

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DIRETORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

GISELE MARIA BROD CALDEREIRO

CARACTERIZAÇÃO DA DIGESTÃO DE RESÍDUOS
AGROINDUSTRIAIS EM BIODIGESTOR DE FLUXO CONTÍNUO
OPERADO EM ESCALA REAL

DISSERTAÇÃO

MEDIANEIRA

2015

GISELE MARIA BROD CALDEREIRO

**CARACTERIZAÇÃO DA DIGESTÃO DE RESÍDUOS
AGROINDUSTRIAIS EM BIODIGESTOR DE FLUXO CONTÍNUO
OPERADO EM ESCALA REAL**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Tecnologias Ambientais, do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais – PPGTAMB, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área de Concentração: Tecnologias Ambientais

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Juliana Bortoli Rodrigues Mees

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Simone Damasceno Gomes

MEDIANEIRA

2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

C146c Caldereiro, Gisele Maria Brod.

Caracterização da digestão de resíduos agroindustriais em biodigestor de fluxo contínuo operado em escala real. / Gisele Maria Brod Caldereiro. – 2015.

90 f. : il. ; 30 cm.

Orientadora: Juliana Bortoli Rodrigues Mees.

Co-orientadora: Simone Damasceno Gomes.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Medianeira, 2015.

Inclui bibliografias.

1. Agroindústria. 2. Matadouros. 3. Frigorífico. 4. Biodigestores. 5. Biogás. I. Mees, Juliana Bortoli Rodrigues, orient. II. Gomes, Simone Damasceno, co-orient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. IV. Título.

CDD: 661 - Ed. 22



TERMO DE APROVAÇÃO

CARACTERIZAÇÃO DA DIGESTÃO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS EM BIODIGESTOR DE FLUXO CONTÍNUO OPERADO EM ESCALA REAL

Por

GISELE MARIA BROD CALDEREIRO

Essa dissertação foi apresentada às 14:00 horas, do dia 31 de março de dois mil e quinze, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais, Linha de Pesquisa Tecnologias de Tratamento e Valorização de Resíduos, no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

Prof. Dra. Juliana Bortoli Rodrigues Mees (Orientadora – PPGTAMB)

Prof. Dra. Simone Damasceno Gomes (Coorientadora – UNIOESTE)

Prof. Dr. Laercio Mantovani Frare (Membro Interno – UTFPR)

Prof. Dra. Jackeline Tatiane Gotardo (Membro Externo – UNIOESTE)

A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa

À memória de meu avô paterno, Elundo Brod, pelo incentivo à leitura e aos estudos.

Aos meus pais Ivo Francisco Brod e Helia Carra Brod, pelo amor incondicional e o exemplo de perseverança, carinho e fé.

AGRADECIMENTOS

À Deus, meu Criador, pelo dom da vida e pela perseverança e fé que me ensinou a renovar a cada dia, guiando-me e protegendo-me com seu infinito amor.

À minha amada família, esposo Wagner, filha Maria Luisa, pais Ivo e Helia e irmão Cristiano, pelo apoio, aprovação, bênção, compreensão, carinho e amor infinitos e, de modo especial, durante este período de dedicação a mais um ciclo de aprendizado.

À Professora Dra. Juliana Bortoli Rodrigues Mees pelo zelo, paciência, perfeccionismo e carinho durante a orientação deste trabalho, oportunizando a prosperidade de nossa amizade e o crescimento pessoal e profissional.

À Frimesa Cooperativa Central, aos supervisores Erivelto Costa, Karem de Lucca Paz e aos colegas de trabalho Jonatan André Christmann e Andrieli Terezinha Shculz pela confiança e oportunidade de desenvolvimento desta dissertação.

Ao colegiado e aos docentes do Programa de Pós - Graduação em Tecnologias Ambientais, UTFPR, Câmpus Medianeira, pelo desvelo no repasse dos conhecimentos e experiências de vida.

Aos colegas discentes, pelo auxílio, companheirismo e a amizade que perdurará por toda a vida.

RESUMO

CALDEREIRO, Gisele Maria Brod. **Caracterização da digestão de resíduos agroindustriais em biodigestor de fluxo contínuo operado em escala real.** 2015. 91 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2015.

Os abatedouros e frigoríficos caracterizam-se por agroindústrias potencialmente poluidoras devido a carga orgânica componente dos efluentes líquidos e resíduos sólidos gerados em seu processo. Para a minimização do impacto ambiental gerado por estes empreendimentos faz-se necessária a implementação de processos de tratamento que possibilitem a redução da carga orgânica, a transformação de resíduos em produtos de valor agregado e o aproveitamento energético. A implementação de biodigestores para o tratamento dos resíduos sólidos e efluentes líquidos gerados nos frigoríficos de suínos é uma opção interessante, haja visto o processo de digestão anaeróbia que compõe o sistema e os benefícios possíveis com sua aplicação. Neste intuito, o presente trabalho teve como objetivo a avaliação de um digestor anaeróbio de fluxo contínuo, em escala real, utilizado para o tratamento dos resíduos sólidos e efluentes líquidos oriundos do processo. Para isto procedeu-se a caracterização físico-química dos substratos de alimentação do biodigestor bem como do afluente e efluente do sistema, além da realização de análises com o intuito de avaliar as características do biofertilizante e do biogás originados no processo. Os resultados demonstraram que o substrato de alimentação do biodigestor é composto por diversas origens e, cada qual, possui características físico-químicas específicas e diferenciadas porém, quando unificadas, propiciam o desenvolvimento de um ambiente suscetível ao desempenho da digestão anaeróbia. Avaliando a eficiência do sistema em geral, considerando os valores obtidos nas análises do afluente e efluente do mesmo, observou-se que alguns parâmetros apresentam eficiência enquanto, outros, resultaram em aumento de concentração. Este fato pode ter sido desencadeado por fatores externos ao sistema. Quanto ao biofertilizante oriundo do biodigestor, foi caracterizado como resíduo sólido não inerte sendo possível, com algumas restrições, a sua aplicação em solo. O biogás, por sua vez, apresentou concentrações interessantes de metano, sendo, portanto, passível de utilização em diversos processos industriais.

Palavras –chave: Agroindústria. Abatedouro e frigorífico. Resíduos sólidos. Biodigestor. Biofertilizante. Biogás.

ABSTRACT

CALDEREIRO, Gisele Maria Brod. **Characterization of digestion of agro-industrial waste digestion in continuous flow digester operated at full scale.** 2015. 91 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2015.

Slaughterhouses are potentially polluting agricultural industries due to the organic load present in the wastewater and solid waste generated in the process. To minimize the environmental impact generated by this type of activity, it is necessary to provide a treatment processes that enables the reduction of the organic matter present in slaughterhouse waste, transforms waste into value-added products and exploits energy use efficiently. The implementation of biodigesters to treat solid waste and wastewater generated in slaughterhouses is an interesting option, given the anaerobic digestion process that makes up the system and the possible benefits it provides. Therefore, the present study evaluated the efficiency of an anaerobic continuous flow digester, in real scale, used for the treatment of solid waste and liquid effluents from the process. In order to do so, physicochemical characterization of the digester feed substrates, as well as, characterization of the influent and effluent of the system were performed. In addition, analyzes were executed to evaluate the characteristics of the bio-fertilizer and biogas originating in the process. The results showed that the digester feed substrate is composed of various origins and, each has a specific and distinct physicochemical characteristic, but when these different characteristics are combined they favor the development of an environment prone to the performance of the anaerobic digestion. By assessing the overall system efficiency, while considering the values obtained for the influent and effluent analysis, some parameters were considered efficient, whereas others result in the increase of concentration. This may have been triggered by factors which are external to the system. The bio-fertilizer originating from the digester was characterized as non-inert solid waste, which might require certain restrictions in its application in soil. Biogas, in turn, presented interesting methane concentration and is therefore likely to be used in various industrial processes.

Key words: Agribusiness. Slaughterhouse. Solid waste. Biodigester. Biofertilizer. Biogas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.	20
Figura 2 - Classificação dos reatores anaeróbicos.....	29
Figura 3 - Biodigestor modelo chinês	30
Figura 4 - Biodigestor modelo indiano.....	30
Figura 5 - Biodigestor horizontal.....	31
Figura 6 - Biodigestor descontínuo	31
Figura 7 - Fluxograma da estação de tratamento de efluentes	37
Figura 8 - Visão geral do sistema biodigestor, com identificação dos seus componentes	39
Figura 9 - Visão do biodigestor de 2.500 m ³ em escala real	39
Figura 10 – Visão geral interna do biodigestor	40
Figura 11 – Carga do reator e chicanas internas.....	40
Figura 12 – Equipamentos e substratos de alimentação provenientes do tratamento terciário, graxaria e recepção de suínos	48
Figura 13 – Equipamentos e substratos de alimentação provenientes do tratamento terciário, graxaria e recepção de suínos	49
Figura 14 - Biodigestor sem produção de biogás	64
Figura 15 - Exemplo de microrganismo semelhante à <i>Methanosarcina sp.</i>	73
Figura 16 - Microrganismo semelhante à <i>Methanosarcina sp.</i> encontrado no inóculo..	74
Figura 17 - Exemplo de microrganismo semelhante à <i>Methanospirillum sp.</i>	74
Figura 18 - Microrganismo semelhante à <i>Methanospirillum sp.</i> encontrado no inóculo	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Propriedades dos componentes do biogás.....	32
Tabela 2 - Valor energético do biogás <i>versus</i> outras fontes de energia	33
Tabela 3 - Caracterização físico-química dos substratos de alimentação do biodigestor.....	41
Tabela 4 - Parâmetros analisados no afluente (Tanque de homogeneização) e efluente do biodigestor (Biofertilizante)	42
Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos e metais pesados analisados na massa bruta	43
Tabela 6 - Parâmetros físico-químicos e metais pesados analisados no lixiviado.....	44
Tabela 7 - Parâmetros de patogenicidade.....	44
Tabela 8 - Parâmetros de toxicidade	45
Tabela 9 - Parâmetros avaliados da composição do biogás	46
Tabela 10 - Volumes de composição do substrato de alimentação	47
Tabela 11 - Características físico-químicas dos substratos de alimentação do biodigestor.....	51
Tabela 12 - Valores dos parâmetros físico - químicos do afluente do biodigestor	53
Tabela 13 - Valores dos parâmetros físico – químicos do efluente do biodigestor ...	54
Tabela 14 - Valores médios dos parâmetros físico – químicos do biodigestor	55
Tabela 15 - Resultado da lixiviação do biofertilizante das amostras de 2013 (A) e 2014 (B)	66
Tabela 16 - Resultados dos parâmetros avaliados da massa bruta	66
Tabela 17 - Resultados dos parâmetros avaliados das amostras lixiviadas.....	67
Tabela 18 - Resultado da avaliação de patogenicidade das amostras de 2013 (A) e 2014 (B)	68
Tabela 19 - Resultado da avaliação de toxicidade das amostras de 2013 (A) e 2014 (B)	68
Tabela 20 - Classes de lodo de esgoto ou produto derivado	69
Tabela 21 - Frequências das morfologias observadas em microscopia de contraste de fase da amostra do inóculo do biodigestor, Outubro de 2013 a Março de 2014 ..	71
Tabela 22 - Frequências das morfologias observadas em microscopia de contraste de fase da amostra do inóculo do biodigestor, Abril a Setembro de 2014	72
Tabela 23 - Atividade Metanogênica Específica do lodo anaeróbio.....	75
Tabela 24 - Resultados analíticos da composição do biogás	77
Tabela 25 - Volume de biogás gerado no biodigestor, 2013.....	79
Tabela 26 - Economia de gás GLP em função do uso de biogás purificado.....	80

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Percentual dos substratos de alimentação	48
Gráfico 2- Comportamento do pH do afluente e efluente do sistema biodigestor	56
Gráfico 3 - Comportamento da temperatura do afluente e efluente do sistema biodigestor	56
Gráfico 4 - Valores de DQO do afluente e efluente do sistema biodigestor	58
Gráfico 5 - Valores de DBO do afluente e efluente do sistema biodigestor	59
Gráfico 6 - Valores de Acidez volátil do afluente e efluente do sistema biodigestor .	62
Gráfico 7 - Valores de Sólidos totais voláteis do afluente e efluente do sistema biodigestor	63

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AME	Atividade Metanogênica Específica
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APM	Área de Proteção aos Mananciais
APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
CEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CH ₄	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
FT	Fator de Toxicidade
GLP	Gás Liquefeito de Petróleo
HAc L ⁻¹	Acidez Volátil
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LQ	Limite de quantificação do Método Utilizado
NBR	Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
ppm	Parte por milhão
SEAB	Secretaria da Agricultura e Abastecimento
SINDICARNE	Sindicato da Indústria de Carnes e Derivados
TECLAB	Tecnologia em Análises Ambientais
TRH	Tempo de retenção hidráulica
UFC	Unidade formadora de colônia

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1 SISTEMA AGROINDUSTRIAL <i>versus</i> GERAÇÃO DE RESÍDUOS	16
2.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA	18
2.2.1 Princípios da digestão anaeróbia	19
2.2.2 Fatores operacionais e ambientais	21
2.2.2.1 Temperatura	22
2.2.2.2 pH	22
2.2.2.3 Nutrientes	22
2.2.2.4 Tempo de detenção hidráulico	23
2.2.2.5 Mistura / agitação	24
2.2.2.6 Toxicidade	25
2.2.2.7 Alcalinidade e acidez	26
2.2.3 Microbiologia	26
2.3 REATOR – BIODIGESTOR	27
2.3.1 Biogás	32
2.3.2 Biofertilizante	34
3 MATERIAL E MÉTODOS	36
3.1 DELIMITAÇÃO DO LOCAL DO EXPERIMENTO	36
3.1.1 Caracterização do Reator	38
3.2 PARÂMETROS MONITORADOS E AVALIADOS	41
3.2.1 Substratos de alimentação	41
3.2.2 Avaliação da eficiência do sistema	42
3.2.3 Biofertilizante	42
3.2.4 Lodo anaeróbio	45
3.2.5 Biogás	45
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
4.1 CARACTERÍSTICAS DO SUBSTRATO DE ALIMENTAÇÃO DO BIODIGESTOR	47
4.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICO- QUÍMICAS DO AFLUENTE E EFLUENTE DO REATOR	52
4.3 CARACTERÍSTICAS DO BIOFERTILIZANTE ORIGINADO NO PROCESSO	65
4.4 CARACTERÍSTICAS DO LODO GRANULAR/INÓCULO ANAERÓBIO	71
4.5 CARACTERÍSTICAS DO BIOGÁS GERADO NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA	77
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	82
6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	84
REFERÊNCIAS	85

1 INTRODUÇÃO

O processo agroindustrial caracteriza-se como uma atividade potencialmente poluidora, desde a origem da matéria-prima até sua industrialização e expedição, uma vez que o ciclo de produção é dependente direto dos recursos naturais. Considerando as agroindústrias de alimentos e, mais especificamente, as indústrias frigoríficas, a necessidade de gestão das atividades desenvolvidas se torna essencial em vista dos impactos ambientais que podem ser ocasionados na cadeia produtiva. O gerenciamento adequado dos recursos naturais utilizados e dos resíduos sólidos, emissões atmosféricas e efluentes líquidos oriundos do processo torna-se prioritário à sobrevivência e à competitividade deste ramo de atividade no mercado.

