênese é, comumente, a etapa limitante no processo de DA de águas residuárias, entretanto no caso de materiais

complexos como resíduos sólidos a acessibilidade do substrato pelas bactérias hidrolíticas e a hidrólise das macromoléculas orgânicas constituem a etapa limitante.

Novak, Sadler e Murthy (2003) afirmaram que durante a hidrólise verifica-se a diminuição da atividade das enzimas produzidas pelas bactérias hidrolíticas ao longo do tempo, provavelmente devido à degradação que as mesmas sofrem durante a digestão anaeróbia.

3.4 Características dos resíduos de bovinocultura

O esterco bovino é um substrato complexo composto por carboidratos, proteínas e gordura (MCINERNEY, 1988). A composição do esterco bovino depende da dieta dos animais e das condições em que são criados nas propriedades rurais, sendo que, além dos dejetos bovinos, o esterco pode conter resíduos de alimentação e da forragem do local de criação.

A maior parte do carbono biodegradável na alimentação do gado é digerida no rúmen e no intestino. Assim, o esterco bovino possui menor potencial de geração de biogás em comparação ao esterco de aves e suíno (WEILAND, 2001¹ apud COMINO, E.; ROSSO, M.; RIGGIO, V., 2009). Em contrapartida, estima-se que bovinos na fase adulta gerem aproximadamente 10% de seu peso corporal de resíduo por dia (KONZEN; ALVARENGA, 2015), o que equivale a aproximadamente, 45 a 48 kg/vaca.dia para gado leiteiro e 30 a 35 kg/cabeça.dia para gado de corte confinado.

Os processos aplicados na coleta, transporte e armazenamento do resíduo influenciam diretamente nas características finais do material. Os principais processos

¹ Weiland, P. (2001) Stand und Perspektiven der Biogasnutzung und –erzeugung in Deutschland. In: Fachagentur Nachwachsender Rohstoffe e.V., Gülzow (Ed.), Energetische Nutzung von Biogas: Stand der Technik und Optimierungspotential, Gülzower Fachgespräche, Band 15, FNR Gülzow, pp. 8 – 27.

utilizados no manejo dos dejetos gerados na bovinocultura estão descritos brevemente no item 3.4.1, bem como as influências nas características finais do material.

Wilkie *et al.* (2004) caracterizou o esterco bovino fresco e após o jateamento de água para limpeza. No esterco fresco foi observada a relação de 83,0% SV/ST e de 1,10 g DQOt/ g SV e no esterco após o jateamento 61 % SV/ST e 1,61 g DQOt/ g SV.

Rico *et al.* (2007) fizeram a caracterização do esterco bovino peneirado em peneira industrial de 1,5 mm de abertura e do esterco fresco. Os resultados obtidos estão apresentados nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 3 – Valores médios das características do esterco bovino peneirado na fazenda

pH	ST	SV	DQOt	DQO centrifugada	DQOs	DQO ácidos v.
7,0	39,8	28,3	48,0	18,4	12,9	5,8

COT	N-NH ₄ ⁺	NTK	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
5,6	0,7	2,2	0,7	1,8	0,7	0,4

Fonte: adaptado de Rico *et al.* (2007). Todos os parâmetros estão em g/L, exceto o pH.

Tabela 4 – Composição dos sólidos totais do esterco bovino fresco e peneirado em %

Esterco	Gordura	Proteína	Celulose	Hemicelulose	Lignina	Inorgânicos
Fresco	5.7	14.8	24.2	20.9	13.2	20.7
Peneirado	7.3	18.5	6.0	4.7	18.7	28.6

Fonte: adaptado de Rico *et al.* (2007).

Rico *et al.* (2012) caracterizaram amostras de esterco bovino coletadas diretamente do chão do celeiro das vacas lactantes (RMCH), do tanque de esterco (RMP) e após o processo de filtração e diluição (DSM). Os resultados da caracterização estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Principais características das amostras de esterco bovino

	ST (g kg ⁻¹)	SV (g kg ⁻¹)	SV/ST
RMCH	140,1	118,5	0,85
RMP	112,5	83,5	0,74
DSM	60,2	42,0	0,70

Fonte: adaptado de Rico *et al.* (2012)

É importante que os processos aplicados no manejo do resíduo estejam de acordo com a finalidade desejada ao subproduto, pois, devido à possibilidade de agregação de quantidade significativa de materiais de difícil degradação biológica anaeróbia alguns tipos de tratamento e destinação podem resultar em baixa eficiência de degradação de matéria orgânica, de produção de metano e encurtar períodos de manutenção preventiva.

3.4.1 Processos aplicados para o manejo do resíduo

Alojamento dos animais

Os bovinos podem ser confinados por diferentes sistemas, sendo geralmente celeiros com baias livres, curral com ou sem pavimentação e pasto aberto. Diferentes sistemas de alojamento podem ser usados na mesma propriedade rural. O tipo de alojamento influencia diretamente na quantidade de esterco economicamente passível de coleta.

Celeiros com baias livres são comumente utilizados para abrigar grandes rebanhos e possibilitam praticamente à coleta de todo o esterco produzido.

Currais também são comumente utilizados para a criação de grandes rebanhos. Estima-se que é possível recuperar de 40 a 55 % do esterco produzido em sistemas desse tipo.

Vacas leiteiras podem ser ordenhadas até três vezes por dia. Assim o celeiro de ordenha pode receber de 10 a 15 % do esterco produzido no dia que pode ser totalmente recuperado durante a higienização do local.

Em sistemas de criação em pasto aberto a remoção de esterco é esporádica (1 a 2 vezes por ano). Assim, considera-se nula a possibilidade de coleta do esterco nesse sistema de criação.

Sistema de transporte de esterco

Os sistemas de transporte de esterco comumente usados são o jateamento, raspagem e sistema de coleta a vácuo.

Nos sistemas de jateamento, o esterco é diluído significativamente, sendo que a quantidade de água utilizada no jateamento depende da área a ser limpa e da inclinação do piso no local. Sistemas de jateamento reduzem a concentração de sólidos até a menos de 1%. Considera-se que esse sistema seja mais econômico e demande menos mão de obra que os demais sistemas de transporte do esterco.

Sistemas de raspagem são sistemas simples que coletam o esterco por raspagem do solo e o levam até o reservatório. Dependendo das condições climáticas o esterco encaminhado ao reservatório pode ter a mesma consistência que o esterco fresco. Em períodos de calor intenso e com baixa umidade atmosférica, o esterco rapidamente sofre perda de água e chega ao reservatório com concentração de sólidos maior do que a do esterco fresco.

A coleta a vácuo de esterco é realizada por caminhão tipo limpa fossa e tem como maior vantagem, a possibilidade de coletar o esterco sem diluição e poder transportar para o destino final.

Camagem

O tipo de camagem usado pode alterar significativamente as características do esterco a ser tratado. Geralmente, utiliza-se palha, serragem, raspas de madeira, areia ou

composto como materiais de camagem. A compostagem normalmente utiliza-se de frações orgânicas misturadas com areia. Grande parte dos sólidos utilizados para a forragem do local de criação são recalcitrantes ou dificilmente biodegradáveis (RICO *et al.*, 2007).

Como a digestão anaeróbia não degrada os materiais utilizados para a camagem é fundamental que esses materiais sejam removidos pelo menos parcialmente, antes de iniciar o processo de digestão anaeróbia. A quantidade de materiais recalcitrantes e não degradáveis impacta diretamente no desempenho do digestor anaeróbio.

Processamento do esterco

O processamento do esterco difere significativamente em cada propriedade. A origem do esterco pode determinar sua passagem por diferentes processos ou o tratamento conjunto de todos os resíduos, que são submetidos aos mesmos processos, mesmo que sejam de origens diferentes.

Para a separação do esterco usa-se bomba trituradora para macerar o esterco que, em seguida, é encaminhado para o peneiramento e posterior sedimentação. Boa parte da DQO (até 80%) e de nitrogênio e fósforo (até 30%) pode ficar retida na fração sólida nos processos de peneiramento e sedimentação.

O tanque de recepção deve ser projetado de acordo com os processos que se seguem, podendo reter o esterco por várias horas. É interessante que o tanque de recepção seja equipado com sistema de agitação para auxiliar na homogeneização do resíduo encaminhado às demais etapas e para evitar a sedimentação excessiva de sólidos. A utilização de bombas capazes de suportar as características do resíduo nessa etapa é fundamental para evitar problemas de manutenção excessiva. Bombas

tritadoras são recomendadas por auxiliar na homogeneização do resíduo encaminhado as etapas seguintes.

O gradeamento e peneiramento podem ser realizados por diversos tipos de equipamentos, como grades e peneiras estáticas, peneiras mecanizadas, “screw press” e “belt press”. Cada tipo equipamento possui uma determinada eficiência de remoção de sólidos fibrosos e diferentes demandas de manutenção, energia e mão de obra.

Após o gradeamento, podem ser utilizados sistemas de separação por sedimentação. Separadores por gravidade removem principalmente a areia e o silte presentes no resíduo e se não forem precedidos por etapa de peneiramento podem apresentar problemas de formação de camada espessa de material fibroso na superfície da unidade. O processo de sedimentação concentra os sólidos orgânicos que devem ser removidos periodicamente. Burke (2001) observou que a DQO afluyente ao sedimentador era de 25,5 kg/m³, enquanto nos sólidos sedimentados chegou a 115,8 kg DQO/m³.

A separação do esterco pode ser realizada antes ou após a digestão anaeróbia. A maior vantagem da separação prévia é a remoção das partes fibrosas que podem causar problemas de entupimento nas tubulações e reatores (WEN *et al.*, 2007). As fibras presentes na fração sólida dificultam também processos de bombeamento e mistura.

A fração líquida, após a separação, possui muito menos sólidos suspensos e pode ser mais facilmente tratada por processos anaeróbios, requerendo um reator simples, baixa temperatura e menor tempo de detenção hidráulica, em comparação com o esterco não separado (LIAO; LO, 1984).

A eficiência de separação de filtro de 1,0 mm (“screw press”) foi comparada com a centrífuga tratando esterco bovino. No esterco bruto, mais de 30% das partículas foram superiores a 0,025 mm, enquanto na fração líquida, obtida por centrifugação, não

havia partículas maiores que 0,025 mm. Utilizando o “screw press”, a fração líquida obtida continha 22% de partículas superiores a 0,025 mm, indicando que a agregação de partículas no filtro não contribuiu significativamente para a retenção de partículas menores que 1,0 mm na fração sólida (MØLLER *et al.*, 2002). Estes resultados estão de acordo com Sneath *et al.* (1988), que concluiu que a centrifugação remove todas partículas superiores a 0,02 mm.

As Tabelas 6 e 7 apresentam respectivamente a eficiência de remoção de sólidos em relação ao processo de separação e as características da água residuária gerada a partir do esterco jateado levantadas por Wilkie e colaboradores (2004).