No processo de gerenciamento de resíduos sólidos e dos efluentes líquidos há que se considerar a elevada carga orgânica componente dos mesmos. Com isto, devem-se buscar formas de tratamento eficientes no intuito de reduzir a concentração da matéria orgânica e atender à legislação ambiental vigente.

Dentre os processos de tratamento mais utilizados para os rejeitos sólidos ou líquidos gerados em abatedouros e frigoríficos, encontra-se a digestão anaeróbia, onde grande parte do material orgânico biodegradável, que compõe o resíduo, será convertido em biogás. O biogás, por sua vez, possui componentes passíveis da aplicação do princípio das energias renováveis, visto o seu poder calorífico e possibilidade de substituição a uma fonte de energia não renovável, como por exemplo, o gás liquefeito de petróleo (GLP).

Na anaerobiose, a parcela de material orgânico convertida em biomassa microbiana constituirá o lodo do sistema e o material que não for convertido em biogás ou em biomassa será encaminhado para fora do reator como material não degradado, sendo também conhecido como biofertilizante. Este produto, por sua vez, também poderá ser utilizado como complemento de nutrientes para aplicação em solo, dependendo de suas características físico-químicas e microbiológicas.

A digestão anaeróbia caracteriza-se como uma importante alternativa para aplicação ao tratamento de resíduos, haja vista a minimização dos impactos ambientais e as possibilidades de geração de energia renovável a partir de um sistema estabilizado.

É neste âmbito que o presente estudo tem como objetivo geral avaliar o processo de digestão anaeróbia de um biodigestor de fluxo contínuo, em escala real, aplicado para o tratamento de resíduos sólidos e efluentes líquidos de um abatedouro e frigorífico de suínos. Para que o objetivo geral seja alcançado, os objetivos específicos visaram proceder a caracterização físico-química dos diferentes substratos de alimentação do biodigestor; avaliar a eficiência do processo de bioestabilização anaeróbia e remoção da matéria orgânica do sistema; caracterizar o biofertilizante originado no processo de digestão anaeróbia; avaliar as características do lodo granular anaeróbio e monitorar a produção e a concentração dos principais componentes do biogás gerados no biodigestor.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 SISTEMA AGROINDUSTRIAL *versus* GERAÇÃO DE RESÍDUOS

O agronegócio representa grande importância para a economia do país, considerando principalmente seu potencial na geração de empregos e de renda. A ampliação na produção deste setor tem sido contínua, promovendo o desenvolvimento do mercado interno e ampliando as possibilidades de exportação (LOURENÇO E LIMA, 2009).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística no segundo trimestre de 2014 foram abatidos no Brasil o equivalente a 9,151 milhões de cabeças de suínos, totalizando 797.707 toneladas de carcaça. Neste período, o estado do Paraná foi responsável pelo abate de 1,594 milhões de cabeças, equivalendo a um montante de 146.469 toneladas (IBGE, 2014).

Segundo a Secretaria de Estado de Abastecimento e Agricultura do Paraná, considerando o período de janeiro a dezembro de 2014, o Paraná abateu 6.506.948 suínos (SEAB, 2014). Deste montante, 61,07% foi proveniente da região oeste do estado, segundo o Sindicato da Indústria de Carnes e Derivados do Paraná, ou seja, 3.973.849 de cabeças. Detalhando estes dados tem-se que o frigorífico em estudo abateu um total de 1.546.496 suínos no ano de 2014, sendo este valor equivalente a 38,92% do total da região oeste e 23,77% do estado do Paraná (SINDICARNE/PR, 2014).

Analisando os números apresentados e considerando o desenvolvimento constante da cadeia produtiva de suínos, um aumento na produtividade e industrialização acarreta um maior consumo de recursos naturais e conseqüentemente uma maior geração de resíduos sólidos e efluentes líquidos.

Em se tratando do recurso natural água, segundo dados da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB (2008) o consumo de água nos abatedouros e frigoríficos de suínos varia de 500 a 1.500 litros por suíno abatido e industrializado. Espinoza *et al.* (2000) citam um consumo na faixa de 170 a 750 litros por cabeça abatida e industrializada, para esta mesma tipologia de indústria.

Bellaver e Oliveira (2009) indicam um consumo médio por animal abatido de 850 litros.

De acordo com Braile e Cavalcanti (1993) os despejos de abatedouros e frigoríficos são caracterizados pela presença de sólidos em suspensão, matéria orgânica (DBO e DQO), nitrogênio orgânico, material flotável, graxas e sólidos sedimentáveis que variam em função do grau de reaproveitamento de resíduos e dos cuidados na operação. Espinoza *et al.* (2000) caracterizando a carga orgânica dos efluentes gerados por abatedouros e frigoríficos de suínos, localizados na região sul do Brasil, obtiveram concentrações médias de DQO de 4.050 mg.L^{-1} e de DBO de 1.997 mg.L^{-1} . A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental apresenta a concentração média de poluentes em efluentes líquidos de abatedouros de suínos como sendo equivalente a 1.250 mg.L^{-1} para DBO; 2.500 mg.L^{-1} para DQO; 150 mg.L^{-1} e 25 mg.L^{-1} , respectivamente para nitrogênio amoniacal e fósforo total; pH de 7,2 e concentração média de sólidos suspensos totais de 700 mg.L^{-1} (CETESB, 2008).

Dentre os resíduos sólidos gerados destacam-se os originados no processo de abate e industrialização, como: pedaços de carnes, gorduras, pêlos, ossos, entranhas, vísceras, entre outros (VILAS BOAS *et al.*, 2001) e, os semi-sólidos gerados pelas estações de tratamento de efluentes líquidos, como lodos de decantadores, escumas de flotores, que de acordo com a NBR 10.004 da ABNT (2004) são classificados como resíduos sólidos.

Uma adequada gestão destes resíduos sólidos pode ser obtida por meio de tratamentos diferenciados e programas de gerenciamento industrial para minimização dos impactos ao meio ambiente. Para Rosa *et al.* (2011) as fontes renováveis e os resíduos agroindustriais tornaram-se assuntos de interesse em virtude da possibilidade da geração de novos materiais, de produtos químicos e de energia. Por meio da conversão da biomassa, por exemplo, ocorre o aproveitamento dos resíduos agroindustriais, otimização da eficiência do agronegócio e a minimização do impacto ambiental.

De acordo com Nasir e Ghazi (2012) o processo de estabilização biológica de resíduos sólidos têm sido constantemente realizado por meio da digestão anaeróbia, em função deste processo gerar o biogás, amplamente utilizado como uma fonte de energia renovável. Para Barbosa e Langer (2011) esta é uma tecnologia benéfica ao

meio ambiente devido à aniquilação de resíduos dispostos irregularmente minimizando as contaminações de água, solo e ar, além dos benefícios originados pela utilização dos dejetos agropecuários como biofertilizantes.

2.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA

Segundo Chernicharo (1997) os abatedouros e frigoríficos estão entre os principais tipos de indústrias cujos efluentes podem ser tratados por via anaeróbia. A fermentação anaeróbia e de oxidação são processos usados principalmente para resíduos com alta carga orgânica (METCALF; EDDY, 2003).

Se comparado ao processo aeróbio, a anaerobiose apresenta vantagens dentre as quais merecem destaque: a potencialidade para produção de metano como fonte de energia, a menor energia necessária e concentração de nutrientes requerida e, a menor produção de lodo biológico. Porém, no processo anaeróbio também existem algumas desvantagens, dentre as quais a sensibilidade aos efeitos adversos das baixas temperaturas nas taxas de reação e a suscetibilidade a perturbações provindas de substâncias tóxicas (METCALF; EDDY, 2003).

Durante o tratamento de efluentes, as bactérias são os microrganismos que prevalecem no processo de estabilização da matéria orgânica. Para isto elas necessitam de fontes de energia, carbono e nutrientes. O anabolismo, reação caracterizada pela formação de material celular e, o catabolismo, reação onde ocorre a degradação do substrato e a produção de energia, são as formas de metabolismo dos microrganismos (GRADY; DAIGER; LIM, 1999).

O catabolismo é a reação responsável pela remoção da matéria orgânica dos esgotos, nesse processo temos duas classes de interesse 1) o catabolismo oxidativo e 2) o fermentativo, sendo o primeiro caracterizado pela oxidação da matéria orgânica por um agente oxidante em meio líquido. Tendo o oxigênio como oxidante o processo é conhecido por respiração aeróbia e quando o acceptor final de elétrons é uma substância inorgânica diferente do oxigênio, podendo este ser o nitrato, o sulfato ou o carbonato, trata-se do processo conhecido por respiração anaeróbia. A segunda classe de catabolismo é o fermentativo que também pode ser considerada

uma forma de respiração anaeróbia, porém na ausência de aceptores externos, utilizando-se dos compostos orgânicos originados na glicólise para a geração de energia, esse processo ocorre em função do rearranjo dos elétrons na molécula fermentativa originando, no mínimo, dois produtos finais (METCALF; EDDY, 2003).

2.2.1 Princípios da digestão anaeróbia

De acordo com Veeken *et al.* (2000) em um processo de digestão anaeróbia bem estabilizado, todos os produtos de uma fase metabólica anterior são convertidos para a fase posterior sem que ocorra acúmulo significativo de produtos intermediários. O seguimento geral é uma conversão quase completa da matéria orgânica biodegradável por anaerobiose em produtos finais, como o dióxido de carbono e o metano, sendo este último utilizado como fonte alternativa de energia.

Segundo Metcalf e Eddy (2003) no processo de oxidação anaeróbia global de um resíduo, são três os passos envolvidos: a hidrólise; a fermentação, também conhecida como acidogênese e a metanogênese. O ponto de partida dependerá da natureza dos resíduos processados.

Chernicharo (1997) e Veeken *et al.* (2000) subdividem o processo de digestão anaeróbia em quatro fases principais, sendo estas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A hidrólise caracteriza-se pela quebra de materiais particulados complexos, como carboidratos, celulose, proteínas e lipídeos em moléculas mais simples e menores como os açúcares, ácidos graxos e aminoácidos; isto ocorre por meio da ação das enzimas expelidas pelas bactérias hidrofílicas fermentativas. Na acidogênese os componentes orgânicos solúveis, inclusos os produtos da etapa anterior, são convertidos nos produtos intermediários ao processo tais como os ácidos graxos voláteis, álcoois, hidrogênio, gás sulfídrico, gás carbônico e amônia, além de novas células bacterianas. Na acetogênese as bactérias acetogênicas têm a função de oxidar os produtos da acidogênese em substrato ideal para utilização por parte das metanogênicas. Porém, dos produtos formados por estas bactérias, apenas o acetato e o hidrogênio podem ser diretamente aproveitados pelos microrganismos metanogênicos, os quais se

classificam dentro do domínio *Arqueas* e possuem características comuns que os diferenciam do resto dos procariontes. A última etapa do processo de degradação anaeróbia é a metanogênese onde se podem estabelecer dois grandes grupos de microrganismos, em função do substrato principal que metabolizam. As hidrogenotróficas, que produzem o metano a partir do dióxido de carbono e do hidrogênio e as acetoclásticas que possuem a capacidade de produzir o metano a partir da degradação do acetato ou do metanol.

Na Figura 1 observa-se um esquema dos grupos bacterianos e das etapas do processo anaeróbio.

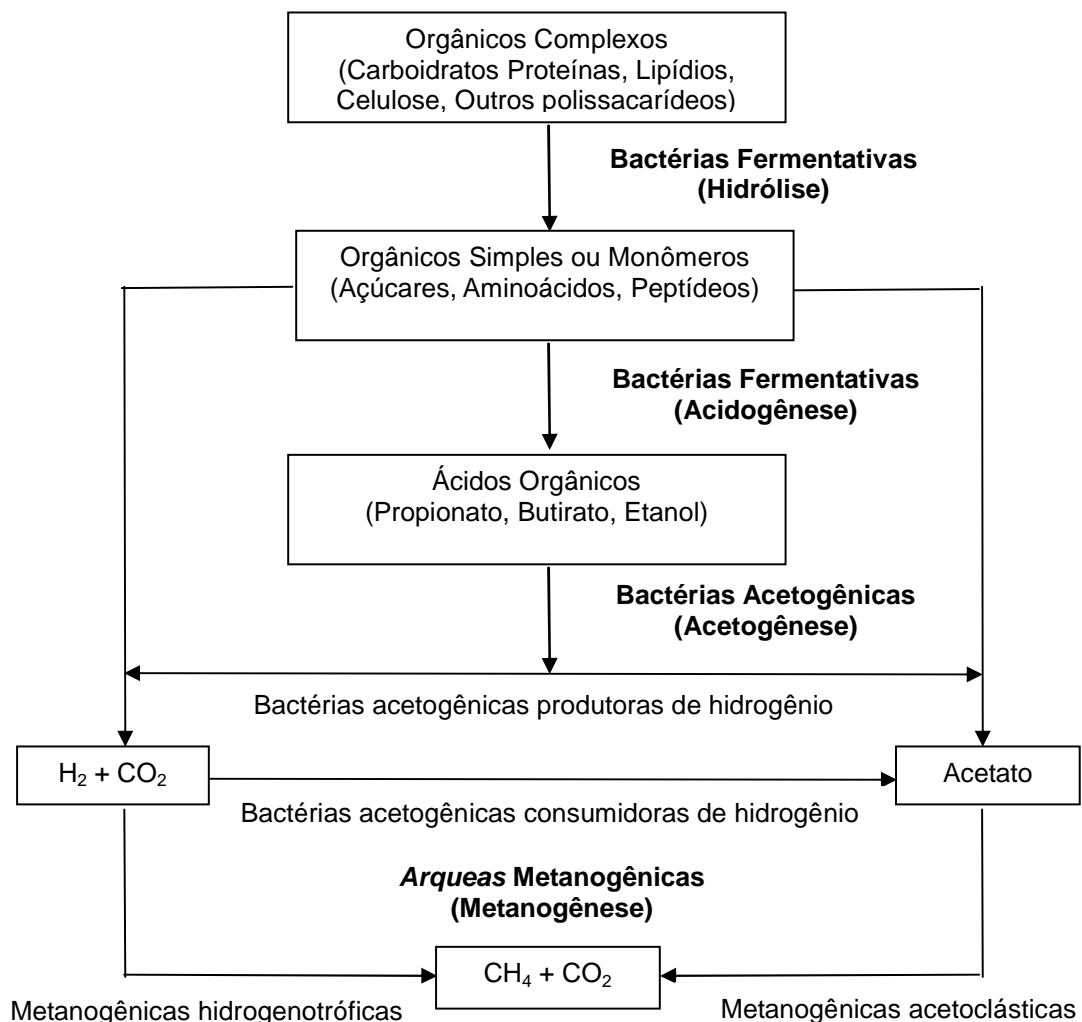


Figura 1 - Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997) e Zaher *et al.* (2007).

Segundo Grady, Daigger e Lim (1999) o desempenho e a estabilidade dos sistemas anaeróbios, historicamente, foram considerados pobres em comparação aos aeróbios. O processo da digestão anaeróbia carece de uma complexa interação entre as diversas variedades de bactérias anaeróbias, que precisam estar em equilíbrio para manter a estabilidade do digestor. O tratamento anaeróbico é afetado por diversos fatores ambientais e alterações nas condições operacionais, os quais podem perturbar o equilíbrio e resultar na inibição do processo. Diversos parâmetros podem afetar a eficiência de digestão e, por conseguinte, o potencial da produção de biogás, dentre os quais pode-se citar: pH, temperatura, relação carbono:nitrogênio, tempo de retenção, carga orgânica, competição bacteriana, nutrientes, teor de sólidos, e mistura/agitação (ZAHER *et al.*, 2007).

Para Chernicharo (1997) os principais fatores ambientais que influenciam o desempenho deste processo no tratamento de efluentes são: presença de nutrientes, temperatura, pH, alcalinidade, ácidos voláteis e os materiais tóxicos que podem estar presentes nos efluentes.

2.2.2 Fatores operacionais e ambientais

2.2.2.1 Temperatura

Em função da forte dependência da digestão anaeróbia da faixa de temperatura, este é talvez um dos parâmetros mais críticos para ser mantido num intervalo desejado. As bactérias que operam na faixa mesofílica são mais robustas e podem tolerar maiores alterações nos parâmetros ambientais, incluindo a temperatura (ZAHER *et al.*, 2007).

De acordo com Paterson (2010), se a temperatura estiver acima ou abaixo de sua faixa ótima de desenvolvimento, os microrganismos relevantes do processo podem ser inibidos ou, em casos extremos, sofrer danos inevitáveis. Os três grupos de microrganismos envolvidos na decomposição, divididos de acordo com sua temperatura ótima são os psicrófilos, que atuam em temperaturas inferiores a 25°C,

os mesófilos que têm seu crescimento ótimo entre 37 e 42°C e onde se encontram a maioria das bactérias formadoras de metano e, os termófilos que têm seu melhor desempenho na faixa entre 50 e 60°C.

2.2.2.2 pH

O pH ideal para o processo de digestão anaeróbia, deve estar próximo a 7,0 podendo ocorrer variação de 6,6 a 7,6. Para ocorrência da anaerobiose este parâmetro é essencial para a alta taxa de produção de metano (ECKENFELDER, 2000).

Segundo Chernicharo (1997) para o crescimento ótimo das bactérias produtoras de metano, sugere-se um pH com variação de 6,6 a 7,4. Porém, deve-se levar em conta que a faixa de pH ótima é variável para as diferentes populações que participam do processo anaeróbio.

O pH varia em resposta às conversões biológicas durante os diferentes processos de digestão anaeróbia. Quando apresentados valores baixos de alcalinidade total, um pH estável indica equilíbrio e estabilidade do sistema, por outro lado, a queda do pH pode indicar o acúmulo de ácido e, conseqüentemente, instabilidade do digestor (ZAHER *et al.*, 2007).

2.2.2.3 Nutrientes

Segundo Chernicharo (1997) os nutrientes necessários para o crescimento da massa microbiana são: macronutrientes inorgânicos (nitrogênio e fósforo) e, micronutrientes inorgânicos (principais: enxofre, potássio, cálcio, magnésio, ferro, sódio e cloro; secundários: zinco, manganês, molibdênio, selênio, cobalto, cobre, níquel, vanádio e tungstênio).

Os microrganismos envolvidos na degradação anaeróbica possuem necessidades específicas em termos de macronutrientes, micronutrientes e

vitaminas, pois a concentração e a disponibilidade destes componentes afetam a taxa de crescimento e a atividade das várias populações. A quantidade de metano que pode ser obtida a partir dos substratos do processo será dependente das proporções de proteínas, gorduras e hidratos de carbono que eles contêm e, estes fatores também influenciam nas necessidades de nutrientes específicos. Depois do carbono, o nitrogênio é o nutriente mais importante para a formação de enzimas que executam o metabolismo, portanto, uma relação equilibrada entre macronutrientes e micronutrientes é necessária para garantir uma gestão estável do processo (PATERSON, 2010).

2.2.2.4 Tempo de detenção hidráulico

Para Tristão (1999) o tempo de detenção hidráulico é um dos parâmetros mais importantes para o dimensionamento de unidades de reatores anaeróbios, ele representa o tempo médio da vazão do efluente no interior de uma unidade de tratamento alimentada de forma contínua.

O tempo de detenção necessário para a realização das reações de digestão anaeróbia varia com as diferentes tecnologias aplicadas, temperatura de processo e composição dos resíduos. O tempo de detenção para resíduos tratados em digestores operados na faixa mesofílica pode variar de 10 a 40 dias; podendo este tempo ser menor caso o biodigestor seja operado na faixa termofílica (IGONI *et al.*, 2007).

Segundo Paterson (2010) há uma correlação estreita entre a taxa de carga orgânica e o tempo de detenção hidráulico. Em um sistema onde se conhece a composição do substrato de alimentação e se considera que esta composição permaneça inalterada, quando a taxa de carga orgânica da entrada for elevada, o tempo de detenção hidráulico do sistema será, conseqüentemente, reduzido. Neste caso, para que seja possível a manutenção do processo de digestão, o tempo de detenção hidráulico escolhido deve ser tal para que a substituição constante do conteúdo do reator não expulse mais microrganismos do que pode ser reabastecido por um novo crescimento durante esse tempo. Também se deve considerar que,

com um baixo tempo de detenção os microrganismos terão pouco tempo para degradar o substrato e, conseqüentemente, o rendimento de gás será insuficiente. Se a quantidade adicionada por dia é conhecido, o volume do reator pode ser calculado em conjunto com a degradabilidade do substrato e o tempo de retenção alvo.

2.2.2.5 Mistura / agitação

Outro fator importante é a agitação, favorecendo o contato entre a biomassa ativa e o substrato, alimento, proporcionando maior uniformidade na formação de produtos intermediários e finais da biodigestão. Porém este processo deve ser analisado para cada sistema em particular, para verificar a maior eficiência do processo (ECKENFELDER, 2000).

Segundo Verma (2002) um sistema de agitação excessiva pode perturbar os microrganismos sendo, desta forma preferível uma mistura lenta. A tipologia a ser utilizada para o processo pode variar em função do tipo de reator e do teor de sólidos no digestor.

Para obter níveis elevados de produção de biogás é necessário um contato intenso entre bactérias e o substrato, o qual é geralmente obtido pela mistura completa no tanque de digestão. As bactérias que formam o ácido acético, ativo na acetogênese e, as *Archeas*, na metanogênese, formam uma comunidade unida que é extremamente importante para o processo de formação de biogás. Se esta comunidade biótica é destruída por forças de cisalhamento excessivas como resultado da agitação intensiva, a decomposição anaeróbia pode ser afetada negativamente. Portanto, na prática, o equilíbrio deste processo pode ser obtido através de uma rotação lenta dos agitadores que exercem baixas forças de cisalhamento (PATERSON, 2010).

O reator em estudo possui um sistema de homogeneização em seu interior composto por bombas e tubulações que propiciam a retirada de lodo depositado no fundo do reator sendo também composto por duas hélices, alocadas na etapa central do sistema com o intuito de promover a agitação controlada do meio. Estes

processos têm a função de propiciar somente a suspensão dos sólidos no meio, não interferindo na eficiência quanto à produção de biogás.

Anterior ao biodigestor existe, ainda, um tanque de homogeneização para o qual são encaminhados todos os substratos de alimentação. Neste tanque os resíduos e efluentes permanecem determinado período para posteriormente serem enviados para o interior do reator; esta etapa propicia a homogeneização do afluente do sistema biodigestor.

2.2.2.6 Toxicidade

Ainda como fator interferente dos processos anaeróbicos pode ser citado os compostos químicos tóxicos, que podem inibir o desenvolvimento microbiano do sistema.

Podem ser considerados tóxicos os componentes causadores de efeito adverso sobre o metabolismo bacteriano, sendo estes, os responsáveis pela falha ocasional de digestores anaeróbios. De acordo com Zaher *et al.* (2007) os metais pesados, óleos minerais e detergentes são alguns dos materiais tóxicos inibidores do crescimento normal das bactérias em um digestor anaeróbico, os sais minerais (sódio, potássio, cálcio, magnésio, amônia e enxofre) quando em baixas concentrações impulsionam o crescimento bacteriano, porém tornam-se inibidores quando suas concentrações aumentam, da mesma forma, os metais pesados (cobre, níquel, crômio, zinco, chumbo) são fundamentais para o crescimento bacteriano em pequenas quantidades, enquanto em quantidades mais elevadas têm um efeito tóxico. Outros componentes que também inibem o desenvolvimento das bactérias anaeróbias são os detergentes, antibióticos e solventes orgânicos.

Aquino e Chernicharo (2005) realizaram estudo sobre as causas do acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGV's) em reatores anaeróbios e constataram que os principais fatores que contribuem para isto são essencialmente as limitações cinéticas, relacionadas às necessidades de substrato para o desenvolvimento ótimo dos microrganismos metanogênicos; limitações termodinâmicas das reações

químicas envolvidas e, influência do tipo de reator. Estes fatores, em conjunto, determinarão o grau de estabilidade dos reatores anaeróbios.

2.2.2.7 Alcalinidade e acidez

Com relação ao fator alcalinidade, um intervalo de trabalho desejável é de 1.500 a 2.500 mg.L⁻¹CaCO₃ para que seja possível a ocorrência do tamponamento do pH no sistema (Chernicharo, 1997).

De acordo com Moreno (2011) o processo da anaerobiose é afetado negativamente quando ocorrem mudanças nos níveis do pH do sistema. Os microrganismos metanogênicos, por sua vez, apresentam-se mais suscetíveis às alterações de pH quando comparados aos demais microrganismos anaeróbios interferindo, neste caso, diretamente na capacidade de produção de biogás do sistema. No processo de digestão anaeróbia os diferentes microrganismos apresentam níveis de atividade ótimos próximos à neutralidade, pois quando os valores de pH são reduzidos ocorre o acúmulo de ácido acético e hidrogênio no sistema e, conseqüentemente, após o aumento da pressão parcial do mesmo ocorre a inibição das bactérias degradadoras do ácido propiônico ocasionando o acúmulo de ácidos graxos voláteis no sistema.

2.2.3 Microbiologia

No sistema anaeróbio são as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas as responsáveis pela degradação da matéria orgânica. De acordo com Chernicharo (1997) as espécies *Clostridium* e *Bacteroids* são as que fazem parte do processo da acidogênese.