Tabela 6 - Comparação das eficiências de remoção de sólidos do esterco jateado

Tipo de separação	Eficiência de remoção (%)			Fonte
	ST	SV	DQO	
Peneiramento e sedimentação	46,7	60,4	42,4	Wilkie <i>et al</i> (2004)
Peneiramento e sedimentação	55,3	54,3	sd	Barrow <i>et al</i> (1997)
Peneiramento e sedimentação	70	72,9	sd	Chastain <i>et al</i> (2001)
Peneiramento	8-16	sd	3-12	Hegg <i>et al</i> (1981)
Peneiramento	32,1	sd	sd	Barrow <i>et al</i> (1997)
Peneiramento	45,5	50,1	sd	Fulhage e Hoehne (1998)
Peneiramento	55-74	5-75	41-68	Graves <i>et al</i> (1971)
Peneiramento	60,9	62,8	66,5	Chastain <i>et al</i> (2001)
Sedimentação	sd	48	sd	Barrow <i>et al</i> (1997)

Adaptado de Wilkie *et al.*(2004); * sd = sem dados

Tabela 7 - Características das águas residuárias do esterco jateado com diferentes tratamentos

Detalhes	Parâmetros (mg.L ⁻¹)			Fonte
	ST	SV	DQOt	
Amostra composta após 24h do peneiramento e sedimentação	3580	2210	3530	Wilkie <i>et al</i> (2004)
Amostra coletada após peneiramento e sedimentação	3000-4000	sd	sd	Sherman <i>et al</i> (2000)
Amostra coletada após peneiramento e sedimentação	2500	sd	sd	Barrow <i>et al</i> (1997)
Amostra coletada após peneiramento	9600 - 33300	6200-24800	sd	Stowell e McKenney (1998)
Amostra coletada após peneiramento misturada com água residuária reciclada	10000-32000	sd	sd	Moore e Miner (1985)
Amostra coletada após peneiramento misturada com água residuária reciclada	sd	3200	3000	Williams e Frederick (2001)
Coleta de amostra	6000	4200	5000	NRCS* (1992)
Amostra composta com água residuária reciclada	11500	9800	sd	Hills e Kayhanian (1985)
Amostra coletada após peneiramento e sedimentação	11500	8710	sd	Chastian <i>et al</i> (2001)

Adaptado de Wilkie *et al.*(2004); * NRCS = *Natural Resources Conservation Service* (Serviço de Conservação de Recursos Naturais dos EUA)

Sd = sem dados

A separação da fração sólida possibilita a compostagem, ou a produção de metano em digestores de sólidos. A fração líquida contém menor teor de sólidos e de nutrientes e pode ser tratada de forma mais econômica. A maioria do carbono orgânico e dos nutrientes (especialmente nitrogênio e fósforo) está presente nas partículas finas que, devido à sua decomposição mais acelerada, são responsáveis pelos odores.

Digestores

Segundo Wilkie (2005), os tipos de digestores utilizados para a digestão anaeróbia do esterco bovino são: lagoas cobertas, reatores de mistura completa, reatores pistonados e reatores de biomassa imobilizada.

Os diferentes tipos de digestores possuem características distintas que se adequam a cada tipo de propriedade, baseados na disponibilidade de tratamento prévio dos resíduos, disponibilidade de área e de mão de obra especializada.

Pós-tratamento

Os sólidos removidos nos processos de peneiramento e sedimentação geralmente são encaminhados para compostagem e, posteriormente para adubação. O efluente digerido é usualmente utilizado na fertirrigação, porém, sua composição deve ser analisada criteriosamente, podendo haver necessidade de outras unidades de tratamento para adequação da qualidade do efluente ao uso.

O biogás produzido usualmente abastece sistemas de geração de energia a partir de motores a combustão, ou sistemas de aquecimento baseado na queima do biogás. Dependendo do uso desejado o biogás deve passar por processos de purificação.

3.5 Viabilidade de produção energética a partir de rejeito de bovinocultura

A produção energética a partir do rejeito de bovinocultura está relacionada principalmente, à produção de energia elétrica e de energia térmica, podendo também ser utilizado para alimentar motores automotivos.

A taxa de recuperação dos dejetos é um parâmetro fundamental na viabilidade de produção energética a partir do rejeito da bovinocultura. Dessa forma, considera-se

que a bovinocultura de leite possui maior possibilidade de viabilizar a produção energética, devido a predominância de criação sob regime intensivo ou de confinamento.

A viabilidade econômica da digestão anaeróbia depende diretamente dos custos de investimentos, custos operacionais da planta de biogás e da taxa de produção de metano (CHYNOWETH, 2004; WALLA; SCHNEEBERGER, 2005). É importante que se tenha uma estimativa do potencial de geração de metano para verificar a eficiência e viabilidade operacional da planta.

White *et al.* (2011) analisou sistemas que utilizam biogás em pequena escala em fazendas em Ontário (Canadá). A produção de biogás por reatores anaeróbios utilizando esterco bovino como substrato, com subsequente geração de energia, pela queima do biogás gerado, em grandes fazendas em Ontário, foi considerada economicamente atrativa na ocasião do estudo. Neste mesmo estudo concluiu-se que fazendas de leite com pelo menos 33 animais e fazendas de corte com pelo menos 78 animais poderiam operar sistemas economicamente atrativos de geração de energia a partir do biogás.

Para Monteiro e colaboradores (2011), o tamanho reduzido das fazendas em Portugal torna a produção do biogás inviável. Para melhorar a produtividade de biogás foram sugeridas várias opções como codigestão, produção centralizada e plantas modulares.

Tsai e Lin (2009) relatam que Taiwan tem grande potencial para a implantação de sistemas de geração de biogás, baseados principalmente em resíduos da suinocultura. Para promover a produção de biogás para bioenergia em Taiwan, os autores recomendam a construção de uma estação de tratamento de esterco em codigestão com capacidade de tratamento de pelo menos 1000 t de esterco por ano, e a introdução de políticas de incentivo para projetos de bioenergia.

Na Dinamarca, 50% do esterco animal deverá ser usado para DA para a produção de biogás em 2020, segundo Danish Ministry of Food, Agriculture and Fisheries (2009)² apud Thyngesen *et al.*, 2014).

O trabalho elaborado por Wenxiu e Mengjie (1989) demonstrou a viabilidade de operação de um digestor de 300 m³ produzindo gás a partir de esterco bovino no norte da China. Devido às condições climáticas do local, a utilização de sistema de controle de temperatura foi imprescindível, e a temperatura ótima em termos de produção global de energia foi de 35°C.

Segundo Castrillón *et al.* (2011), a baixa taxa teórica de produção de metano a partir de rejeitos da bovinocultura apresentada por Hartmann *et al.* (2000) dificulta a viabilidade financeira da operação de plantas de biogás operando somente com esterco bovino. A proposta para aumentar a viabilidade das plantas é a utilização de codigestão com materiais como a glicerina.

3.5.1 Biogás como fonte energética

O biogás é constituído, em sua maioria, por metano (40 – 70%), gás carbônico (30 – 60%) (ABBASI; TAUSEEF; ABBASI, 2012) e uma mistura complexa de elementos traço (RASI; LANTELÃ; RINTALA, 2011).

As principais impurezas a serem removidas do biogás são a água, poeira, gás sulfídrico, hidrocarbonetos e gás carbônico. Essas impurezas podem ser removidas do biogás utilizando diferentes processos de absorção e adsorção específicos para cada impureza. Segundo Abatzoglou e Boivin (2009) o biogás deve ser dessulfurizado a

² Danish Ministry of Food, Agriculture and Fisheries. The Danish Plant Directorate. *Vejledning om gødsknings-og harmoniregler*. Planperioden 1.august 2009 til 31.juli 2010. 2009. Copenhagen. Denmark; 2009. [Accessed 01.10.2013] <<http://pdir.fvm.dk/G%C3%B8dningsregnskab.aspx?ID=2268>>

níveis aceitáveis (50 – 60 ppm) antes de qualquer aplicação pois a presença de compostos sulfurosos pode danificar encanamentos, juntas e maquinários.

De acordo com Osorio e Torres (2009), o biogás deve ser enriquecido e os poluentes eliminados, deixando sobrar apenas metano para se utilizar como fonte energética. A purificação do biogás visa à adequação do combustível à especificação dos equipamentos, a melhoria da capacidade calorífica e a uniformização da qualidade.

Segundo Alves (2000), devido à semelhança da composição do biogás com o gás natural combustível (GNC), uma máquina projetada para queimar GNC queima o biogás sem a necessidade de adaptações, se este estiver de acordo com a especificação do GNC.

A porcentagem de metano confere ao biogás um alto poder calorífico, o qual varia de 5.000 a 7.000 kcal/m³, e que, submetido a um alto índice de purificação, pode atingir de até 12.000 kcal/m³, podendo ser obtido através de filtragem do gás pelos filtros úmidos.

A melhor forma de se usar o biogás é na combustão para a geração de energia elétrica, sendo os motores a pistão a forma mais usada (BIDART, FROHLING e SCHULTMANN, 2014).

Microturbinas podem gerar eletricidade e calor em pequenas escalas (0,5 – 200 kW) e podem ser alimentadas por gás natural, propano, hidrogênio, diesel, assim como por biogás. A eficiência elétrica das microturbinas pode chegar a cerca de 30% (BACKMAN e KAIKKLO, 2011).

Segundo Bidart, Frohling e Schultmann (2014), a injeção de biometano na rede de gás natural necessita de operações de odorização e ajustes do índice de Wobbe para que o produto final possa atingir o mesmo padrão do gás natural com o qual será

misturado. Por esta razão, normalmente é chamado de “bio-substituto do gás natural”, ou por seu acrônimo em inglês Bio-SNG.

3.5.2 Benefícios do sistema de geração de energia a partir de rejeitos da bovinocultura

A produção de biogás pelo uso de biomassa apresenta vantagens ambientais e recurso extra para a agroindústria. A energia produzida é renovável e o metano que seria liberado no ambiente pela degradação da biomassa é coletado e convertido em produtos com menor potencial de intensificação do efeito estufa.

Marañon *et al.* (2011) estimaram que o potencial de redução nas emissões de gases de efeito estufa com a implementação de sistemas de digestão anaeróbia dos resíduos da bovinocultura leiteira pode variar de 978 a 1776 kg CO₂ equivalente/ ano.animal.

A possibilidade de codigestão de rejeito da bovinocultura utilizando outros resíduos providos de sistemas agrários facilita a operação de plantas de geração de biogás e pode aumentar a taxa de produção de biogás.

O princípio de circuito fechado de nutrientes é fortalecido a partir do tratamento anaeróbio, principalmente pela manutenção do nitrogênio no sistema (MOLLER, 2002).

A digestão anaeróbia do esterco bovino é apontada como um tratamento atrativo por Rico *et al.* (2011) devido aos benefícios apresentados como a melhora da qualidade fertilizante do esterco, redução dos odores emitidos, de patógenos e GEE além de produzir combustível a partir de fonte renovável.

3.5.3 Técnicas aplicadas para o aumento da taxa de produção de biogás a partir de subprodutos da bovinocultura

Yadvika *et al.* (2004) revisaram as técnicas para promover o aumento da produção de biogás. As técnicas foram classificadas em quatro categorias: uso de

aditivos; reciclagem do lodo; variação dos parâmetros operacionais; e uso de biomassa imobilizada.

A utilização de processos de digestão anaeróbia da fração líquida do esterco em reatores de baixa carga implica em menores problemas operacionais nas tubulações, no bombeamento e nos reatores em relação a entupimento, mas a eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de SV não atingiu valores maiores que 45% (DUGBA; ZHANG, 1999).