Os microrganismos responsáveis pela produção do metano são classificados como *Arqueas*. Dentre estas, as principais são os gêneros *Methanobacterium*, *Methanobacillus*, *Methanococcus*, *Methanothrix* (também conhecida como

Methanosaeta) e *Methanosarcina*, sendo que estas duas últimas utilizam o acetato para a produção de metano e dióxido de carbono. Por este motivo são também conhecidas como bactérias metanogênicas acetoclásticas (CHERNICHARO, 1997; METCALF; EDDY, 2003).

Existem, ainda, os gêneros *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*, do grupo das hidrogenotróficas que são capazes de produzir metano a partir do gás hidrogênio e dióxido de carbono. Ainda na microbiologia da digestão anaeróbia podem ser encontradas as bactérias sulforredutoras, como as pertencentes aos gêneros *Desulfotomaculum* e *Desulfovibrio*, as quais oxidam o substrato de forma incompleta até o acetato. Já as que oxidam seus substratos completamente pertencem aos gêneros *Desulfobacter*, *Desulfococcus*, *Desulfosarcina*, *Desulfobacterium* e *Desulfonema* (CHERNICHARO, 1997).

O grupo de bactérias responsáveis pela hidrólise e fermentação consiste em espécies facultativas e obrigatoriamente anaeróbias. Organismos isolados para o processo de digestão anaeróbia incluem *Clostridium spp.*, *Peptococcus anaerobus*, *Bifidobacterium spp.*, *Desulphovibrio spp.*, *Lactobacillus*, *Actinomyces*, *Staphylococcus* and *Escherichia coli* (METCALF; EDDY, 2003).

Para se proceder a avaliação da atividade microbiana do reator, principalmente das bactérias metanogênicas envolvidas no processo, sugere-se a caracterização do lodo anaeróbio por meio da Atividade Metanogênica Específica – AME. Segundo Chernicharo (1997) com este procedimento é possível preservar e monitorar a biomassa classificando o potencial da mesma quanto à conversão de substratos solúveis em metano e gás carbônico.

2.3 REATOR – BIODIGESTOR

Pinto (2014) cita que a utilização de biodigestores é uma das melhores técnicas para o tratamento dos dejetos suínos nas diversas fases da vida destes animais. Estes resíduos apresentam elevada carga poluidora, podendo causar diversos impactos se porventura forem eliminados no meio ambiente sem devido tratamento. Além disto, por meio desta técnica, há a possibilidade do uso dos sólidos

como biofertilizante para manejo do solo e do metano, proveniente da decomposição bacteriana, como fonte de energia.

De acordo com Moreno (2011), um digestor anaeróbico é constituído, principalmente, por um reator para a digestão das matérias-primas, o recipiente de gás, acessórios de saída do biogás gerado, acessórios para carregamento de matérias-primas e para a descarga de matéria orgânica estabilizada. É no reator onde ocorre o processo bioquímico de degradação da matéria orgânica. Ele pode ser apresentado em formato cilíndrico, cúbico, retangular ou oval. Sugere-se que o fundo do reator possua inclinação para facilitar a retirada do material inorgânico sedimentável e a fração pesada do efluente. Alguns digestores possuem tampas fixas ou flutuantes com o objetivo de proceder a retenção dos odores, manter a temperatura, evitar a entrada de oxigênio no sistema e facilitar a recolha do gás produzido.

Os digestores anaeróbios podem ainda ser classificados como de baixa ou alta velocidade. Os de baixa velocidade não possuem sistema de mistura, nem controle de condições como temperatura e tempo de retenção de sólidos, este modelo não é próprio para a produção de bioenergia e a carga orgânica aplicada é baixa na faixa de 1 a 2 kg DQO m³ dia⁻¹. Os digestores de alta velocidade anaeróbica mantêm um nível elevado de biomassa no seu interior e, além disto, as condições ambientais são mantidas com o objetivo de otimizar o desempenho do biorreator, esse tipo de reator é o mais apropriado para a produção de bioenergia e as cargas orgânicas aplicadas variam entre 5 e 30 kg DQO m³ dia⁻¹ ou mais (MORENO, 2011).

Na figura 2 pode ser verificada a classificação dos reatores anaeróbios, de acordo a velocidade de reação.

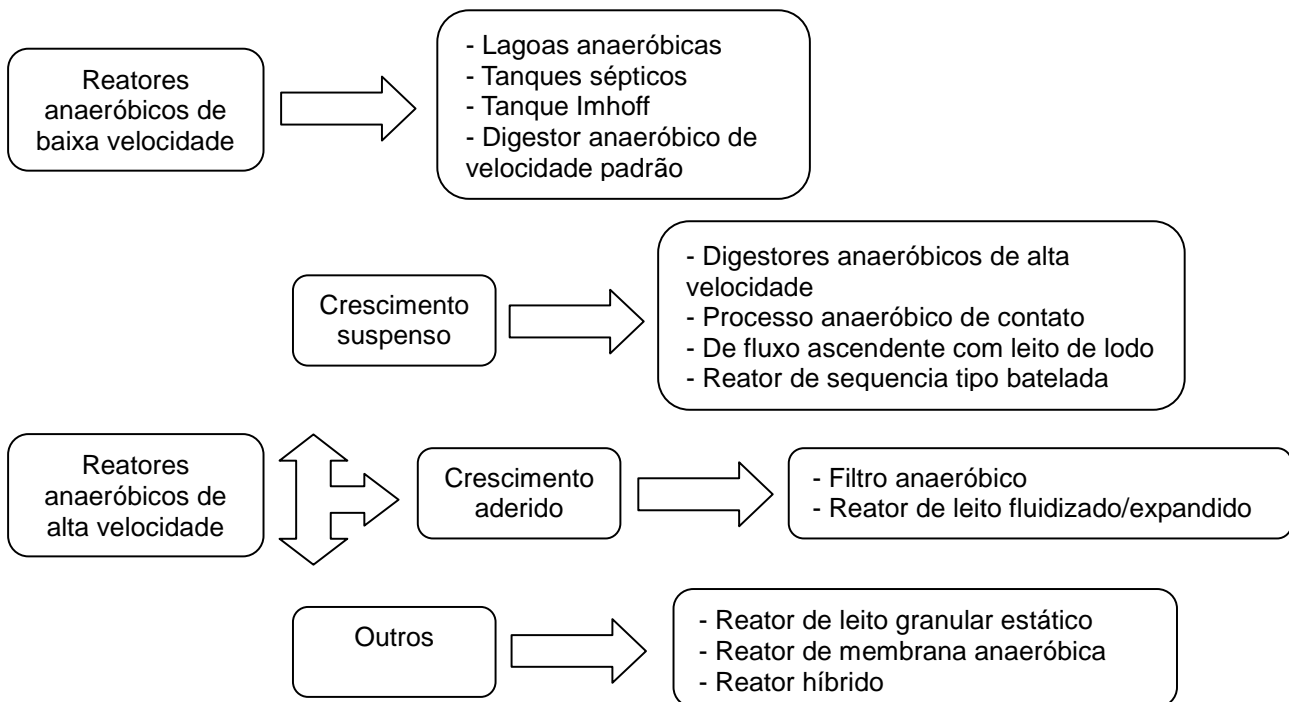


Figura 2 - Classificação dos reatores anaeróbicos
 Fonte: Adaptado de Moreno, 2011

Há diversos modelos de biodigestores, sendo que cada um é adequado aos diferentes tipos de resíduos a serem tratados, podendo ser operados com cargas contínuas ou em bateladas. Entre os vários tipos, os mais utilizados são os biodigestores chineses, indianos, fluxo tubular e o tipo batelada (OLIVER *et al.*, 2008).

O biodigestor chinês é construído em alvenaria quase que em sua totalidade, possuindo uma cobertura, impermeável com o intuito de armazenar o biogás oriundo do processo. O princípio de trabalho é como o de uma prensa hidráulica resultando em deslocamentos do efluente da câmara de fermentação para a caixa de saída em função do aumento da pressão interna devido ao acúmulo de biogás em seu interior (MORENO, 2011).

Já o modelo indiano possui uma campânula como gasômetro, podendo esta se encontrar mergulhada sobre a biomassa em processo de fermentação ou ainda estar em um selo d'água externo. Este modelo de biodigestor possui uma divisão interna do tanque de fermentação em duas câmaras, por meio de uma parede divisória, a qual tem a função de fazer com que o material circule por toda a câmara de fermentação (DEGANUTTI, *et al.*, 2002).

Nas figuras 3 e 4 podem ser visualizados os modelos chinês e indiano de biodigestores.

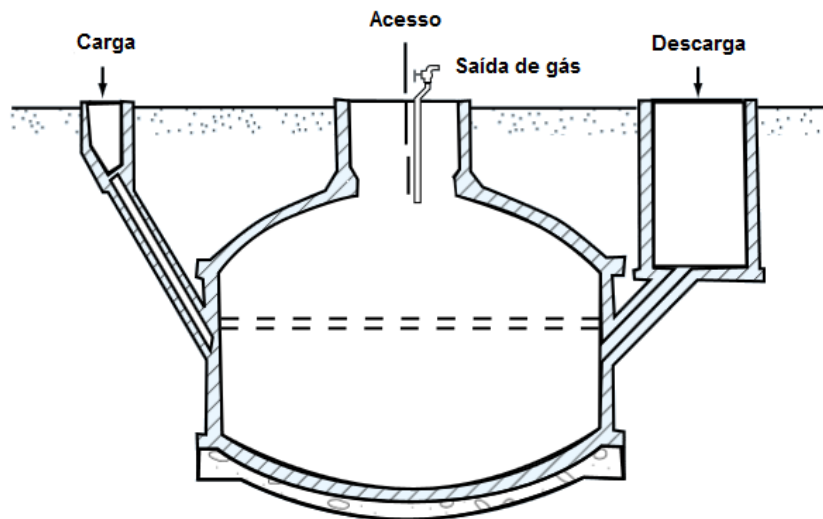


Figura 3 - Biodigestor modelo chinês
Fonte: Adaptado de Moreno, 2011.

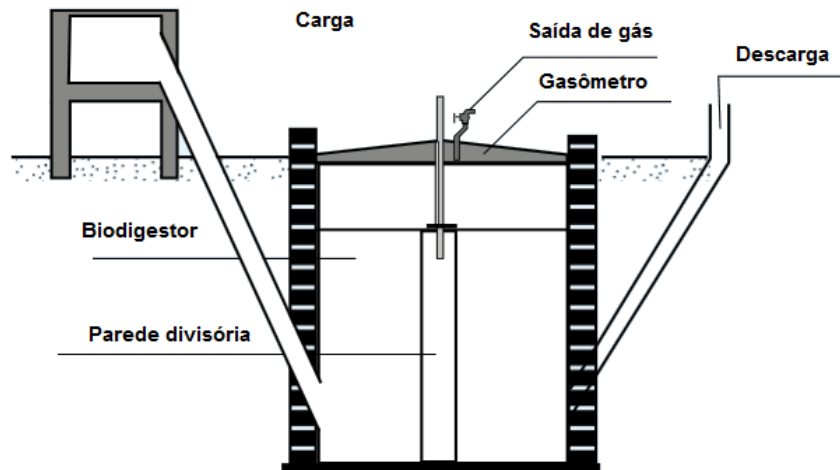


Figura 4 - Biodigestor modelo indiano
Fonte: Adaptado de Moreno, 2011.

De acordo com Moreno (2011) existem ainda os biodigestores horizontais e descontínuos ou de regime estacionário. Os primeiros são rasos e alongados operando em modo semicontínuo, onde a carga que entra em uma extremidade sai na extremidade oposta do biodigestor em forma de lama, sendo recomendados para volumes maiores que 15 m^3 . Já o modelo descontínuo é composto por uma bateria

de reservatórios selados e um gasômetro para o armazenamento do biogás. O carregamento do digestor com a matéria sólida, seca, é feita descontinuadamente (lotes) enquanto a carga dos resíduos estabilizados é feita após a conclusão da produção de biogás. Os modelos de biodigestores horizontal e descontínuo podem ser visualizados nas figuras 5 e 6.

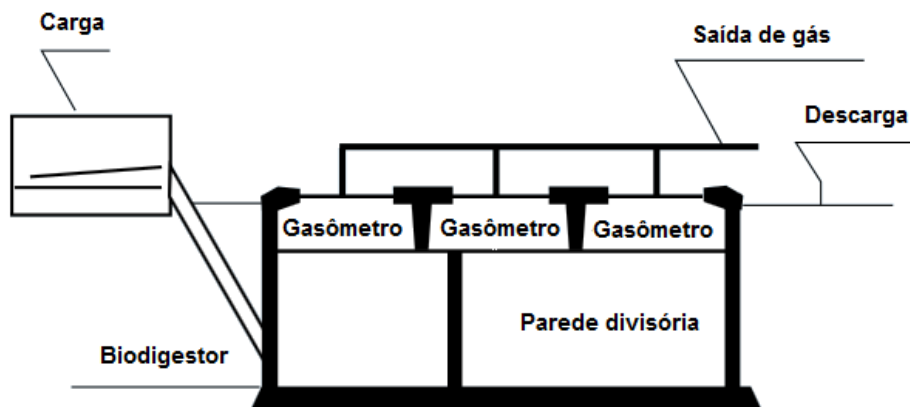


Figura 5 - Biodigestor horizontal
Fonte: Adaptado de Moreno, 2011.