A utilização de diversos tipos de materiais para a fixação de biomassa em reatores anaeróbios para tratamentos de dejetos bovinos foi relatada por Yadvika *et al.* (2004). Segundo esses autores, a utilização de meio suporte para a fixação da biomassa nos reatores resulta na redução do tempo de detenção hidráulico (TDH), reduzindo consideravelmente o custo da planta geradora de biogás, sem comprometer a quantidade e a qualidade do biogás.

Segundo Lo e Liao (1985), o reator anaeróbio de alta taxa com biomassa imobilizada operou com baixo TDH (chegando ao mínimo de 1h) com alta produção de biogás, enquanto que reatores anaeróbios convencionais tiveram baixa produtividade de biogás com TDH de 8, 6 e 2 dias nas temperaturas de 22°C, 35°C e 55°C, respectivamente. Concluiu-se que a utilização de reatores com biomassa imobilizada, precedida do peneiramento dos dejetos bovinos de leite, possibilita a redução significativa do volume de reatores.

Weiland e Peters (1992) obtiveram 75% e 25% de redução no TDH e no volume do reator usando suporte plástico para a digestão anaeróbia de esterco bovino peneirado, em comparação ao sistema convencional.

Machado (2011) estudou a variação na produção de biogás a partir de dejetos bovinos submetidos a diferentes tempos de exposição ao ar. O autor concluiu que o

armazenamento dos dejetos influencia diretamente em suas características. Os tempos de exposição de 6 a 12 dias do substrato promoveram maiores produções de biogás e maiores potenciais de produção por kg de estrume devido à ação da fermentação prévia do substrato.

A utilização de aditivos como cepas de microrganismos e aditivos inorgânicos pode beneficiar o funcionamento da digestão anaeróbia suprimindo necessidades enzimáticas, de macronutrientes e micronutrientes. O uso de polímeros relatado por Garcia *et al.* (2008) foi benéfico ao reator UASB, auxiliando na retenção de sólidos, melhorando a taxa de remoção de DQO e aumentando a produção de biogás.

Segundo Thygesen *et al* (2014), o lodo da digestão anaeróbia (DA) de esterco animal pode possuir grande quantidade de matéria orgânica (MO) concentrada não digerida e a sua recirculação para o digestor pode contribuir para a maximização da taxa de produção de biogás a partir de esterco animal.

A codigestão é o consórcio de um resíduo orgânico com outros resíduos que podem ser ricos em carboidratos ou microrganismos, como caldo de cana, vinhaça, esterco bovino, de galinha, entre outros. A codigestão pode apresentar diversos benefícios em relação à digestão de substratos isolados, como maior eficiência de degradação devido a efeitos sinérgicos, diluição de compostos inibitórios e aumento da produção de biogás. (NOGUEIRA, 2013).

Trabalhos relacionados à codigestão buscam identificar relações sinérgicas e antagônicas entre os substratos codigeridos. A técnica de codigestão permite o aproveitamento de instalações existentes, modificando a alimentação dos reatores visando o aumento da produção de biogás e de energia produzida nas unidades de cogeração.

Ashekuzzaman e Poulsen (2011) concluíram que a utilização de substratos multicomponente incluindo esterco animal e resíduos de comida em reatores anaeróbios indicou que a taxa de produção de metano foi significativamente superior à somatória do potencial dos substratos separados.

Marañón *et al.* (2012) obtiveram a produção de metano de 603 L CH₄/kg SV.d para a codigestão da mistura de 70% de esterco, 20% de resíduo de comida e 10 % de lodo de esgoto, em CSTR com carga orgânica de 1,2 g SV/L.d.

A digestão anaeróbia de esterco bovino com suplementação de glicerina resultou em aumento na produção de CH₄, sendo observado o efeito de cofermentação, em que a produção de metano do combinado resultou maior que dos substratos digeridos separadamente (AMON *et al.*, 2006). Robra *et al* (2010) também observaram melhora de rendimento na utilização da glicerina na codigestão de esterco bovino.

3.6 Reatores de leito estruturado

Reatores com biomassa aderida a um material suporte apresentam vantagens como o maior tempo de retenção celular, resultando em melhor desempenho e estabilidade de reatores, mesmo com TDH baixos.

Camiloti *et al.* (2013) estudaram a remoção de matéria orgânica de esgoto sintético com processos simultâneos de metanogênese e sulfetogênese em um reator anaeróbio de leito fixo estruturado (ABFSB). A configuração do reator utilizado foi concebida por apresentar as vantagens características da biomassa imobilizada em leito fixo e para evitar os problemas de colmatação do leito e de formação de caminhos preferenciais. Os resultados obtidos na pesquisa indicaram que a configuração do reator foi adequada para a remoção de matéria orgânica e sulfato.

O ABSFB também foi utilizado por Mockaitis *et al.* (2014) para a remoção de matéria orgânica de esgoto sintético. De acordo com os resultados obtidos os pesquisadores consideraram a configuração proposta como uma alternativa tecnológica aos reatores de leito empacotado.

Moura *et al.* (2012) estudaram a remoção de carbono e nitrogênio do esgoto sintético utilizando reator de leito fixo estruturado vertical sob aeração intermitente. Nesse estudo concluiu-se que a configuração utilizada foi um método alternativo para a remoção efetiva de matéria orgânica e nitrogênio do esgoto.

A utilização de espuma de poliuretano em reatores como material suporte para o crescimento da biomassa apresenta algumas vantagens em relação à outros materiais. Segundo Silva *et al.* (2006) a espuma é um material de baixo custo, inerte ao processo, proporciona altas concentrações de biomassa e favorece a aderência de microrganismos metanogênicos e sulfetogênicos.

Segundo Moura (2014), a adoção de novas configurações e novas condições operacionais é de grande importância no desenvolvimento de inovações tecnológicas que visem aumentar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em sistemas de tratamento de efluentes.

3.7 Considerações Finais

A digestão anaeróbia apresenta-se como solução atrativa para o tratamento dos resíduos gerados na bovinocultura, principalmente quando se buscam soluções de baixo impacto ambiental. O aumento da concentração dos resíduos devido à intensificação da criação representa um aumento no risco à poluição do meio ambiente, mas também a oportunidade para o aproveitamento energético e redução dos impactos da bovinocultura.

Sistemas de tratamento anaeróbio de resíduos da bovinocultura projetados para operar com alta COV e baixo TDH podem representar redução de custo substancial na implantação e operação de plantas de biogás, podendo viabilizar a ampliação da escala de utilização desse tipo de geração de energia.

Países como o Brasil que possuem grande rebanho de bovinos, principalmente de leite podem se beneficiar da produção energética a partir do biogás gerado pela digestão anaeróbia de resíduos da bovinocultura, descentralizando a produção energética, diminuindo os impactos relacionados à produção de bovinos, aumentando e diversificando a produção energética.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Na Figura 1 está apresentado o fluxograma operacional do experimento.

Figura 1 – Fluxograma operacional do experimento

Conforme descrito anteriormente, o objetivo principal desta pesquisa foi verificar o potencial de produção de biogás em uma nova configuração de reator operado a baixo TDH e alta COV.

4.1 Instalações experimentais

O estudo foi realizado no campus 2 da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP), utilizando as dependências do Laboratório de Processos Biológicos (LPB).

O campus está localizado nas coordenadas 22°00'10"S, 47°55'42"O e altitude média de 836 metros, com clima tropical de altitude.

O reator foi instalado e operado na unidade em anexo ao LPB (Figura 2). A unidade contou com equipamentos de refrigeração para armazenamento da água residuária preparada, bancada para preparo da água residuária, abrigo para o reator, tanque de alimentação, bomba dosadora e ventilação forçada do ambiente.

Figura 2 – Unidade anexa ao LPB

No estudo, foi utilizado um reator anaeróbio (AHHR) de fluxo ascendente de 12,4 L de volume total (9,2 L de volume útil) com leito ordenado composto por hastes de espuma de poliuretano (PU). O leito ordenado utilizado possuía 32 hastes de espuma de 1,25 cm² de seção com 50,0 cm de comprimento, posicionadas verticalmente no interior do reator (Figura 3). A posição das hastes foi fixada por meio de grades de aço inox nas extremidades das tiras utilizando hastes de plástico para manter as grades a distâncias de 50,0 cm entre elas. O conjunto de hastes de espuma ficou livre dentro do reator, com a possibilidade de movimentação na orientação vertical e rotação. Para evitar que o conjunto flutuasse e atingisse nível superior ao nível de água, no interior do reator foram instaladas hastes de plástico para limitar ao nível máximo que o leito poderia atingir.

A espuma de PU foi escolhida por se tratar de um material de baixo custo, inerte ao processo, por proporcionar altas concentrações de biomassa e favorecer a aderência de microrganismos metanogênicos e sulfetogênicos (Silva *et al*, 2006).

Figura 3 – (A) Detalhe da aresta de espuma; (B) meio suporte em elaboração; (C) teste do meio suporte no reator com água

Na parte inferior do reator foram instaladas duas saídas para a drenagem de lodo do sistema. Entretanto, como o reator não dispunha de fundo cônico para acúmulo e descarte de lodo, não foi possível realizar a retirada total do material acumulado no fundo do reator. A saída de efluente foi composta de mangueira com bocal em aço inox, para permitir o ajuste de altura (Figura 4).

A saída de gás foi posicionada na parte superior do reator e era composta por bocal de plástico com vedação, seguido de mangueiras, ponto de amostragem de gás, caixa de passagem vedada e medidor contínuo de volume de gás.

Figura 4 – (A) Detalhe da entrada de afluyente e da descarga de fundo; (B) detalhe da saída de gás

A alimentação do reator e a recirculação foram realizadas por meio de bombas dosadoras de diafragma Prominent com capacidade máxima de vazão de 1,0 L/h e 14,6 L/h, respectivamente, ambas com potência de 16 W. As vazões da bomba de alimentação variaram de acordo com as condições de cada fase operacional, sendo de 0,128 L/h na Fase 1 e 0,383 L/h para as Fases de 2 a 7. A bomba de recirculação operou com 30% da potência total, sendo que a vazão de recirculação não foi aferida.

O reator operou na faixa mesofílica de temperatura (de 20 a 40°C) sem a utilização de mecanismos de controle de temperatura.

Na Figura 5, está apresentado o esquema do sistema de digestão anaeróbia para a produção de biogás utilizado no presente estudo.

Figura 5 – Esquema do sistema em escala de bancada

4.2 Inoculação do material suporte

A inoculação do reator foi realizada com biomassa coletada a partir do descarte de fundo de reator UASB utilizado no tratamento de efluente de uma avícola. A biomassa foi imobilizada em 32 hastes de espuma de PU (descritas no item 4.1), seguindo protocolo descrito por Zaiat *et al.* (1994). Nesse estudo, o material suporte foi imerso na solução do inoculo durante período de duas horas e lavado com a água residuária utilizada, antes de sua colocação no reator.

Após a imobilização das hastes o reator foi montado e mantido em recirculação por 4 dias seguidos. Na Figura 6 está apresentado o momento de imobilização da biomassa nas hastes de espuma de PU.

Figura 6 – (A) Biomassa granulada; (B) Biomassa após a trituração; (C) Inoculação da espuma de PU

A autoinoculação do meio suporte com o esterco é comumente utilizada pelos pesquisadores. A opção por utilizar biomassa de reator UASB para inoculação na pesquisa foi feita para tentar acelerar o processo de produção de biogás.