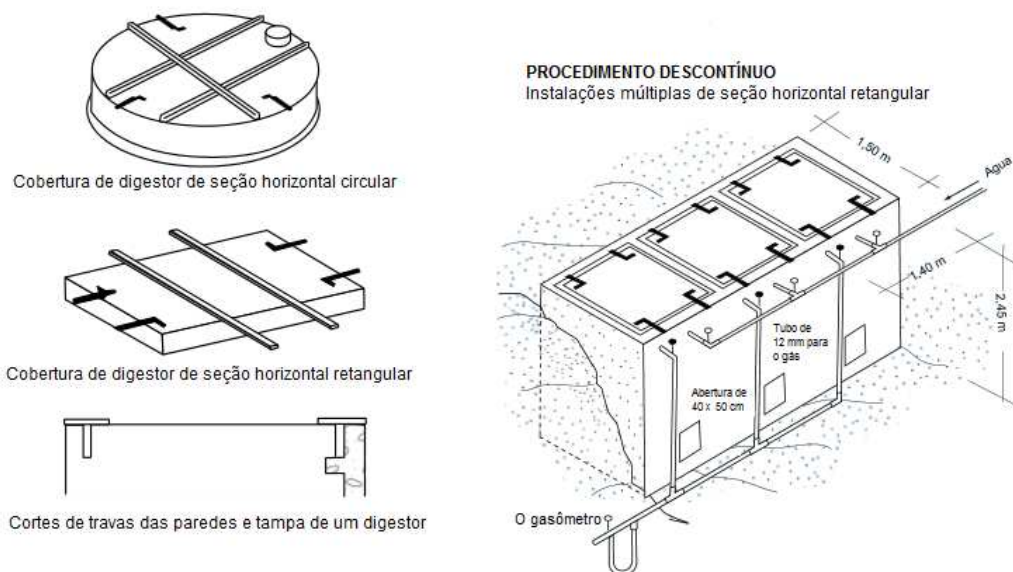


Figura 6 - Biodigestor descontínuo
Fonte: Adaptado de Moreno, 2011.

2.3.1 Biogás

De acordo com Moreno (2011) obtêm-se dois produtos a partir da digestão anaeróbia: o biogás, utilizado como combustível e o residual orgânico estabilizado, utilizado, muitas vezes, como biofertilizante. Em virtude disto, a escolha de um biorreator adequado, ou digestor, é especialmente crítica visando a maximização da produção de bioenergia.

O biogás trata-se de um gás inflamável produzido por microrganismos, durante o processo de fermentação de matérias orgânicas, dentro de determinados limites de temperatura, teor de umidade e acidez, em um ambiente sem ação de oxigênio. O metano, principal componente do biogás, não tem cheiro, cor ou sabor, mas os outros gases presentes conferem-lhe um ligeiro odor desagradável (GENOVESE *et al.*, 2006). O biogás também pode ser definido por uma mistura de gás constituída por Metano (50-75%), Dióxido de Carbono (20-50%), Sulfeto de Hidrogênio (0,01-0,4%) e outros gases residuais (PATERSON, 2010). Na tabela 1 podem ser verificadas as propriedades dos diferentes componentes de biogás.

Tabela 1: Propriedades dos componentes do biogás

Parâmetro	Unidade	CH ₄	CO ₂	H ₂ S	CO	H ₂
Densidade	Kg.m ³	0,72	1,98	1,54	1,25	0,09
Densidade com relação ao ar	-	0,55	1,53	1,19	0,97	0,07
Temperatura de ignição	°C	600	-	270	605	585
Limite de explosividade	%	4,4-16,5	-	43-45,5	10,9-75,6	4-77
Limite de exposição no local de trabalho	ppm	n.s.	5000	10	30	n.s.

Fonte: Adaptado de Paterson, 2010.

Com relação aos princípios de combustão do biogás, Moreno (2011) cita a equação química (1) que representa a combustão completa do mesmo, sendo representada por:



O percentual mínimo de ar deve ser equivalente a 21%. A relação ar-gás pode ser otimizada pelo aumento da pressão de ar, sendo que a pressão adequada para uso otimizado de biogás deve variar entre 7 e 20 mbar. Na tabela 2 apresenta-se o valor energético do biogás em comparação a outras fontes de energia.

Tabela 2: Valor energético do biogás comparado com outras fontes de energia

Valores	Biogás*	Gás	Gás	Gás	Hidrogênio
		Natural	Propano	Metano	
Poder calorífico (kwh.m ³)	7,0	10	26	10	3
Densidade (t.m ³)	1,08	0,7	2,01	0,72	0,09
Densidade com relação ao ar	0,81	0,54	1,51	0,55	0,07
Limite de explosividade (% de gás no ar)	6-12	5-15	2-10	5-15	4-80
Temperatura de ignição (°C)	687	650	470	650	585
Máxima velocidade de ignição no ar (m/s)	0,31	0,39	0,42	0,47	0,43
Requerimento teórico de ar (m ³ .m ³)	6,6	9,5	23,9	9,5	2,4

Fonte: Moreno, 2011.

* Composição média do biogás: CH₄ (65%) – CO₂ (35%)

Considerando as possibilidades de uso do biogás em virtude de seu poder calorífico, a fase antecedente a esta, e de suma importância para o sistema, trata-se da purificação do mesmo. O biogás é composto por moléculas de outros gases, os quais devem ser removidos em virtude do uso para o qual se deseja encaminhar o produto da biodigestão após purificação. O processo de purificação, por sua vez, é significativo para propiciar o aumento do poder calorífico do biogás e para atender os requisitos de aplicação, seja esta em caldeiras, motores e outros (MORENO, 2011).

De acordo com Paterson (2010) a produtividade, o rendimento e o grau de degradação são parâmetros apropriados para descrever o desempenho de uma unidade de biogás. Se a produção de gás é dada em relação ao volume do digester, este é referido como a produtividade da planta, ou seja, o quociente entre a produção diária de gás e o volume do reator e, é, por conseguinte, uma indicação da eficiência da planta. A produtividade pode estar relacionada com a produção de biogás e produção de metano, cujos valores medidos são apresentados em Nm³ d⁻¹.

Entretanto, outros fatores podem afetar o rendimento de biogás atingível, tais como o tempo de retenção dos substratos no digestor, o teor total de sólidos, o teor de ácidos graxos e quaisquer inibidores presentes. Um aumento no tempo de retenção, por exemplo, pode melhorar o grau de degradação e, conseqüentemente, aumentar a produção de gás. À medida que se aumenta o tempo de retenção, mais metano é liberado, o que aumenta o poder calorífico da mistura de gás (PATERSON, 2010).

2.3.2 Biofertilizante

O biofertilizante é um produto bioestabilizado, rico em nutrientes e matéria orgânica, sendo, portanto um material possível de utilização como fertilizante, em substituição aos químicos utilizados. A alta qualidade do biofertilizante é devida, principalmente, à redução do teor de carbono e aumento do teor de nitrogênio do material, além da maior facilidade de utilização do biofertilizante pelos microrganismos do solo em função do elevado grau de decomposição (OLIVER *et al.*, 2008). Porém, a classificação como biofertilizante é dependente das características bioquímicas das matérias-primas de modo que, se apresentarem elevados níveis de nutrientes, possam gerar produtos com características de adubos orgânicos (MORENO, 2011).

Segundo Medeiros e Lopes (2006) os biofertilizantes detêm compostos bioativos que são originados a partir da biodigestão de compostos orgânicos de origem animal e vegetal. Como componentes do biofertilizante são encontradas células vivas ou latentes de microrganismos de metabolismo aeróbico, anaeróbico e fermentação (bactérias, leveduras, algas e fungos filamentosos) assim como metabólitos e quelatos organominerais em solutos aquosos.

De acordo com Moreno (2011), dependendo da carga utilizada e do processo seguido, o biofertilizante pode ser apresentado na forma líquida, provindo de digestores contínuos com elevada taxa de carga e baixo teor de sólidos ou no estado sólido, geralmente provindos de biodigestores semicontínuos. De forma geral, todos os produtos biológicos obtidos, são boas opções de melhoria para as

propriedades físicas do solo em função de proporcionarem níveis interessantes de matéria orgânica estabilizada possibilitando a redução de problemas de compactação e suscetibilidade à erosão do solo.

Segundo Vieira (2011) o biofertilizante pode ser aproveitado, de maneira muito eficiente, como fertilizante para realizar adubações de lavouras, por possuir características minerais adequadas para o desenvolvimento das plantas. Segundo o autor, pode-se dizer que as características desse produto o tornam o substituto ideal para os adubos químicos, os quais podem ser prejudiciais à saúde do homem pelo fato de deixarem resíduos tóxicos no solo e nas plantas. A aplicação do biofertilizante nas lavouras pode ser realizada pelo processo de fertirrigação, por meio da aspersão, ou a lanço, com o uso de veículos e tanques apropriados (chorumeiras mecanizadas).

Conforme Konzen (2006) a composição média do biofertilizante originado no processo de biodigestores anaeróbios alimentados com dejetos suínos apresentou níveis de nitrogênio, fósforo e potássio equivalente a 0,89; 0,64 a 0,72 kg m³, respectivamente. A relação entre estes nutrientes é de 2,25 e o pH médio do biofertilizante é equivalente a 7,6.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DELIMITAÇÃO DO LOCAL DO EXPERIMENTO

O biodigestor avaliado está instalado em um Abatedouro e Frigorífico de suínos, localizado no Oeste do Estado do Paraná, à latitude sul 25°17'40" e longitude oeste 54°05'30". A unidade produtiva recebe diariamente cerca de 6.000 suínos, os quais são encaminhados à dieta hídrica para posterior abate, desossa e industrialização. Algumas carcaças são comercializadas inteiras; outras originam novos cortes congelados, salgados ou não, e o restante, por fim, é industrializado para obtenção dos mais variados produtos de salamiaria, embutidos, linguiças e presuntaria. Os resíduos de carne e carcaças de suínos condenados são processados na fábrica de subprodutos, para obtenção das farinhas de carne e ossos, de sangue e resíduo gorduroso.

Para todo este processo, o consumo de água médio por suíno é de aproximadamente 750 litros, totalizando 4.500 m³ d⁻¹. A água utilizada na planta é provinda de poço artesiano tubular profundo (92%), vertente (7%) e de concessionária (1%).

O efluente líquido gerado é segregado em duas linhas de tratamento, verde, composta basicamente por esterco suíno e vermelha, a qual engloba todo efluente industrial; sendo ambas encaminhadas para o tratamento preliminar e primário, compostos por peneiras estáticas e decantadores. Na sequência as linhas se unem seguindo para o tratamento secundário composto por lagoas de estabilização em série, sendo duas lagoas anaeróbias, uma lagoa aerada de mistura completa e uma lagoa de decantação. Há ainda uma etapa de pós-tratamento físico-químico (flotação/coagulação/floculação) com adição de coagulante orgânico e polímero catiônico para a remoção da carga orgânica remanescente e reuso externo à indústria. O fluxograma das etapas de tratamento a que o efluente é submetido e os pontos de geração de resíduos utilizados como substratos de alimentação do biodigestor podem ser visualizados na Figura 7.

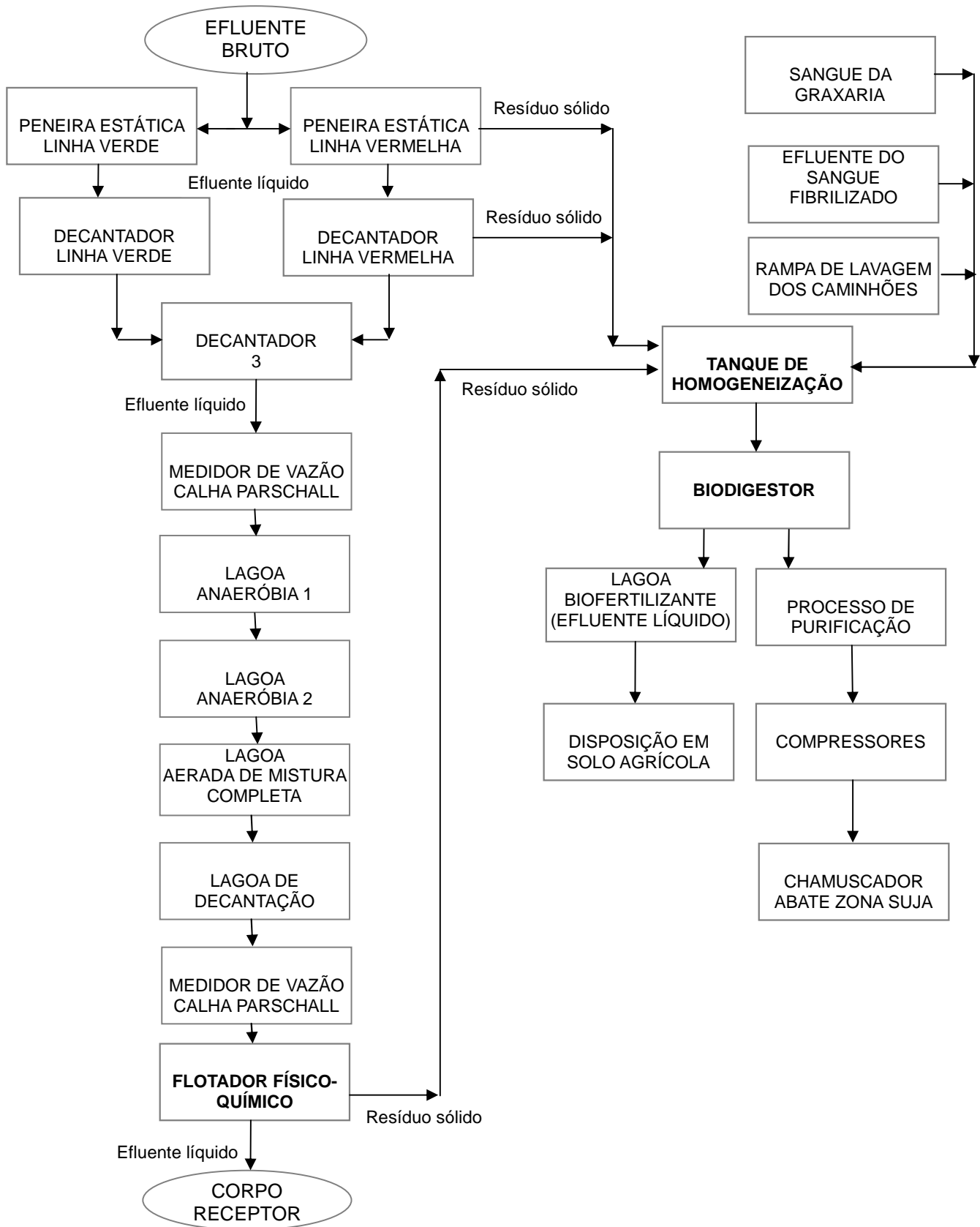


Figura 7: Fluxograma da estação de tratamento de efluentes

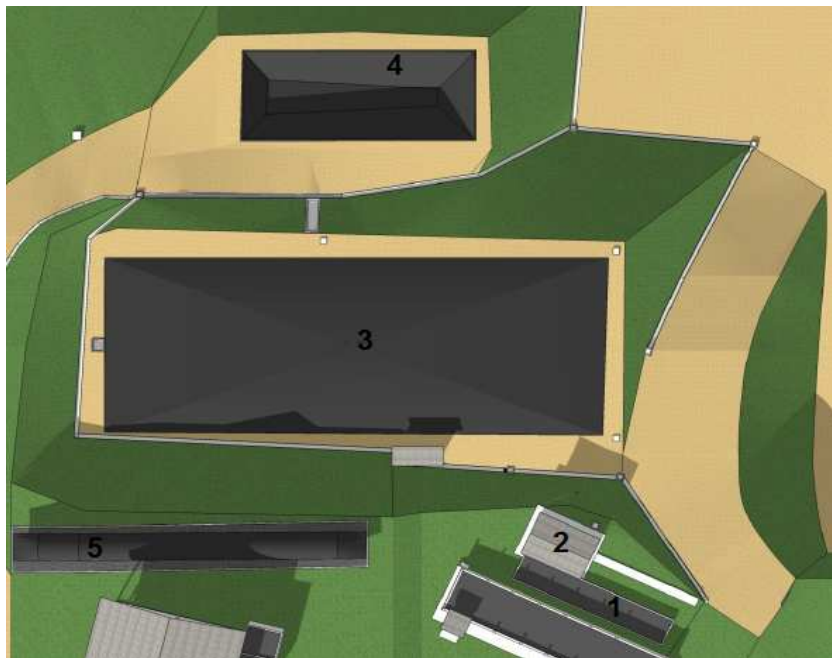
O biodigestor, foco do monitoramento durante um período de doze meses, compreendido entre outubro de 2013 a setembro de 2014, está implantado neste local como o objetivo de tratar os resíduos sólidos e semi-sólidos provenientes do tratamento preliminar, primário e pós-tratamento físico-químico dos efluentes líquidos e, de efluentes específicos da planta industrial com elevada carga orgânica, assim como parte do sangue proveniente do abate.

3.1.1 Caracterização do Reator

O reator em estudo caracteriza-se por um biodigestor de sistema contínuo de biomassa em suspensão híbrido dos modelos chinês e indiano, onde o volume de resíduos em suspensão no interior do biodigestor permanece constante ao longo do tempo. Consiste num tanque retangular longo, com fundo prismático, construído abaixo do nível do solo e dotado de uma cobertura de geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) com espessura de 1,25 mm, impermeável ao biogás.

O volume de resíduos destinado ao sistema, atualmente, é de aproximadamente $80 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$. O biodigestor, por sua vez, possui um volume total de 2.500 m^3 , dimensões de 55 m de comprimento e 17 m de largura total, resultando em um tempo de retenção hidráulica (TRH) equivalente a 31 dias.

As dimensões da base são 3 e 2m, respectivamente, para a largura inicial e final de fundo. As alturas, inicial e final, variam para que o fundo fique inclinado em direção à saída do reator, facilitando o deslocamento da massa. A altura inicial equivale a 4m e altura final é de 6m. Na Figura 8 pode-se visualizar o sistema biodigestor e seus principais componentes e na Figura 9 visualiza-se o biodigestor em escala real.



LEGENDA

- 1 - Tanque de homogeneização
- 2 - Sala de máquinas
- 3 - Reator/biodigestor (Volume: 2.500 m³)
- 4 - Lagoa de biofertilizante (Volume: 600 m³)
- 5 - Balão de biogás purificado (Capacidade: 400 m³)

Figura 8 – Visão geral do sistema biodigestor, com identificação dos seus componentes



Figura 9 – Visão do biodigestor de 2.500 m³ em escala real

Antes de adentrar no reator todos os substratos de alimentação são encaminhados para um tanque de homogeneização, o qual possui um volume útil de 45 m³ propiciando, desta forma, uma pré mistura dos afluentes do biodigestor. Quando dentro do digestor, a mistura dos substratos ocorre por meio de um sistema de tubos instalados no fundo e na superfície, propiciando a homogeneização dos

resíduos no interior do reator. Esse modelo de reator também permite a elevação do tempo de retenção das bactérias anaeróbias nos resíduos por meio da implantação de chicanas, ou seja, paredes divisórias de geomembrana instaladas entre as fases do biodigestor. Estas objetivam impedir a saída de resíduos que ainda não foram totalmente digeridos, de uma fase para outra, fazendo com que estes retornem ao fundo do tanque e sejam homogeneizados novamente. Estes detalhes do sistema podem ser visualizados nas figuras 10 e 11.



Figura 10 – Visão geral interna do biodigestor



Figura 11 – Carga do reator e chicanas internas

3.2 PARÂMETROS MONITORADOS E AVALIADOS

3.2.1 Substratos de alimentação

No intuito de conhecer cada um dos resíduos encaminhados à alimentação do biodigestor, procedeu-se a caracterização dos oito diferentes resíduos/substratos por meio de amostragem composta, formada por alíquotas de dois litros coletados em intervalos de uma hora, ao longo de 12 horas. As amostras foram mantidas sob refrigeração durante o período de amostragem e, após, encaminhadas ao laboratório da cooperativa, localizado no mesmo complexo industrial do biodigestor em estudo.

O substrato de alimentação do biodigestor é, portanto, composto por resíduos provenientes da peneira estática da linha verde, do decantador da linha verde, do decantador da linha vermelha, do decantador 3 (unificação do efluente dos decantadores das linhas verde e vermelha), do lodo do flotador físico químico, da rampa de lavagem dos caminhões transportadores de suínos (porcadeiros) e do efluente da fábrica de subprodutos (sangue e sangue fibrilizado).

Os parâmetros avaliados visando a caracterização físico-química dos substratos de alimentação e as respectivas metodologias utilizadas, baseadas na APHA *et al.* (2012), estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Caracterização físico-química dos substratos de alimentação do biodigestor
(continua)

Parâmetro	Unidade	Método
pH	-	4500 - H ⁺ B
Temperatura	°C	2550 B
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg L ⁻¹	5210 B - DBO 5 dias
Demanda Química de Oxigênio	mg L ⁻¹	5220 D – Colorimétrico
Sólidos Totais	mg L ⁻¹	2540 B – Gravimétrico
Sólidos Totais Voláteis	mg L ⁻¹	2540 E – Gravimétrico
Sólidos Totais Fixos	mg L ⁻¹	2540 E – Gravimétrico
Fósforo Total	mg L ⁻¹	4500 P - E Colorimétrico

Tabela 3 - Caracterização físico-química dos substratos de alimentação do biodigestor (conclusão)

Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	4500 - NH ₃ F – Colorimétrico
Nitrogênio total de kjeldahl	mg L ⁻¹	Digestão e titulometria
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	2320 B – Titulométrico
Acidez volátil	mg CH ₃ COOH L ⁻¹	2310 B – Titulométrico

Fonte: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22^a ed. (2012)

3.2.2 Avaliação da eficiência do sistema

Para a avaliação da eficiência do processo de bioestabilização anaeróbia e redução da carga orgânica foram analisados o afluente e o efluente do biodigestor. Os parâmetros analisados nestes pontos foram os mesmos citados na Tabela 3, além dos apresentados na Tabela 4. As análises foram realizadas de acordo com APHA *et al.* (2012) em periodicidade mensal, para a entrada e saída do sistema, sob forma de coleta composta.

Tabela 4 - Parâmetros analisados no afluente (Tanque de homogeneização) e efluente do biodigestor (Biofertilizante)

Parâmetro	Unidade	Método
Óleos e graxas	mg L ⁻¹	Gravimétrico
Alcalinidade parcial (AP)	mg L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico
Alcalinidade intermediária (AI)	mg L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico
Relação AP/AI	-	-
Sólidos sedimentáveis	mL L ⁻¹	Volumétrico

Fonte: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22^a ed. (2012)

3.2.3 Biofertilizante

Amostras do biofertilizante originado do processo de digestão anaeróbia do biodigestor foram encaminhadas ao laboratório de Tecnologia em Análises

Ambientais (TECLAB), em Curitiba no intuito de proceder a classificação do mesmo de acordo com NBR 10.004/2004. Os parâmetros físico-químicos, microbiológicos e toxicológicos, apresentados nas tabelas 5, 6, 7 e 8, foram avaliados numa periodicidade semestral com base na metodologia U.S. EPA. Foram procedidas análises da massa bruta do biofertilizante tal qual originado no processo, ou seja, sem adição de reagentes para o preparo da amostra, assim como análises da amostra após passar por processo de acidificação, denominada de lixiviado, para então serem comparados os resultados obtidos aos padrões estipulados na norma citada.

Tabela 5: Parâmetros físico-químicos e metais pesados analisados na massa bruta (continua)

Parâmetro	Unidade	Método
pH	Unidade de pH	SM 4500-H+/B
Densidade	kg L ⁻¹	Gravimétrico
Carbono orgânico total	mg L ⁻¹	SM 4500-O/D
Cádmio	mg L ⁻¹	SM 3500-Cd
Chumbo	mg L ⁻¹	SM 3500-Pb
Cromo total	mg L ⁻¹	SM 3500-Cr
Mercúrio	mg L ⁻¹	SM 3111
Arsênio	mg L ⁻¹	SM 3111
Estanho	mg L ⁻¹	SM 3500-Sn
Zinco	mg L ⁻¹	SM 3500-Zn
Níquel	mg L ⁻¹	SM 3500-Ni
Selênio	mg L ⁻¹	SM 3111
Prata	mg L ⁻¹	SM 3500-Ag
Antimônio	mg L ⁻¹	SM 3500-Sb
Vanádio	mg L ⁻¹	SM 3500-V
Bário	mg L ⁻¹	SM 3500-Ba
Cobalto	mg L ⁻¹	SM 3500-Co
Berílio	mg L ⁻¹	SM 3500-Be
Sólidos Totais	%	SM 2540/B
Benzeno	mg L ⁻¹	EPA 3810
Tolueno	mg L ⁻¹	EPA 3810
Etilbenzeno	mg L ⁻¹	EPA 3810
m/p – Xilenos	mg L ⁻¹	EPA 3810
o – Xilenos	mg L ⁻¹	EPA 3810

Tabela 5: Parâmetros físico-químicos e metais pesados analisados na massa bruta (conclusão)

Fenol	mg L ⁻¹	SM 6420
Formaldeído	mg L ⁻¹	EPA 624

Fonte: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22^a ed. (2012)

Para análise do lixiviado e classificação do biofertilizante de acordo com NBR 10004/2004, foram analisados os parâmetros Arsênio, Bário, Cádmio, Chumbo, Cromo total, Prata, Mercúrio, Selênio e Benzeno além dos que seguem citados na Tabela 6.

Tabela 6 - Parâmetros físico-químicos e metais pesados analisados no lixiviado

Parâmetro	Unidade	Método
Cromo hexavalente	mg L ⁻¹	SM 3500-Cr
Fluoretos	mg L ⁻¹	SM 4500-F/D
Cianetos	mg L ⁻¹	SM 4500-CN/E
Óleos e graxas totais	mg L ⁻¹	SM 5520/B
Fenóis	mg L ⁻¹	EPA 8021
Benzo(a)pireno	mg L ⁻¹	EPA 8100
Cloreto de Vinila	mg L ⁻¹	EPA 8021
Clorobenzeno	mg L ⁻¹	EPA 624
Clorofórmio	mg L ⁻¹	EPA 624
1,4 – Diclorobenzeno	mg L ⁻¹	EPA 624
1,2 – Dicloroetano	mg L ⁻¹	EPA 624
Tetracloroeto de carbono	mg L ⁻¹	EPA 624
2,4,5 – Triclorofenol	mg L ⁻¹	EPA 624
2,4,6 – Triclorofenol	mg L ⁻¹	EPA 624
Cresol Total	mg L ⁻¹	EPA 624

Fonte: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22^a ed. (2012)

Tabela 7 - Parâmetros de patogenicidade

Parâmetro	Unidade	Método
<i>Salmonella spp.</i>	UFC g ⁻¹	SM 9260/D
Coliformes Termotolerantes	UFC g ⁻¹	SM 9225
Vírus Entéricos	UFF g ⁻¹	Imunocromatografia

Fonte: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22^a ed. (2012)

Tabela 8 - Parâmetros de toxicidade

Parâmetro	Unidade	Método
Toxicidade aguda com <i>Vibrio fischeri</i>	L.Q.*	Luminometria segundo ABNT NBR 15411-1: 2006

Fonte: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22ª ed. (2012)

* L.Q.: Limite de Quantificação do Método Utilizado.