4.3 Água residuária

A coleta do esterco bovino foi realizada em uma propriedade rural situada próxima ao distrito de Água Vermelha em São Carlos/SP. No local são criados bovinos

de leite e equinos sem fins comerciais. No período de coleta, os animais estavam somente sob pastejo, sem complementação alimentar por ração. O esterco utilizado no estudo foi coletado manualmente no curral de ordenha das vacas leiteiras utilizando pá e enxada e alocando o material coletado em balde fechado para transporte ao LPB. Observou-se que junto ao esterco foram coletadas pequenas frações de solo, de forragem e de resíduos caídos do coxo de alimentação. Na Figura 7, estão apresentados os animais criados na propriedade na área próxima ao curral de ordenha. Na Figura 8 está apresentado o curral de ordenha onde foi coletado o material utilizado como substrato no estudo.

Figura 7 – Animais em região próxima ao curral de ordenha da propriedade

Figura 8 – Curral de ordenha - local de coleta do substrato

O material coletado foi hidratado adicionando água de torneira na proporção de 2 partes para 1 parte de esterco fresco, homogeneizando por mistura e deixando em repouso por duas horas. Em seguida, o material hidratado foi separado em fase líquida e

fase sólida utilizando peneira estática com abertura de 2,00 mm seguida de peneira estática de 0,59 mm. A fase líquida do esterco foi utilizada como substrato para o reator anaeróbio e a fase sólida foi quantificada para avaliar o potencial energético de sua combustão.

Inicialmente testou-se a metodologia proposta por Lo *et al.* (1984) em que utiliza-se somente a peneira de 2,0 mm para a separação da fração líquida do esterco. Entretanto, após alguns dias de teste, foi verificado que o sistema montado para alimentar o reator não conseguiu suportar o substrato com partículas desse tamanho. Utilizando a peneira de 0,59 mm, o sistema de alimentação operou com maior estabilidade, com redução de entupimento das mangueiras e de travamento da bomba por fibras contidas no substrato.

Na Figura 9 está apresentado o material coletado alocado em baldes para a separação das frações de sólida e líquida. Na Figura 10 está apresentado o material hidratado na proporção de 2:1 e passando por peneira de 0,59 mm de abertura.

Figura 9 – Material coletado alocado em baldes para separação das fases

Figura 10 – (A) Hidratação do material; (B) peneiramento em peneira de 0,59 mm de abertura

A fração líquida do substrato foi diluída em diferentes proporções durante o estudo visando atingir diferentes valores de COV e TDH.

A utilização de dejetos frescos como substrato, durante a pesquisa, é desejável para simular condições similares às ocorridas nas fazendas, possibilitando análise do potencial energético do substrato mais próxima da realidade.

Alguns pesquisadores optam por manter os dejetos em baixa temperatura e isolados do ambiente externo para inibir a pré-fermentação do substrato.

A fração líquida obtida após o processo de separação das fases do substrato foi armazenada em galões de 20 L de plástico, os quais foram mantidos refrigerados em temperatura próxima a 4°C.

4.4 Determinações analíticas

O monitoramento do reator foi realizado por meio de análises de amostras coletadas no afluente e efluente. A frequência de coleta variou conforme as fases operacionais do reator.

Na Tabela 8 estão apresentadas as metodologias utilizadas para as determinações analíticas.

Tabela 8 – Metodologias para determinações analíticas

Análise	Metodologia	Referências
DQO	Método Colorimétrico	APHA (2005)
pH	Método Potenciométrico	APHA (2005)
Alcalinidade	Método Titulométrico	Ripley <i>et al</i> (1986)
Sólidos	Método Gravimétrico	APHA (2005)
Composição do biogás	Cromatografia Gasosa com detector de condutividade térmica	-
Metais	Método Espectrofotométrico	APHA (2005)
Temperatura atmosférica	Termômetro de mercúrio	-

A análise de demanda química de oxigênio (DQO) foi realizada usando coleta de amostras em frasco sob agitação intensa para propiciar a homogeneização da amostra. A DQO_s foi analisada a partir de amostra filtrada em membrana com porosidade de 1,20 µm.

Para a determinação da composição do biogás fez-se uso de um cromatógrafo Shimadzu GC-2014, TCD e coluna HP-PLOT/Q (30 m x 0,53 mm de diâmetro interno x 40,0 µm de espessura de filme). Gás de arraste: hidrogênio. Temperatura do injetor: 160°C; split: 5,0; fluxo da coluna: 4,0 mL/min. Temperatura do detector: 170°C; polaridade: +; Temperatura do forno: 35°C (2 min) até 170°C (1 min), a 60°C/min. Tempo de corrida: 5,25 min.

A análise de vazão média diária de gás foi realizada por meio da quantificação volumétrica do gás produzido, com o uso de um medidor contínuo de gás (Ritter MilliGascounter MGC-1 durante as Fases 0 a 5 e frasco Mariotte com água nas Fases 6 e 7) e pela diferença entre os horários de aferição do medidor. A substituição do equipamento foi realizada para a implantação do sistema de recirculação interna. Os dados de volume de gás foram registrados diariamente em horário pré-fixado.

4.5 Fases operacionais

As fases operacionais foram pré-definidas durante a elaboração do projeto com base na revisão bibliográfica visando ao aumento da COV e diminuição do TDH. Durante a pesquisa, as fases foram adaptadas conforme os resultados obtidos, mantendo-se o foco no aumento da COV e variando o método de operação em relação ao descarte de sólidos e à realização de recirculação interna do efluente líquido.

A COV foi calculada considerando a concentração de DQOt no afluente, a vazão média diária afluente e o volume útil do reator (9,2 L).

O descarte de sólidos foi realizado durante as Fases sem perdas excessiva de sólidos (0, 1, 2, 3, 6 e 7). O procedimento de descarte foi realizado interrompendo a alimentação do reator, a entrada e a saída da recirculação e fechando a saída de gás. Os sólidos eram drenados pela parte inferior do reator pelo bocal de descarte e o volume retirado era reabastecido concomitantemente utilizando efluente coletado no mesmo dia. Os descartes foram realizados esporadicamente quando ocorriam problemas no reator ou quando a altura da manta de lodo se aproximava da saída de efluente.

A recirculação interna de efluente foi utilizada para promover maior velocidade ascensional e minimizar alguns efeitos adversos observados durante as etapas sem a recirculação.

Ao todo, foram realizadas sete fases operacionais e uma fase pré-operacional, totalizando 130 dias de operação. Na Tabela 9 estão apresentadas as principais características de cada fase operacional. A perda excessiva de sólidos caracterizou-se pela estabilização da manta de lodo na altura de saída do efluente e concentração de ST no efluente próxima a 10 g/L. Observa-se na Figura 11 a incidência da perda de sólidos no efluente.

Tabela 9 – Características das fases operacionais

Fase operacional	TDH (d)	COV (kg DQO/m ³ .d)	Perda excessiva de sólidos	Recirculação
Fase 0- Pré-operação	5	0,50 ~ 1,4	Não	Não
Fase 1	3	6,0 ± 0,6	Não	Não
Fase 2	1	5,0 ± 1,9	Não	Não
Fase 3	1	10,0 ± 1,8	Não	Não
Fase 4	1	20,0 ± 6,8	Sim	Não
Fase 5	1	25,0 ± 7,8	Sim	Não
Fase 6	1	5,0 ± 1,3	Não	Sim
Fase 7	1	10,0 ± 2,1	Não	Sim

Figura 11 – Detalhe da perda de sólidos no efluente

A pré-operação do reator teve duração de 33 dias em que foi realizada a inoculação da biomassa nas hastes de espuma de PU e foram testados os elementos do sistema para viabilizar as demais etapas.

A carga orgânica foi aplicada de forma progressiva visando manter estável o equilíbrio dos processos durante a etapa de adaptação da biomassa às condições operacionais. A pré-operação do reator, após o período de recirculação da biomassa (descrito no Item 4.2), teve início com concentração de DQO afluente de 1000 mg/L sendo aumentada até 4000 mg/L, ambas com TDH de 5 d.

Na Figura 12 está apresentado o reator durante a fase de inoculação da biomassa no meio e durante a pré-operação após a inoculação.

Figura 12 – Fase de inoculação e pré-operação

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Frações obtidas no preparo da água residuária

A água residuária foi preparada com o intuito de atingir condições similares às obtidas na agroindústria. Conforme apresentado na revisão bibliográfica, as características dos resíduos da bovinocultura podem ser variadas. Assim objetivou-se extrair fração líquida concentrada e através de diluições, simular diversas condições possíveis para avaliar o processo anaeróbio no reator proposto.

No ensaio foram separadas as frações sólida com granulometria superior a 2,00 mm, entre 2,00 mm e 0,59 mm e a fração inferior a 0,59 mm foi considerada como fração líquida. Nas Figuras 13 e 14, observa-se respectivamente as frações obtidas na separação por peneiramento e as amostras das frações após o processo de calcinação.

Figura 13 – Frações da água residuária após separação por peneira estática; (A) Fase líquida; (B) sólidos entre 2,00 mm e 0,59 mm; (C) sólidos acima de 2,00 mm

Figura 14 - Frações da água residuária após calcinação; (A) Fase líquida, (B) sólidos acima de 0,59 mm e (A) sólidos acima de 2,00 mm

Caracterizou-se o resíduo em relação à massa total a partir de umidade, fração volátil e fração fixa (Tabela 10).

Tabela 10 – Características do esterco fresco e das frações obtidas na separação da fase líquida

		Umidade	Fração volátil	Fração fixa
Substrato	Esterco fresco	63,3%	18,9%	17,8%
	Fração > 2mm	71,0%	16,2%	12,7%
	2mm > Fração > 0,59mm	82,7%	6,7%	10,7%
	Fração líquida	92,4%	4,6%	3,0%

Observa-se a partir dos dados apresentados na Tabela 10 que a remoção da fração entre 2,00 mm e 0,59 mm contribuiu para a redução significativa de sólidos fixos no afluente (fração líquida).

A relação SV/ST obtida na fração líquida (0,65) foi próxima ao valor obtido por Rico *et al.* (2012), 0,70, e considerada satisfatória para simular as condições reais de aplicação desse efluente.

A composição química e a distribuição granulométrica do esterco bovino variam de acordo com a dieta dos animais, a forragem do local de criação, o sistema coletor e os processos de decomposição durante o armazenamento.

As características da fase líquida variaram durante a pesquisa devido à heterogeneidade do material coletado e à impossibilidade de preparo e estoque de grande quantidade de substrato.

O esterco bovino contém aproximadamente 40-50% de fibras em relação aos ST do esterco (ANGELIDAKI; AHRING, 2000). A separação mecânica ou peneiramento foram considerados as técnicas mais eficientes para separação da fração líquida do esterco (BURTON, 1997).

A caracterização da concentração de metais no substrato foi realizada a partir de amostra com fração líquida sem diluição. Os resultados estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Concentração de metais na fração líquida sem diluição

Parâmetros	Concentração (mg/L)	Limite de detecção
Zinco	0,306	0,01
Chumbo	0,290	0,01
Cádmio	0,038	0,0006
Níquel	0,061	0,008
Ferro	4,686	0,005
Manganês	0,299	0,003
Cobre	0,085	0,003
Cromo	0,034	0,005

Observa-se que o substrato não diluído possui concentrações satisfatórias dos micronutrientes analisados (SPEECE *et al.*, 1986), prescindindo de suplementação para o funcionamento da DA.

Güngör-Demirci e Demirer (2004) concluíram que a suplementação de nutrientes não aumentou o desempenho da digestão anaeróbia e que os nutrientes presentes no esterco bovino são suficientes para prover o crescimento microbiano, caso haja quantidade suficiente de água para dissolvê-los. O mesmo resultado foi encontrado por Chamy e Ramos (2011) em pesquisa semelhante com esterco de perus.

5.2 Remoção de matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica foi analisada considerando a DQOt, a DQOs e os SV em relação a COV. Na Figura 15, está apresentada a concentração de DQOt afluente e efluente, e na Figura 19, a COV aplicada e a eficiência de remoção de DQOt durante as fases de operação.

Figura 15 – DQOt afluente e efluente

Observa-se que a remoção de DQOt atingiu valores superiores a 90% nas fases em que o reator estava sendo operado com descargas de fundo para evitar o escape de sólidos no efluente. Nas fases em que houve a perda excessiva de sólidos (Fases 4 e 5) atingiu-se as taxas médias de remoção de DQO de 53% e 68% (Figura 16).

Figura 16 – COV aplicada e eficiência na remoção de DQOt

Nas Fases 6 e 7, em que foi utilizada a recirculação interna do reator para promover maior agitação e aumentar a velocidade ascensional, não foi observada melhora significativa da remoção de matéria orgânica comparando-se com as Fases 2 e 3.

Em relação à variação de TDH das fases, observou-se que a eficiência de remoção de DQOt foi semelhante para as fases com a operação sem perda excessiva de sólidos. Observa-se que a remoção de DQO com 1 dia de TDH foi satisfatória, chegando a valores de 80 % mesmo com COV elevada (20 kg DQOt/ m³.d), para reatores anaeróbios operando em temperatura mesofílica (Figura 16).

Demirer e Chen (2005) utilizaram um reator anaeróbio híbrido para a digestão do esterco bovino, sem pré-tratamento do substrato ou separação das frações sólida e líquida. Nesse trabalho a remoção de DQO e SV foram respectivamente 48-63% e 59-68%, com TDH de 15 dias.

Em estudos com esterco diluído, o tratamento da fração líquida em reator anaeróbio de alta taxa resultou na eficiência de remoção de DQO de 41,5% (KALYUZHNYI *et al.*, 1999).

A DQO solúvel (DQOs) aplicada e a DQOs efluente estão apresentadas na Figura 17.

Figura 17 – DQOs afluente e efluente

Observa-se que a DQOs efluente acompanhou a faixa de concentração da DQOs afluente ao longo do tempo, entretanto a DQOs efluente foi superior à DQOs afluente em aproximadamente 68% do tempo. Atribuiu-se o aumento da DQOs à hidrólise de substâncias de degradação mais lenta presentes no interior do reator.

A DQOs variou ao longo do experimento com o tempo de armazenamento do substrato. Mesmo sob refrigeração, uma parte do substrato apresentou aumento da concentração de DQOs, principalmente na fase final do estudo.

Garcia *et al.* (2008), estudaram os efeitos da adição de polímeros na retenção de biomassa, em reator UASB, tratando a fração líquida de esterco bovino com temperatura controlada em 35°C. Os resultados do estudo foram que a adição de polímeros melhorou significativamente a retenção de SV, sendo que, com TDH de 1,5d, foram observadas as concentrações médias de SV no efluente do reator com adição de polímeros e do reator sem adição de polímeros respectivamente de 3768 e 4831 mg SV/L. As eficiências de remoção de DQO para as mesmas condições foram de 83,4% e 76,5%, respectivamente.

As eficiências de remoção de DQO obtidas nesta pesquisa se assemelharam às obtidas por Garcia *et al.* (2008), com TDH próximo ao utilizado nas fases 2 a 7. A fase com perda excessiva de sólidos obteve a menor eficiência de remoção de DQO, porém, essa eficiência pode ser considerada satisfatória e equipara-se às obtidas por Demirer e Chen (2005) e Kalyuzhnyi *et al.* (1999).

A matéria orgânica aplicada ao reator pode ser relacionada à concentração de SV presentes no substrato. Nas Figuras 18 e 19, estão apresentadas, respectivamente, as correlações entre DQOt e SV afluente e efluente ao longo das fases operacionais 1 a 7 e na Figura 20, o gráfico Box-Plot das respectivas correlações.

Figura 18 – Relação entre DQOt e SV afluente

Figura 19 – Relação entre DQOt e SV efluente

Figura 20 – Gráfico Box-plot da relação g DQOt/ g SV afluente e efluente

Observa-se que a relação entre DQO e SV para o afluente teve menor variância que para o efluente, apresentando média de 1,43, valor máximo de 1,70 e mínimo de 1,24, enquanto que, para o efluente, apresentou média de 1,32, valor máximo de 1,70 e mínimo de 1,06.

A concentração de SV no afluente e no efluente ao longo das fases operacionais estão apresentadas na Figura 21.

Figura 21 – Concentração de sólidos voláteis no afluente e no efluente

Na Tabela 12 estão apresentados os valores médios de sólidos afluente e efluente durante as fases operacionais.

Tabela 12 – Valores médios de SV, SF e ST afluente e efluente nas fases operacionais

Fase	Afluente (g/L)				Efluente (g/L)			
	SV	SF	ST	SV/ST	SV	SF	ST	SV/ST
Fase 1	11,67	5,16	16,83	69,3%	2,44	2,68	5,12	47,7%
Fase 2	4,02	1,96	5,98	67,2%	1,02	0,91	1,93	52,8%
Fase 3	7,33	4,25	11,58	63,3%	1,73	1,69	3,42	50,6%
Fase 4	13,08	6,17	19,25	67,9%	6,13	3,84	9,98	61,4%
Fase 5	13,52	6,70	20,21	66,9%	4,27	2,81	7,08	60,3%
Fase 6	4,61	2,58	7,19	64,1%	1,32	1,66	2,97	44,4%
Fase 7	6,65	4,18	10,83	61,4%	2,38	2,55	4,93	48,3%

Observa-se que a concentração média de SV no afluente variou de 63,3 a 69,3% em relação aos ST e no efluente de 44,4 a 61,4%. A Fase 1 resultou na maior eficiência

de remoção de SV, o que pode ser atribuído ao maior TDH e menor velocidade ascensional. As Fases 4 e 5 resultaram na menor eficiência de remoção de SV, respectivamente, 53,1 e 68,4%. A diferença na concentração de SF no afluente e no efluente indica o acúmulo de SF no interior do reator.

A etapa de hidrólise de compostos de cadeia longa, principalmente da lignina presente no substrato, é considerada limitante para o processo de fermentação pela rota metanogênica.

Mattocks e Moser (2000) avaliaram dois digestores anaeróbios mesofílicos pistonados em escala natural, tratando esterco bovino de dois produtores de leite com 1000 vacas cada e estimaram a redução de SV em 35% e 42%, respectivamente, para TDH de 20d e 22d.

5.3 Produção de biogás

A produção de biogás foi o principal foco deste estudo, sendo o objetivo principal atingir valores de produção de biogás superiores aos obtidos em sistemas convencionais de digestão de esterco bovino.

O biogás é o produto final da degradação anaeróbia de matéria orgânica pela via metanogênica. Assim pode-se relacionar a produção de biogás à quantidade de matéria orgânica removida no processo de digestão.

A produção de biogás foi observada visualmente logo nos primeiros dias de operação da Fase 0, com a COV de 1,0 kg DQO/m³.d. Entretanto, o volume de gás produzido não foi aferido por estar abaixo do limite de operação do sistema de medição de gás. Na Figura 22, observa-se a presença de biogás aderido ao material suporte e no *headspace* do reator durante a fase supracitada.

Figura 22 – Detalhes da produção de biogás na Fase 0 - pré-operação

A temperatura ambiente influencia a produção de biogás, podendo aumentar ou diminuir a atividade das arqueias metanogênicas, bem como a dissolução de gases e sais no interior do reator. Foram registrados os valores máximos e mínimos diários da temperatura ambiente no interior do abrigo do reator (Figura 23).

Figura 23 – Temperatura atmosférica

A produção de biogás diária foi aferida utilizando o medidor de gás contínuo Ritter nas Fases 0 a 5 e o frasco Mariotte com água nas fases 6 e 7. A substituição do equipamento foi realizada para a implantação do sistema de recirculação. Na Figura 24,

está apresentada a produção diária de biogás e a COV aplicada. Os valores de biogás apresentados não foram normalizados para a CNTP.

Figura 24 – Produção de biogás

Observa-se que houve um aumento contínuo na produção de biogás durante a Fase 3. Este aumento pode ser atribuído ao aumento da manta de lodo no interior do reator, ao crescimento das bactérias metanogênicas, ao aumento gradativo da COV, ao período de armazenamento do substrato e à liberação do biogás preso na manta de lodo durante as descargas de fundo. Na Figura 25, estão apresentadas as diferentes alturas da manta de lodo neste período.

Figura 25 – Evolução da altura da manta de lodo na Fase 3 – respectivamente nos dias 39, 44 e 47

O aumento da manta de lodo implicou em diferentes condições operacionais do reator e principalmente no aumento da concentração de SV no interior do reator. Observou-se que com o aumento da manta de lodo também aumentou significativamente a retenção de biogás na manta de lodo. A utilização de recirculação nas Fases 6 e 7 objetivou também reduzir esse efeito. Nas Figuras 26 e 27 estão apresentadas, respectivamente, a retenção de biogás na manta de lodo durante a fase sem recirculação e com recirculação.

Figura 26 – Retenção de biogás na manta de lodo durante a Fase 4

Figura 27 – Retenção de biogás na manta de lodo durante a Fase 7

A composição do biogás analisada por meio de cromatografia gasosa, ao longo das fases operacionais resultou na concentração de $57,6 \pm 0,5\%$ de metano e em nenhuma das análises foi observada a presença sulfeto. A ausência de sulfeto no biogás facilita o beneficiamento do biogás.

Lo e Liao (1987) obtiveram concentrações de $55,4 \pm 0,8\%$ a $57,4 \pm 0,6\%$ de metano no biogás tratando o sobrenadante da fração líquida de esterco bovino.

A eficiência do sistema foi analisada por meio da relação da produção de biogás ao volume útil do reator e aos SV aplicados. Na Tabela 13, estão apresentados os valores médios relativos de produção de metano em cada fase operacional. A produção de metano em relação ao volume do reator e em relação aos SV aplicados durante as fases operacionais estão apresentadas, respectivamente, nas Figuras 28 e 29.