3.2.4 Lodo anaeróbio

Para a caracterização dos componentes da anaerobiose presentes no sistema biodigestor foram realizadas as análises de Microscopia óptica por contraste do lodo originado no sistema e o teste da Atividade Metanogênica Específica – AME. Este último visa avaliar a capacidade das bactérias anaeróbicas em converter substratos orgânicos em metano e gás carbônico. Para o teste da AME o reator foi incubado, em laboratório, sob condição mesófila de 33 ± 2 °C e, para leitura do volume de biogás utilizou-se o Biorreator AME PAT.V12, o qual funciona como um fermentador acionado por um controlador lógico programável possibilitando, a partir da quantidades conhecidas de biomassa (g SVT) e de substrato (g DQO), e sob condições estabelecidas, avaliar a produção de metano ao longo do período de teste.

O ensaio de AME é calculado a partir da taxa de produtividade máxima de metano que pode ser expresso como $\text{g DQO}_{\text{CH}_4} \cdot \text{g SVT d}^{-1}$.

As amostras do lodo anaeróbio, ou inóculo, foram encaminhadas a um laboratório especializado em tecnologias ambientais localizado no município de Chapecó, em Santa Catarina, para análise em periodicidade mensal durante o desenvolvimento deste trabalho.

3.2.5 Biogás

Para avaliação do biogás gerado no sistema e contabilização do consumo do biogás purificado foi realizado, diariamente, o controle de queima das carcaças de suínos, com biogás, por meio da instalação de um equipamento registrador na seção

de abate, especificamente na etapa de chamuscagem. O número registrado no contador foi comparado, mensalmente, ao volume de gás liquefeito de petróleo - GLP economizado no processo, pelo registro do volume mensal consumido deste, em quilogramas. Também foi realizada a análise de composição do biogás no intuito de avaliar o comportamento do biodigestor quanto à capacidade de conversão da matéria orgânica em energia. Esta última análise foi desenvolvida em periodicidade quadrimestral e realizada no mesmo laboratório onde realizado o teste da AME do lodo anaeróbio. Os parâmetros avaliados estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Parâmetros avaliados da composição do biogás

Parâmetro	Unidade	Método
Metano (CH ₄)	%	Célula infravermelha
Gás Carbônico (CO ₂)	%	Célula infravermelha
Oxigênio (O ₂)	%	Célula eletroquímica interna
Monóxido de Carbono (CO)	ppm	Célula eletroquímica interna
Sulfeto de Hidrogênio (H ₂ S)	ppm	Célula eletroquímica interna
Hidrogênio (H ₂)	ppm	Célula eletroquímica interna

Fonte: Laboratório especializado em tecnologias ambientais – Chapecó / SC

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERÍSTICAS DO SUBSTRATO DE ALIMENTAÇÃO DO BIODIGESTOR

A alimentação do biodigestor é provinda da rampa de lavagem dos caminhões (A); peneira estática da linha verde (B); decantador linha vermelha (C); decantador linha verde (D); sangue da graxaria (E); efluente do sangue fibrilizado na graxaria (F); decantador 3 (G), sendo este o decantador que recebe efluente unificado dos decantadores das linhas verde e vermelha, e o lodo do flotador físico-químico (H) (Figuras 12 e 13).

O substrato de alimentação do biodigestor, composto pelos oito pontos, totaliza um volume diário de 79,95 m³ sendo este composto pelos seguintes volumes individuais, de cada ponto, conforme apresentado na Tabela 10.

Tabela 10 – Volumes de composição do substrato de alimentação

Substrato	Volume diário (m³ d⁻¹)	Volume diário (%)
Peneira da linha verde (B)	6,22	7,78
Decantador da linha verde (D)	5,94	7,43
Decantador da linha vermelha (C)	5,08	6,35
Decantador 3 (G)	2,66	3,33
Flotador físico-químico (H)	51,66	64,62
Rampa de lavagem dos caminhões (A)	2,33	2,33
Sangue da graxaria (E)	5,88	7,35
Efluente sangue fibrilizado (F)	0,18	0,23

No Gráfico 1 visualiza-se o volume dos substratos de alimentação, em percentual equivalente ao total diário. Para a obtenção destes volumes foram realizadas leituras individuais de vazão, em cada ponto, com auxílio de provetas e béqueres graduados, considerando o número de horas trabalhadas diariamente, em cada etapa.

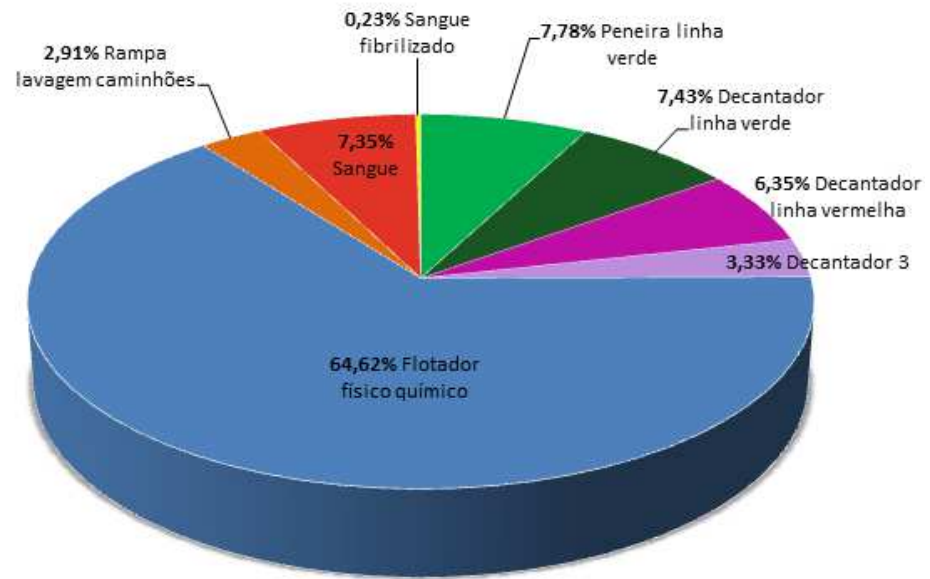


Gráfico 1: Percentual dos substratos de alimentação

Nas Figuras 12 e 13 pode-se visualizar os equipamentos e os substratos componentes da alimentação do biodigestor.



Peneira estática linha verde (B)



Decantador linha vermelha (C)



Decantador linha verde (D)



Decantador 3 (G)

Figura 12: Equipamentos e substratos de alimentação provenientes do tratamento primário



Figura 13: Equipamentos e substratos de alimentação provenientes do tratamento terciário, graxaria e recepção de suínos

Considerando o volume diário dos substratos de alimentação do biodigestor, equivalente a $79,95 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ tem-se que para o volume útil do reator de 2.500 m^3 , obtém-se o tempo de detenção hidráulico de cerca de 31 dias.

De acordo com Moreno (2011) em um sistema digestor operando em regime descontínuo, o tempo de retenção é o que transcorre entre a carga e a descarga do sistema enquanto que em um sistema de carga diária o tempo de retenção vai determinar o volume de carga diária que será necessária para alimentar o digestor. Isto significa que para um tempo de retenção de 30 dias o carregamento diário deveria ser de $1/30$ do volume total do digestor para que, em média, os resíduos orgânicos e massa microbiana permanecessem 30 dias dentro do sistema.

Avaliando esta relação e o valor apresentado para o biodigestor em questão o mesmo poderia ter um volume de alimentação diário de até $83,33 \text{ m}^3$, ou seja, 4,05% acima do realizado atualmente.

Igoni (2007) cita que o tempo de retenção hidráulico usual para os digestores que atuam na faixa mesofílica é de 10 a 40 dias, tal qual se encontra o biodigestor em estudo. Com este tempo, possibilita-se a degradação dos produtos componentes

do substrato de alimentação e, conseqüentemente, um rendimento de produção de gás.

Souza e Campos (2007) projetaram e construíram um biodigestor abastecido com dejetos suínos em escala reduzida, laboratorial, para avaliar a produção de biogás. Neste experimento foram estudadas diferentes temperaturas e tempos de retenção hidráulica, sendo que o potencial de produção de biogás por kg de dejetos (PB. kg^{-1}) foi maior nos biodigestores submetidos à temperatura de 35° C, sem agitação do substrato, com o TRH de 30 dias, muito próximo ao praticado no biodigestor avaliado, em escala real.

Na tabela 11 são apresentados os resultados obtidos na caracterização dos oito pontos que compõem o substrato de alimentação do biodigestor.

Tabela 11 - Características físico-químicas dos substratos de alimentação do biodigestor

Parâmetro	Unidade	A	B	C	D	E	F	G	H
pH	-	7,19	8,51	4,50	5,25	6,97	7,55	6,18	7,70
Temperatura	°C	27,3	37,9	33,8	25,0	35,6	79,6	34,0	28,4
DBO	mg L ⁻¹	3.914	5.807,5	*	*	74.160	1.957	11.982	1.801
DQO	mg L ⁻¹	5.988	12.662	306.900	366.300	160.768	17.584	37.425	4.823,04
Sólidos Totais	mg L ⁻¹	7.578	14.790	147.410	196.420	141.790	17.814	18.690	21.640
Sólidos Totais Voláteis	mg L ⁻¹	4.442	11.360	139.180	17.710	136.706	1.330	15.510	12.770
Sólidos Totais Fixos	mg L ⁻¹	3.136	8.230	8.230	178.710	5.084	4.484	3.180	8.870
Fósforo Total	mg L ⁻¹	230	190	550	700	375	280	165	300
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	369.825	584,5	22.344	*	14.700	11.760	142.296	36.288
Nitrogênio total de kjeldahl	mg L ⁻¹	1.963,03	1.461,92	1.904,2	534,87	18.051,84	5.138,52	604,59	667,77
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	1.810	2.190	2.625	4.725	3.350	1.060	730	1.180
Acidez volátil	mg L ⁻¹ HAc L ⁻¹	936	1.080	4.032	360	4.488	1.140	924	132

* Pela metodologia aplicada, não foi possível a obtenção do resultado.

Legenda:

A (Caixa de lama rampa de lavagem)

B (Peneira estática da linha verde)

C (Decantador da linha vermelha)

D (Decantador da linha verde)

E (Sangue da graxaria)

F (Efluente do sangue fibrilizado)

G (Decantador 3)

H (Lodo flotador físico- químico)

Com relação aos valores obtidos na caracterização deste substrato, pode-se observar a diversidade dos resultados para os parâmetros avaliados em cada um dos substratos, conforme valores apresentados na Tabela 11.

De acordo com Moreno (2011), a implantação de sistemas de produção de biogás a partir do tratamento conjunto de diferentes origens, usualmente agropecuários ou industriais, permite a implantação de uma gestão integral de resíduos orgânicos com benefícios sociais, econômicos e ambientais. A digestão anaeróbia pode ser realizada com um ou mais resíduos que contenham materiais fermentáveis, considerando que as características bioquímicas que apresentam estes resíduos deverão permitir o desenvolvimento e atividade microbiana do sistema anaeróbio. Normalmente substâncias orgânicas, tais como esterco e lodo de esgoto, apresentam nutrientes e minerais em proporções adequadas para o processo e a codigestão pode ser alternativa tecnológica interessante para resolver problemas ou deficiências de um resíduo, se eles são compensados pelas características do outro.

4.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICO- QUÍMICAS DO AFLUENTE E EFLUENTE DO REATOR

A caracterização do afluente e efluente para avaliação da eficiência do biodigestor foi realizada numa periodicidade mensal, no período de Outubro de 2013 a Setembro de 2014. Nas Tabelas 12 e 13 ilustram-se os resultados obtidos com a caracterização do afluente e efluente do biodigestor, respectivamente.