Figura 28 – Produção de metano em relação ao volume útil do reator

Figura 29 - Produção de metano em relação aos sólidos voláteis aplicados

Tabela 13 – Produção média diária de metano nas fases operacionais

Fase	COV (kg DQO/m ³ .d)	Produção média de metano		
		L CH ₄ /d	L CH ₄ / L.d	L CH ₄ / g SV.d
Fase 0 – Pré- operação	0,50 ~ 1,4	-	-	-
Fase 1	6,0 ± 0,6	0,583	0,062	0,016
Fase 2	5,0 ± 1,9	0,647	0,070	0,017
Fase 3	10,0 ± 1,8	1,448	0,158	0,021
Fase 4	20,0 ± 6,8	1,676	0,182	0,014
Fase 5	25,0 ± 7,8	1,393	0,152	0,011
Fase 6	5,0 ± 1,3	0,958	0,104	0,023
Fase 7	10,0 ± 2,1	0,759	0,083	0,012

Lo e Liao (1987) obtiveram a produção de 31 ± 1 L CH₄/kg SV ($0,031 \pm 0,001$ L CH₄/g SV) utilizando a fração sobrenadante do esterco diluído sem peneiramento (COV: 37,8 g SV/L.d) e 60 ± 7 L CH₄/kg VS ($0,060 \pm 0,007$ L CH₄/g SV) com peneiramento (COV: 17,6 g SV/L.d), ambas tratadas em reator de leito imobilizado com TDH de 1d. Em relação à taxa de produção de metano por volume de reator obtiveram, respectivamente, $1,17 \pm 0,03$ L CH₄/L.d e $1,06 \pm 0,12$ L CH₄/L.d.

As taxas obtidas no estudo se aproximaram às taxas obtidas por Lo e Liao (1987), sendo que no final da Fase 3 obteve-se taxa média de 0,027 L CH₄/g SV.d. As diferenças de rendimento da produção de metano em relação ao trabalho citado estão relacionadas ao tipo de pré-tratamento utilizado.

Rico *et al.* (2007) estudaram a produção de metano das frações líquida (obtida através de processo de coagulação, floculação e sedimentação) e peneirada do esterco bovino e compararam com o esterco fresco (Figura 30). Observa-se que os resultados obtidos pelos pesquisadores no tempo de 1d com o esterco peneirado são similares aos obtidos nesta pesquisa. Na Figura 30 também é possível observar que a produção de

metano a partir da fração líquida atinge mais rapidamente a estabilidade (aproximadamente 10 dias), já a fração peneirada e o esterco atingem a estabilidade após 15 dias. Outro aspecto importante é a taxa de produção de metano obtida por SV aplicado. Observa-se que, na fração líquida, a taxa produção de metano foi de aproximadamente 600 mL/g SV (0,600 L/g SV), enquanto no esterco e na fração peneirada foram de 300 mL/g SV (0,300 L/g SV) e 350 mL/g SV (0,350 L/g SV), respectivamente.

Figura 30 – Produção de metano a 35°C (adaptado de Rico *et al.*, 2007)

Segundo Hartmann *et al.* (2000), no processo de digestão anaeróbia com TDH de 15 a 30 d, apenas parte das fibras foi degradada, resultando em taxa de produção de metano de 200 a 250 L/kg SV (0,200 a 0,250 L/g SV), que representa aproximadamente a metade da taxa teórica de 400 a 430 L/kg SV (0,400 a 0,430 L/g SV) para o esterco bovino.

As taxas de produção de metano a partir da digestão anaeróbia de esterco bovino obtidas por Amon *et al.* (2006) variaram de 125 a 166 L CH₄ / kg SV (0,125 a 0,166 L/g SV), dependendo da dieta das vacas e da taxa de produção de leite. Esterco com

valores mais elevados de proteína resultaram na produção mais elevada de metano por SV, enquanto a quantidade de lignina reduziu a taxa de produção.

Ahring *et al.* (2001) operaram reatores em batelada com agitação constante em faixa de temperatura termofílica, tempo de retenção da biomassa de 15 dias e obteve taxas de produção de metano de 202 ± 29 ml CH₄/g SV.d ($0,202 \pm 0,029$ L/g SV.d) operando a 55°C e 165 ± 11 ml CH₄/g SV.d ($0,165 \pm 0,011$ L/g SV.d) a 65°C com carga orgânica de 9 g SV/d.

Marañón *et al.* (2012) observaram o decaimento da atividade metanogênica com o aumento da carga e diminuição do tempo de residência.

Brachtl (2000³ apud COMINO, E.; ROSSO, M.; RIGGIO, V., 2009) e Thomé-Kozmiensky (1995⁴ apud op cit) obtiveram taxa de produção de biogás de 200 a 300 L /kg SV ($0,200$ a $0,300$ L/g SV) com a digestão de esterco bovino.

Taxas baixas de produção de biogás podem ser relacionadas à baixa biodegradabilidade de materiais fibrosos, que podem representar 40-50% dos ST no esterco bovino (BOE; ANGELIDAKI, 2009).

Demirer e Chen (2005) obtiveram a taxa média de produção de metano de 191 L/kg SV adicionados ($0,191$ L/g SV), utilizando um reator anaeróbio híbrido com TDH de 15d e esterco bovino sem pré-tratamento do substrato ou separação das frações sólida e líquida.

Garcia *et al.* (2008), estudaram os efeitos da adição de polímeros na retenção de biomassa em reator UASB tratando a fração líquida de esterco bovino com temperatura

³ BRACHTL, E., (2000). Pilotversuche zur Cofermentation von pharmazeutischen Abfällen mit Rindergülle. Diplomarbeit. Interuniversitäres Forschungsinstitut für Agrarbiotechnologie, Abt. Umweltbiotechnologie (Ed.), A-3430 Tulln, 112 Bl

⁴ Thomé-Kozmiensky, K.J., 1995. Biologische Abfallbehandlung. EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin. p. 107

controlada em 35°C. Os valores médios de produção de metano foram respectivamente 0,312 e 0,296 L CH₄/g DQO.

Gungor-Demirci *et al.* (2004) fizeram ensaios em batelada com diferentes condições de carga orgânica, suplementação de nutrientes, e temperatura. Os resultados e as respectivas condições estão apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 – Taxa de produção de metano em diferentes condições operacionais (adaptado de Gungor-Demirci *et al.*, 2004)

Concentração orgânica (kg DQO/m ³)	Temperatura (°C)	Adição de nutrientes	Taxa de produção de metano (L biogás/ kg DQO adicionado)
12,0	Ambiente	Sim	94,9
12,0	35	Sim	249,9
53,5	35	Sim	368,5

Observa-se, em relação aos trabalhos citados, que a produção de biogás foi influenciada diretamente pelo TDH, temperatura, tipo de pré-tratamento e tipo de digestor utilizado. Em geral, observa-se a capacidade de digestores trabalharem em alta taxa com altas COV provindas da fração líquida do esterco. O processo de separação de sólidos composto por peneiramento e sedimentação, resultou em melhores taxas de produção de biogás, principalmente por evitar a entrada excessiva de partículas de baixa biodegradabilidade nos digestores.

Em trabalhos utilizando controle de temperatura obteve-se taxa máxima de produção de biogás próxima aos 35°C. A utilização desse mecanismo deve ser considerada sempre que houver disponibilidade, visto o ganho expressivo na produção de biogás e a possibilidade de produção estável ao longo de períodos de verão e inverno.

5.4 pH e alcalinidade

O pH e a alcalinidade foram utilizados durante o estudo como base para verificação da estabilidade do processo. Na Figura 31 estão apresentados os valores de pH afluente e efluente.

Figura 31 – Valores de pH afluente e efluente

Observa-se, na Figura 31, que o pH afluente e efluente foram estáveis durante o estudo. Na Tabela 15, estão apresentados os valores médios de pH e alcalinidade total afluente e efluente em cada fase operacional.

Na Figura 32, estão apresentados os valores de alcalinidade total no afluente e no efluente durante as fases operacionais.

Tabela 15 – Valores médios de pH e alcalinidade total

	Afluente		Efluente	
	pH	Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	pH	Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)
Fase 1	7,81	1477,89	7,83	1467,44
Fase 2	7,67	374,32	7,32	562,04
Fase 3	7,70	697,17	7,44	662,70
Fase 4	7,90	958,76	7,65	1071,86
Fase 5	7,96	699,99	7,51	802,13
Fase 6	7,90	-	7,48	622,75
Fase 7	7,95	-	7,67	894,21

Figura 32 – Alcalinidade total afluente e efluente

Em geral, o pH esteve na faixa considerada adequada para a produção de metano pelos organismo metanogênicos (6,5 – 8,0). Os valores de pH afluente foram, em geral, superiores aos do efluente. A baixa oscilação dos valores de pH durante a pesquisa, mesmo com o aumento considerável de carga, pode ser atribuída à presença de matéria orgânica de difícil degradabilidade, como a lignina, e à presença de biomassa junto ao substrato.

Figura 34 – Gráfico Box-Plot da relação AI/AP no efluente

Observa-se que a relação AI/AP variou entre 0,20 e 0,46, entretanto, operou na maior parte do tempo entre 0,27 e 0,33, valores considerados adequados para o processo de DA.

Com base nos resultados das análises de pH e alcalinidade, observou-se que não houve a necessidade de adicionar compostos alcalinizantes para evitar a acidificação excessiva no reator. Esse fato indica a possível economia operacional desse tipo de reator no processo de digestão anaeróbia de alta taxa.

5.5 Biomassa e operação do AHHR

O reator AHHR utilizado na pesquisa comportou-se como um reator híbrido com características de UASB e de reator de biomassa imobilizada. A utilização da espuma de PU em tiras verticais para imobilização da biomassa foi baseada no trabalho de Moura (2014). As vantagens operacionais consideradas na concepção do sistema foram a alta probabilidade de colonização de toda a espuma, a provável baixa limitação de transferência de massa e a baixa probabilidade de colmatação do meio suporte.

Inicialmente, o reator AHHR foi idealizado para operar sem a manta de lodo. Entretanto, durante os testes na fase pré-operacional e com os aumentos de COV, observou-se relação entre o aumento da manta de lodo e a produção de biogás. Dessa forma, optou-se pelo uso concomitante da biomassa em manta de lodo e a biomassa imobilizada nas espumas de PU.

A perda excessiva de sólidos caracterizada nas Fases 4 e 5 foi testada para verificar o comportamento do reator nessa situação e a eficiência de remoção de DQO. Nessas etapas, optou-se por não fazer o descarte de sólidos pelo fundo do reator.

O fluxo ascensional no reator foi fundamental para auxiliar seu bom desempenho na remoção de DQO e de ST e na produção de biogás. A formação da manta de lodo foi atribuída à grande quantidade de ST no substrato, à baixa velocidade ascensional, à presença de bactérias anaeróbias e facultativas no substrato e à alta sedimentabilidade dos flocos formados no reator.

A região do reator com o meio suporte ocupa aproximadamente 23% de área transversal em relação à base e ao *headspace* do reator, o que propicia maior velocidade ascensional nesse trecho.

A disposição das hastes de espuma e o fato de elas não ficarem totalmente esticadas na vertical durante o estudo contribuíram para a formação de caminhos preferenciais facilmente observados na manta de lodo. Os caminhos preferenciais não permaneceram estáticos e alteraram seu curso com o passar do tempo, devido à sedimentação de flocos de maior densidade e pela agitação provida pela liberação de biogás. Foi observada maior velocidade ascensional nos caminhos preferenciais, o que propiciou a formação de grânulos e a separação de partículas de menor granulometria. Na Figura 35, está apresentado um caminho preferencial formado na manta de lodo durante a Fase 5 e a presença de grânulos.

Figura 35 – Caminho preferencial e formação de grânulos na biomassa suspensa

A observação da formação de grânulos na manta de lodo durante a Fase 5 despertou o interesse por utilizar a recirculação interna para prover maior velocidade ascensional, visando promover a formação mais intensa de grânulos a partir da biomassa floculenta em suspensão.

Nas fases sem recirculação, os grânulos foram observados principalmente na parte superior da manta de lodo e em pequena quantidade. A resistência dos grânulos foi considerada baixa, constantemente sofrendo ruptura com a agitação causada pela liberação de bolhas de biogás de grande volume.

No final da operação do reator, a biomassa foi drenada e passou por peneira de 2,0 mm. O material retido era composto principalmente por grânulos, conforme apresentado na Figura 36.

Figura 36 – Biomassa granulada na manta de lodo

O aumento da quantidade de grânulos pode ser atribuído à utilização da recirculação interna e à maior idade de biomassa. Nas fases com recirculação interna foi observada grande concentração de grânulos na base do reator, próximo à entrada da recirculação.

El-Mamouni *et al.* (1998), concluíram que a suplementação com polímeros sintéticos ou naturais, em reatores UASB em escala de bancada, melhorou a granulação da biomassa em relação ao reator de controle.

Segundo Show *et al.* (2004), a adição de polímero catiônico em reatores UASB diminuiu o período de partida do reator e melhorou o seu desempenho.

A retenção de biomassa em reatores UASB pode ser melhorada pela adição de floculantes químicos se eles conseguirem estimular a formação de flocos mais densos, com melhores características de sedimentação. (GARCIA 2008).

Foram realizadas descargas de fundo no reator AHHR, com o objetivo de controlar a altura da manta de lodo. A operação do reator com a perda excessiva de sólidos (Fases 4 e 5) apresentou problemas de formação excessiva de zonas mortas na manta de lodo, colmatção da manta de lodo nas zonas mortas, aprisionamento de grandes volumes de biogás na manta de lodo e constantes entupimentos no dispositivo de saída de efluente. Alguns dos problemas apresentados nessas fases também estão relacionados à escala do reator.

A utilização do material suporte favoreceu a estabilidade do reator, principalmente em períodos de utilização de descarga de fundo, por manter a biomassa ativa aderida no interior do reator.

A biomassa aderida ao meio suporte também exerceu papel importante na degradação da matéria orgânica e na produção de biogás. O aumento da manta de lodo proporcionou maior contato entre os SV e a biomassa imobilizada. Entretanto,

aparentemente dificultou a transferência de massa ao longo do tempo. Após o encerramento da operação do reator, as espumas foram removidas para observação da biomassa aderida. Na Figura 37 está apresentado o detalhe da espuma após o encerramento da operação.

Figura 37 – Meio suporte após o encerramento da operação do reator

Observa-se, na Figura 37, que há grande quantidade de sólidos aderidos à camada externa da espuma e houve o crescimento de biomassa também na parte interna da espuma. A camada espessa de sólidos dificulta a transferência de massa ao longo do tempo, diminuindo a eficiência de produção de biogás.

6 Conclusões

Constatou-se pelos resultados obtidos na pesquisa, o potencial de utilização de reatores de alta taxa para a digestão anaeróbia da fração líquida de esterco bovino visando à remoção de matéria orgânica e à produção de biogás.

O sistema apresentou elevada eficiência de remoção de matéria orgânica para os TDH de 3 e 1 dia e para as respectivas COV aplicadas de 6 kg DQOt/m³.d (TDH: 3d) e 5, 10, 15, 20 e 25 kg DQOt/m³.d (TDH: 1d). O maior valor obtido foi superior a 90% para o TDH de 1 dia e COV de 10 a 25 kg DQOt/m³.d.

A elevada concentração de sólidos (ST: 5 a 30 g/L) aplicada ao reator implicou rapidamente em formação de camada espessa de sedimentos junto à manta de lodo e ao material suporte, o que contribuiu inicialmente para o aumento da produtividade da biogás. Entretanto, o acúmulo excessivo de sólidos no reator, principalmente sólidos fixos, reduziu a capacidade de transferência de massa e a produtividade de biogás. Assim, verifica-se a necessidade de eliminação periódica de sólidos pela descarga de fundo.

As condições operacionais do reator levaram a formação de grânulos na manta de lodo, principalmente após o início da utilização da recirculação interna.

A geração de biogás foi considerada satisfatória para as condições operacionais (TDH: 1d), resultando valores superiores à sistemas convencionais de DA e valores próximos a sistemas de alta taxa testados por outros pesquisadores. Entretanto, os valores de produção de biogás ficaram distantes do potencial teórico de produção de biogás do esterco bovino.

Conclui-se que a configuração do AHHR utilizada na pesquisa apresenta potencial para ser utilizada para a produção de biogás a partir do esterco bovino.

7 Recomendações para pesquisas futuras

Recomenda-se que sejam testadas outras condições operacionais visando o maior aproveitamento do potencial de geração de biogás do esterco bovino.

Propõe-se para trabalhos futuros algumas sugestões com base neste trabalho:

- Testar diferentes operações unitárias para remoção de sólidos fixos e recalcitrantes antes do encaminhamento do substrato ao AHHR;
- Comparar a utilização do AHHR com temperatura controlada a 35°C e sem temperatura controlada;
- Realizar testes específicos de degradação de celulose a partir da biomassa presente no AHHR;
- Comparar a produção de biogás e remoção de matéria orgânica do AHHR com o UASB de mesmo volume útil sob as mesmas condições operacionais;
- Testar a codigestão com essa configuração de reator utilizando esterco bovino e subprodutos da indústria agrícola que apresentem rápida degradação anaeróbia;
- Testar um sistema composto por reator UASB seguido de AHHR.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABATZOGLOU N, BOIVIN S. (2009). A review of biogas purification processes. *Biofuels Prod Biorefining*, vol. 3, p. 42–71.

ABBASI T, TAUSEEF S, ABBASI, A. (2012) *Biogas energy*. New York: Springer.

AHRING, B.K., ASHRAF, A.I., MLADENOVSKA, Z., (2001). Effect of temperature increase from 55 to 65 C on performance and microbial population dynamics of an anaerobic reactor treating cattle manure. *Water Research*, vol. 32, n. 10, p. 2446–2452.

ALVES, J.W.S. (2000). *Diagnóstico técnico institucional da recuperação e uso energético do biogás gerado pela digestão anaeróbia de resíduos*. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Eletrotécnica e Energia, Universidade de São Paulo.

AMON, Th.; AMON, B.; KRYVORUCHKO, V.; BODIROZA, V.; PÖTSCH, E.; ZOLLITSCH, W. (2006) Optimising methane yield from anaerobic digestion of manure: Effects of dairy systems and of glycerine supplementation. *International Congress Series*, v. 1293, p 217-220

ANGELIDAKI, I. AND AHRING, B. K. (2000): Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 41, n.3, p. 189-194

APHA (2005) – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 25th Edition. Washington, APHA

ASHEKUZZAMAN, S.M., POULSEN, T.G. (2011). Optimizing feed composition for improved methane yield during anaerobic digestion of cow manure based waste mixtures. *Biosource Technology*. vol. 102, i. 3, pp: 2213-2218

BACKMAN J, KAIKKLO J. (2011). Microturbine systems for small combined heat and power (CHP) applications. In: Beith R, (Ed). *Small and micro combined heat and power (CHP) systems*. Advanced design, performance, materials and applications, vol. 18. Cambridge, UK: Woodhead Publishing Series in Energy; p. 147–78

BENEGRAMA, N.; LATEEF,S.A.; IWASAKI, M; YAMASHIRO, T, UMETSU, K. (2013) The combined effect of cefazolin and oxytertracycline on biogas production form thermophilic anaerobic digestion of dairy manure. *Bioresource Technology*, v. 133, p 23-30

BIDART, C., FRÖHLING, M., SCHULTMANN, F. (2014). Livestock manure and crop residue for energy generation: Macro-assessment at a national scale. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 38, p. 537-550.

BOE, K., ANGELIDAKI, I., (2009). Serial CSTR digester configuration for improving biogas production from manure. *Water Research*, vol. 43, n. 1, p. 166–172

- BRUINSMA J., (Ed) (2003). *World agriculture: towards 2015/2030*. An FAO perspective. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations/London, Earthscan.
- BURKE, D.A., 2001. *Dairy Waste Anaerobic Digestion Handbook*. Environmental Energy Company, 6007 Hill Street, Olympia, WA 98516.
- BURTON, C.H., 1997. *Manure Management – Treatment Strategies for Sustainable Agriculture*. Silsoe Research Institute, Silsoe, UK.
- CAMILOTI, P.R., MOCKAITIS, G., RODRIGUES, J.A.D., DAMIANOVIC, M.H.R.Z. (2013) Innovative anaerobic bioreactor with fixed-structured bed (ABFSB) for simultaneous sulfate reduction and organic matter removal. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 89, n. 7, p. 1044 – 1050.
- CASTRILLÓN, L., FERNÁNDEZ-NAVA, Y., ORMAECHEA, P., MARAÑÓN, E. (2011) Optimization of biogas production from cattle manure by pre-treatment with ultrasound and co-digestion with crude glycerin. *Bioresource Technology*, vol. 102, n. 17, p. 7845 – 7849.
- CHAMY, R., RAMOS, C. (2011) Factors in the determination of methanogenic potential of manure. *Bioresource Technology*, vol. 102, n. 17, p. 7673 – 7677.
- CHERNICHARO, C. A. L.(2007) *Reatores anaeróbios*. 2.ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG. 380p. (*Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*, v.5)
- CHYNOWETH, D.P., (2004). Biomethane from energy crops and organic wastes. In: *International Water Association, Anaerobic Digestion 2004. Anaerobic Bioconversion Answer for Sustainability, Proceedings 10th World Congress*, vol. 1, Montreal, Canada, pp. 525–530. <<http://www.ad2004montreal.org>>.
- COMINO, E.; ROSSO, M.; RIGGIO, V. (2009) Development of a pilot scale anaerobic digester for biogas production from cow manure and whey mix. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 21, p. 5072 – 5078.
- COSTA, L.B.O. (2012) *Avaliação do ciclo de vida da produção de biogás via estação de tratamento de esgoto e uso em célula a combustível de óxido sólido*. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
- DEMIRER, G.N.; CHEN, S. (2005) Two-phase anaerobic digestion of unscreened dairy manure. *Process Biochemistry*, Irlanda, v.40, n.4, p.3.542-3.549
- DIAS-FILHO, M.R., (2014) *Diagnóstico das pastagens no Brasil*, 1 ed. Embrapa Amazônia Oriental, p. 36.
- DUGBA, P.N.; ZHANG, R. (1999) Treatment of dairy wastewater with two-stage anaerobic sequencing batch reactor systems – thermophilic versus mesophilic operations. *Bioresource Technology*, v. 68, p. 225-233.

EL-MAMOUNI, R., LEDUC, R., GUIOT, S.R., (1998). Influence of synthetic and natural polymers on the anaerobic granulation process. *Water Sci. Technol.* Vol. 38, n. 8–9, p. 341–347

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA – EPE (2008). Política Nacional de Energia 2030. Ministério de Minas e Energia. Disponível em: http://www.epe.gov.br/PNE/20080111_1.pdf. Acesso em 12 de abril de 2015.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA – EPE (2014). Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2014, ano base 2013. Ministério de Minas e Energia. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/AnuarioEstatisticodeEnergiaEletrica/Anu%C3%A1rio%20Estat%C3%ADstico%20de%20Energia%20El%C3%A9trica%202014.pdf>. Acesso em 12 de abril de 2015.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. van; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. (1999) *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES, cap. 2, p. 29-52.

GARCÍA, H., RICO, C., GARCÍA, P.A., RICO, J.L. (2008). Flocculants effect in biomass retention in a UASB reactor treating dairy manure. *Bioresource Technology*, vol. 99, p. 6028–6036.

GUNGOR-DEMIRCI, G. & DEMIRER, G.N. (2004) Effect of initial COD concentration, nutrient addition, temperature and microbial acclimation on anaerobic treatability of broiler and cattle manure. *Bioresource Technology*, vol. 93, p. 109–117.

HARTMANN, H.; ANGELIDAKI, I.; AND AHRING, B. K. (2000) Increase of anaerobic degradation of particulate organic matter in full-scale biogas plants by mechanical maceration. *Water Science and Technology*, vol. 41, p. 145 – 153.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2013). Produção da Pecuária Municipal 2013. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Agropecuária, Pesquisa da Pecuária Municipal 2012-2013. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2013/default_pdf.shtm. Acesso em: 12 de abril de 2015.

KALYUZHNYI, S.; SKYLYAR, V.; FEDOROVICH, V.; KOVALEV, A.; NOZHEVNIKOVA, A; KLAPWIJK, A. (1999) The development biological methods for utilization and treatment of diluted manure streams. *Wat. Sci. Technol.*, v. 40, p. 223-229.

KONZEN, E. A. E ALVARENGA, R. C. (2015) Adubação Orgânica. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/milho/arvore/CONTAG01_48_168200511159.html#. Acesso em 12 de abril de 2015.

LIAO, P.H.; LO, K.V. (1984) Effect of liquid-solid separation on biogas production from dairy manure. *Energ. Agr.* v. 3, p. 61-69

LO, K.V.; LIAO, P.H. (1985) High-rate Anaerobic Digestion of Screened Dairy Manure. *J. Agric. Engng Res.* v. 32, p. 349-358

- LO, K.V., LIAO, P.H. (1987). Methane Production from Dairy Manure Filtrate and Supernatants. *Biomass*, vol. 12, p. 1 – 6.
- LO, K.V., LIAO, P.H., WHITEHEAD, A.J., BULLEY, N.R. (1984). Mesophilic anaerobic digestion of screened and unscreened dairy manure. *Agric. Wastes*, vol. 11, p. 269 - 283.
- MACHADO, C.R. (2011) *Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de exposição ao ar*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu
- MARAÑÓN, E.; SALTER, A.M.; CASTRILLÓN, L.; HEAVEN, S.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y (2011) Reducing the environmental impact of methane emissions from dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste. *Waste Management*. v. 31, p. 1745-1751
- MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; QUIROGA, G.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; GÓMEZ, L.; GARCÍA, M.M. (2012) Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. *Waste Management*. v. 32, p. 1821-1825
- MATA-ALVAREZ, J. (Ed.) (2003). *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. IWA Publishing, London, UK, pp. 21–62
- MATTOCKS R. P.; MOSER M. A. (2000). Fate of incoming solids to measure manure digester performance. In: *Animal, Agricultural and Food Processing Wastes: Proceedings of the Eighth International Symposium* (MOORE J A, ed), pp 187–193. American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, MI.
- MCINERNEY, M. J. (1988) Anaerobic hydrolysis and fermentation os fats and proteins. In: Zehnder, A.J.B., ed. *Biology of Anaerobic Microorganisms*, New York, John Wiley & Sons, pp: 373-415.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA (2015). Bovinos e bubalinos. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/bovinos-e-bubalinos>. Acesso em 12 de abril de 2015.
- MOCKAITIS, G., PANTOJA, J.L.R., RODRIGUES, J.A.D., FORESTI, E., ZAIAT, M. (2014) Continuous anaerobic bioreactor with a fixed-structure bed (ABFSB) for wastewater treatment with low solids and low applied organic loading content. *Bioprocess Biosyst. Eng.*, vol. 37, p. 1361-1368.
- MOLLER, H.B., SOMMER, S.G., AHRING, B.K. (2002). Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresource Technology*, vol. 85, n. 2, p. 189–196.
- MONTEIRO, E.; VISHVESHWAR, M.; ROUBOA, A. (2011) Prospective application of farm cattle manure for bioenergy production in Portugal. *Renewable Energy*. v. 36, p. 627-631

MOURA, R.B. (2014) *Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário em reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente e recirculação do efluente*. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos – São Carlos – SP.

MOURA, R.B., DAMIANOVIC, M.H.R.Z., FORESTI, E.(2012). Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. *Journal of Environmental Management*, vol. 98, p. 163-167.

MURPHY, J. D., MCKEOGH, E., KIELY, G. (2004). Technical/ economic/ environmental analysis of biogas utilization. *Applied Energy*, vol. 77, n. 4, p. 407 – 427.

NOGUEIRA, R.G.S. (2013) *Inclusão de cana-de-açúcar triturada em biodigestores abastecidos com dejetos de bovinos de corte confinados*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu.

NOVAK, J. T., SADLER, M. E., MURTHY S. N. (2003) Mechanisms of floc destruction during anaerobic and aerobic digestion and the effect on conditioning and dewatering of biosolids. *Water Research*, Vol. 37, n. 13, p. 3136-3144.

OSORIO, F.; TORRES, J.C. (2009) Biogas purification from anaerobic digestion in a wastewater treatment plant for biofuel production. *Renewable Energy*, v. 34, p. 2164-2171.

RASI S, LÄNTELÄ J, RINTALA J. (2011). Trace compounds affecting biogas energy utilisation – a review. *Energy Convers Manag*, vol. 52, p. 3369 – 3375.

RICO, J.L.; GRACÍA, H; RICO, C.;TEREJO, I. (2007) 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.

RICO, C., GARCÍA, H., RICO, J L. (2011) Physical-anaerobic-chemical process for treatment of dairy cattle manure. *Bioresource technology*, vol. 3, p. 2143 – 2150.

RICO, C.; RICO, J.L.; GRACÍA, H; GRACÍA, P.A. (2012) Solid-Liquid separation of dairy manure: Distribution of components and methane production. *Biomass and bioenergy*, v. 39, p. 370-377.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W.C.; CONVERSE, J.C. (1986) Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal of water pollution control federation*, v. 58, n.5, p. 406-411.

ROBINSON, T.P., WINT, G. R. W., CONCHEDDA, G., VAN BOECKEL, T. P, ERCOLI, V., PALAMARA, E., CINARDI, G., D’AIETTI, L., HAY, S. I., GILBERT, M. (2014) Mapping the Global Distribution of Livestock. *PLoS ONE*, vol. 9, n.5. e96084. doi:10.1371/journal.pone.0096084

ROBRA, S; CRUZ, R.S; OLIVEIRA, A.M.; NETO, J.A.A.; SANTOS, J.V. (2010). Generation of biogás using crude glycerin from biodiesel production as a supplement to cattle slurry. *Biomass and bioenergy*, v. 34, p. 1330-1335

SHOW, K.Y., WANG, Y., FOONG, S.F., TAY, J.H., (2004). Accelerated start-up and enhanced granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Water Res.* 38, 2293–2304.

SNEATH, R.W., SHAW, M., WILLIAMS, A. G. (1988) Centrifugation for separating piggery slurry. 1. The performance of a decanting centrifuge. *J. Agr. Eng. Res*, vol. 39, p. 181-190

SILVA, A. J., HIRASAWA, J. S, VARECHE, M. B., FORESTI, E., ZAIAT, M. (2006). Evaluation of support materials for the immobilization of sulfate-reducing bacteria and methanogenic archaea. *Anaerobe*, vol. 12, p. 93 – 98.

SPEECE, R.E. *et al.* (1986) *Proc. EWPCA Conf. Anaerobic Treatment, a Grown-up Technology*, Setembro, Amsterdam, p. 205.

STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M., DE HAAN, C., (2006). Livestock's Long Shadow. *Environmental Issues and Options*. LEAD, p. 390 [online] Available from: <http://www.europarl.europa.eu/climatechange/doc/FAO%20report%20executive%20summary.pdf>.

THYGESEN, O., SOMMER, S. G., SHIN, S. G., TRIOLO, J. M. (2014) Residual biochemical methane potential (BMP) of concentrated digestate from full-scale biogas plants. *Fuel*, vol. 132, p. 44 – 46.

TSAI, W. T., LIN, C. I. (2009) Overview analysis of bioenergy from livestock manure management in Taiwan. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 13, p. 2682 – 2688.

WALLA, C. AND SCHNEEBERGER, W. (2005): Farm biogas plants in Austria - An economic analysis. In: *Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie*, Vol. 13, Facultas Verlags- und Buchhandels AG. Vienna

WEILAND, P.; PETERS, H.; (1992) Evaluation of different high rate systems for anaerobic systems for anaerobic treatment of liquid manure. *DECHEMA-Biotechnology Conference.*, v.5, p.887-890.

WEN, Z; FREAR, C.; CHEN, S. (2007) Anaerobic digestion of liquid dairy manure using sequential continuous-stirred tank reactor system. *J. Chem. Technol. Biot.*, v.82, p.758-766.

WENXIU, T., MENGJIE, W. (1989) Experiment and Research on a Mesophilic Anaerobic Digester with Dairy Cattle Manure in Northern China. *Biomass*, vol. 20, p. 41 – 52.

WILKIE, A. C., CASTRO, H. F., CUBINSKI, K. R., OWENS, J. M., YAN, S. C. (2004). Fixed-film anaerobic digestion of flushed dairy manure after primary treatment: Wastewater production and characterization. *Biosystems Engineering*, vol. 89, p. 457 – 471.

WILKIE, A. C. (2005). Anaerobic digestion of dairy manure: Design and process consideration. In: *Dairy Manure Management: Treatment, Handling and Community Relations*. Ithaca, New York: Cornell University, NRAES-176, p. 301–312.

WHITE, A.J.; KIRK, D.W.; GRAYDON, J.W. (2011) Analysis of small-scale biogas utilization systems on Ontario cattle farms. *Renewable Energy*, v.36, p. 1019-1025.

WU, X.; DONG, C.; YAO, W.; ZHU, J. (2011) Anaerobic digestion of dairy manure influenced by waste milk from milking operations. *Journal of Dairy Science*, v.94, p.3778-3786.

YADVIKA; SANTOSH; SREEKRISHNAN, T.R.; KOHLI, S.; RANA, V. (2004) Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques – a review. *Bioresource Technology*, v.95, p. 1-10.

YAN, R.; LIANG, D.T.; TSEN, L.; TAY, J.H. (2002) Kinetics and mechanisms of H₂S adsorption by alkaline activated carbon. *Environ. Sci. Technol.*, v.36, p.4460-4466.

ZAIAT M., CABRAL A.K.A., FORESTI, E., (1994) Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo para Tratamento de Águas Residuárias: Concepção e Avaliação Preliminar de Desempenho. *Revista Brasileira de Engenharia - Caderno de Engenharia Química*, 11, No. 2, 33-42