Tabela 12: Valores dos parâmetros físico - químicos do afluente do biodigestor

Parâmetros	Unidades	Meses											
		Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
pH	-	7,07	6,46	6,60	6,60	6,02	7,02	6,70	6,72	6,71	6,61	6,83	6,63
Temperatura	°C	29,0	31,6	29,5	37,2	29,8	31,6	26,8	26,8	26,3	23,1	24,1	23,3
DQO	mg L ⁻¹	74.487	15.774	21.457	5.233	13.338	11.025	26.697	18.901	53.382	44.028	60.288	38.548
DBO	mg L ⁻¹	53.530	6.599	8.652	2.496	5.555	6.262	10.773	7.800	-	18.645	35.097	25.755
Nitrogênio total	mg L ⁻¹	*	*	*	*	340,66	727,09	1.195,85	1.292	2.556	849	1.462	3.515
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹	*	*	*	*	170	302	183,20	233,40	230,5	554	143	223,4
Óleos e graxas	mg L ⁻¹	28.808	9.769	11.629	1.418	2.011	3.324	11.336	6.467	9.090	19.065	6.754	29.140
Sólidos totais	mg L ⁻¹	119.438	24.208	39.876	4.492	19.436	9.568	38.302	20.478	50.340	247.588	22.190	69.194
Sólidos totais fixos	mg L ⁻¹	4.040	2.496	2.744	940	1.864	2.460	3.514	2.738	3.368	3.198	2.350	3.220
Sólidos totais voláteis	mg L ⁻¹	115.398	21.712	37.132	3.552	17.572	7.108	34.788	17.440	46.972	244.390	19.480	65.974
Acidez volátil	mg HAc L ⁻¹	2.112	912	1.332	480	720	756	1.260	1.128	2.196	972	912	1.728
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	2.240	760	1.260	360	500	1550	1.070	1.230	1.900	1.040	1.000	1.540
Alcalinidade parcial	mg L ⁻¹ CaCO ₃	1.020	380	390	**	70	1.710	1.880	820	1.000	460	770	820
Alcalinidade intermediária	mg L ⁻¹ CaCO ₃	3.320	1.370	2.050	640	800	1.360	1.510	1.710	2.400	1.530	1.350	2.150
Relação AI/AP	-	3,25	3,60	5,25	-	11,4	0,79	0,80	2,10	2,40	3,33	1,75	2,62
Sólidos sedimentáveis	mL L ⁻¹	150	200	150	20	80	42	250	100	100	200	8	50

* Análises não realizadas em virtude da ausência de reagentes no laboratório designado para o procedimento

** Pela metodologia aplicada, não foi possível a obtenção do resultado.

Tabela 13: Valores dos parâmetros físico – químicos do efluente do biodigestor

Parâmetros	Unidades	Meses											
		Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
pH	-	6,96	6,79	6,32	6,90	6,91	6,83	6,82	6,80	6,71	6,64	6,73	6,64
Temperatura	°C	29,0	31,8	32	40,2	29,8	32,5	28,2	25,4	26,1	25,4	25,1	25,8
DQO	mg L ⁻¹	69.300	12.300	15.968	24.290	67.184	9.800	24.270	29.347	33.331	24.460	40.192	44.766
DBO	mg L ⁻¹	40.653	9.604	6.592	14.560	18.685	4.545	13.791	25.222	-	20.460	-	32.320
Nitrogênio total	mg L ⁻¹	-	-	-	-	668,25	741,81	846,33	1.218	1.115	877	1.452	2.132
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹	-	-	-	-	509	673,10	690,00	687,20	964,3	735	1.110	1.138,3
Óleos e graxas	mg L ⁻¹	5.818	820	2.285	6.522	9.318	1.215	5.734	7.380	7.702	6.869	2.238	10.039
Sólidos totais	mg L ⁻¹	57.930	5.398	11.212	10.958	36.770	5.022	14.700	15.694	12.892	13.652	18.866	22.938
Sólidos totais fixos	mg L ⁻¹	3.976	1.794	2.056	2.280	4.122	1.886	3.022	2.762	2.490	2.112	2.808	3.420
Sólidos totais voláteis	mg L ⁻¹	53.954	3.604	9.156	8.678	32.648	3.136	11.678	12.932	10.402	11.540	16.058	19.510
Acidez volátil	mg HAc L ⁻¹	3.156	2.604	2.124	2.556	2.316	1.428	1.488	2.184	2.592	1.584	2.712	2.640
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	3.350	3.300	2.260	2.950	2.710	2.250	2.380	2.650	3.140	2.380	3.220	3.450
Alcalinidade parcial	mg L ⁻¹ CaCO ₃	2.750	2.620	1.800	2.030	2.500	2.120	2.250	2.280	2.400	2.030	2.730	3.120
Alcalinidade intermediária	mg L ⁻¹ CaCO ₃	3.770	3.620	2.520	3.470	2.630	2.200	1.890	3.060	3.900	2.210	4.050	3.550
Relação AI/AP	-	1,37	1,38	1,40	1,71	1,05	1,04	0,84	1,34	1,62	1,09	1,48	1,14
Sólidos sedimentáveis	mL L ⁻¹	-	25	-	40	400	7	60	60	40	30	27	60

* Pela metodologia aplicada, não foi possível a obtenção do resultado.

Os valores médios e desvios padrões obtidos para cada parâmetro avaliado no período de doze meses podem ser visualizados na Tabela 14.

Tabela 14: Valores médios dos parâmetros físico – químicos do biodigestor

Parâmetros	Unidade	Média Afluente	Média Efluente	Variação (%)
pH	-	6,66±0,2687	6,75±0,1702	-
Temperatura	°C	28,26±4,0824	29,28±4,4178	-
DQO	mg L ⁻¹	29.707,31±23.855,6738	32.934,00±19.474,0592	-10,86
DBO	mg L ⁻¹	16.469,45±15.799,1969	18.643,00±11.469,6868	-13,20
Nitrogênio total	mg L ⁻¹	1.492,20±1.047,2651	1.131,30±481,6676	24,19
Nitrogênio amoniacal	mg L ⁻¹	254,94±130,1645	813,36±228,6439	-219,04
Óleos e graxas	mg L ⁻¹	11.567,58±9.453,9520	5.495,00±3.131,6212	52,50
Sólidos totais	mg L ⁻¹	55.425,83±68.135,7576	18.836,00±14.916,6620	66,02
Sólidos totais fixos	mg L ⁻¹	2.744,33±821,3531	2.727,33±782,9605	0,62
Sólidos totais voláteis	mg L ⁻¹	52.626,50±67.745,1553	16.108,00±14.234,2812	69,39
Acidez volátil	mg HAc L ⁻¹	1.209,00±547,0240	2.282,00±542,2579	-88,75*
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	1.204,17±546,5338	2.836,67±452,3541	-135,57*
Alcalinidade parcial	mg L ⁻¹ CaCO ₃	847,27±552,5412	2.385,83±375,9705	-181,59*
Alcalinidade intermediária	mg L ⁻¹ CaCO ₃	1.775,00±411,4244	3.072,50±751,7994	-73,10*
Relação Al/AP	-	2,17±0,8555	1,29±0,2586	-
Sólidos sedimentáveis	mL L ⁻¹	118,0±91,1263	74,90±115,5676	36,53

Analisando os resultados apresentados nas Tabelas 12 e 13 observa-se que o pH e temperatura médios do afluente e efluente do reator foram, respectivamente equivalentes a 6,66 e 28,26 para o afluente; 6,75 e 29,28 para o efluente do reator.

Os gráficos 2 e 3 apresentam os valores de pH e temperatura do afluente e efluente do sistema.

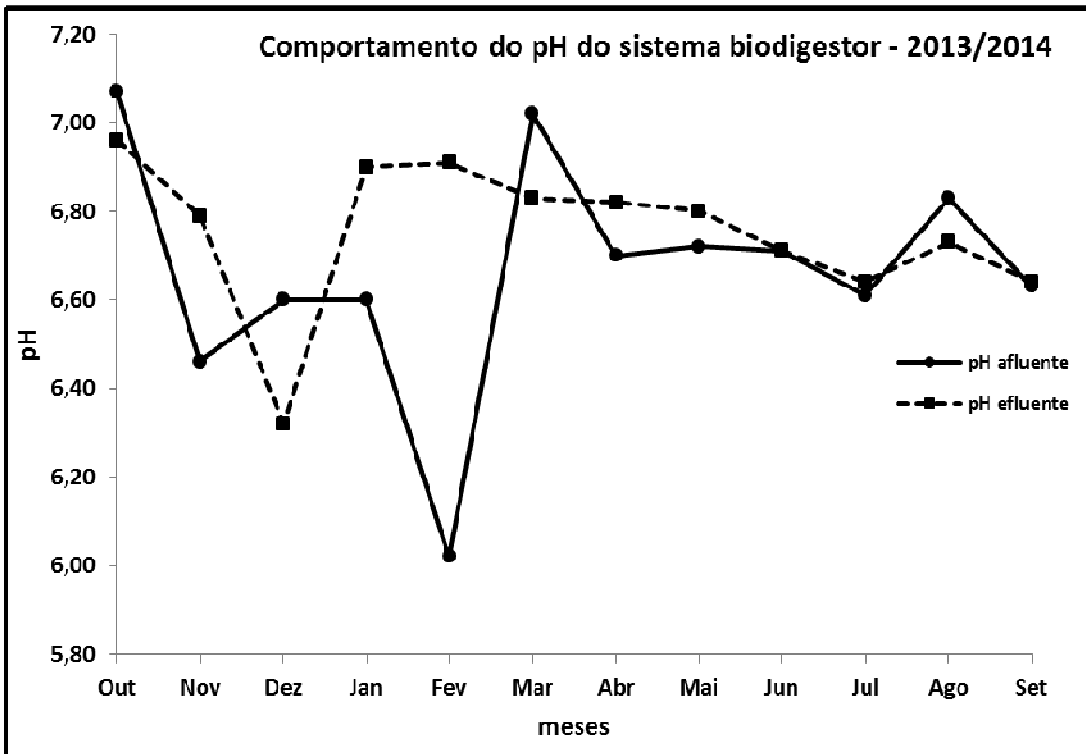


Gráfico 2: Comportamento do pH do afluente e efluente do sistema biodigestor

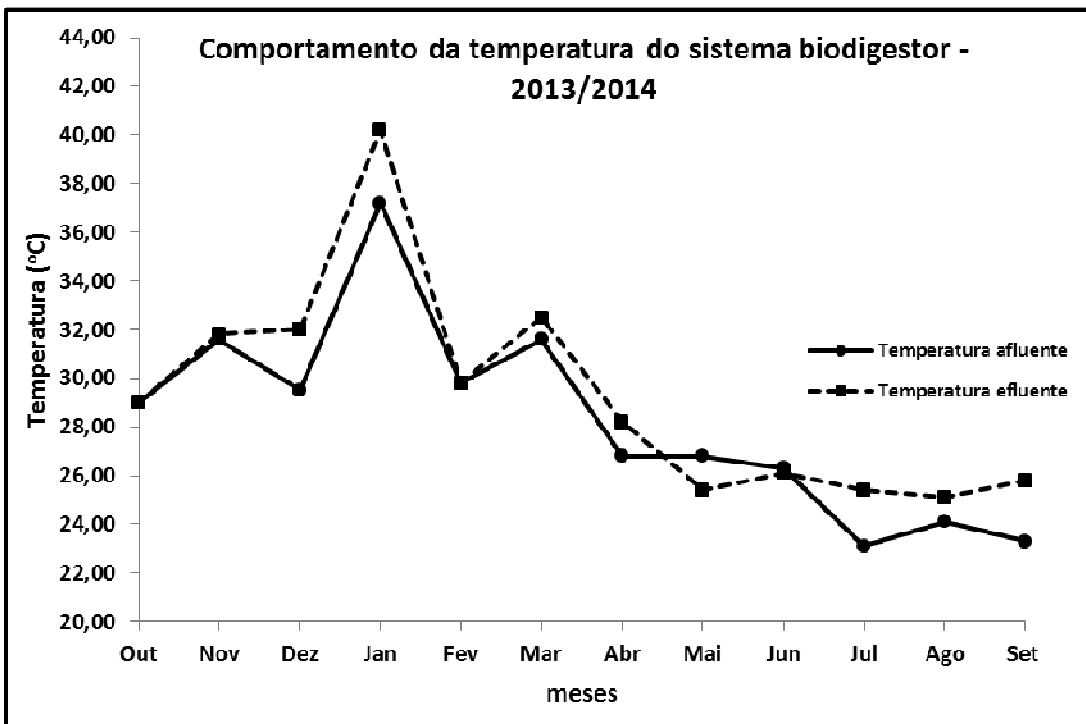


Gráfico 3: Comportamento da temperatura do afluente e efluente do sistema biodigestor

Com base na avaliação dos valores obtidos nas análises de pH e temperatura verifica-se que a maioria deles se encontram dentro do intervalo de pH e temperatura citados por diversos autores como sendo ideais para o processo de digestão anaeróbia.

Para Eckenfelder (2000), o potencial hidrogeniônico (pH) deve estar próximo a 7,0 podendo ocorrer variação de 6,6 a 7,6 para a ocorrência da anaerobiose; o controle deste parâmetro também é essencial para a alta taxa de produção de metano. Segundo o mesmo autor, o processo anaeróbio tem funcionamento eficiente em duas escalas de temperatura, sendo estas de 29 a 38°C para atuação das bactérias mesófilas e dos 49 aos 57° para as termofílicas.

As unidades de biogás operando na faixa mesofílica são as mais utilizadas porque proporcionam boa estabilidade do processo e relativo rendimento na produção de biogás enquanto que a temperatura elevada ocasiona uma maior taxa de decomposição e, conseqüentemente, mais energia pode ser necessária para aquecer o processo de fermentação. Quando ocorrem variações nesta faixa de temperatura o processo torna-se mais sensível a irregularidades no fornecimento de substrato ou no regime de operação do digestor; na prática não é tanto a temperatura absoluta que é crucial para a gestão do processo estável, mas sim a constância dos valores de temperatura. (PATERSON, 2010)

Zongqiang *et al.* (2011) avaliaram os efeitos de diferentes temperaturas de fermentação (15°C, 20°C, 25°C, 30°C e 35°C) e a produção de biogás a partir de dejetos suínos. Os resultados indicaram que a temperatura afetou o tempo de degradação do material sendo que em temperaturas mais elevadas o consumo dos dejetos ocorreu mais rapidamente e o tempo de fermentação tornou-se menor, porém, houve maior produção de impurezas gasosas enquanto que as baixas temperaturas não contribuíram para a produção de metano.

Analisando os resultados obtidos para os parâmetros de DQO e DBO tem-se que os valores mínimos obtidos para o afluente foram respectivamente de 5.233 e 2.496 mg L⁻¹, ambos referentes ao mês de Janeiro de 2014, enquanto que os valores máximos apresentados foram referentes ao mês de Outubro de 2013 sendo os mesmos equivalentes a 74.487 e 53.530 mg L⁻¹ para DQO e DBO, respectivamente. Para o efluente do sistema biodigestor a DQO apresentou variação

de resultados num intervalo de 9.800 a 69.300 mg L⁻¹ enquanto que para a DBO os resultados obtidos estiveram entre 4.545 e 40.563 mg L⁻¹; em ambos os parâmetros os valores mínimo e máximo foram obtidos nos meses de Março e Outubro de 2014, respectivamente. Nos gráficos 4 e 5 podem ser visualizados os resultados para ambos os parâmetros monitorados no período do experimento.

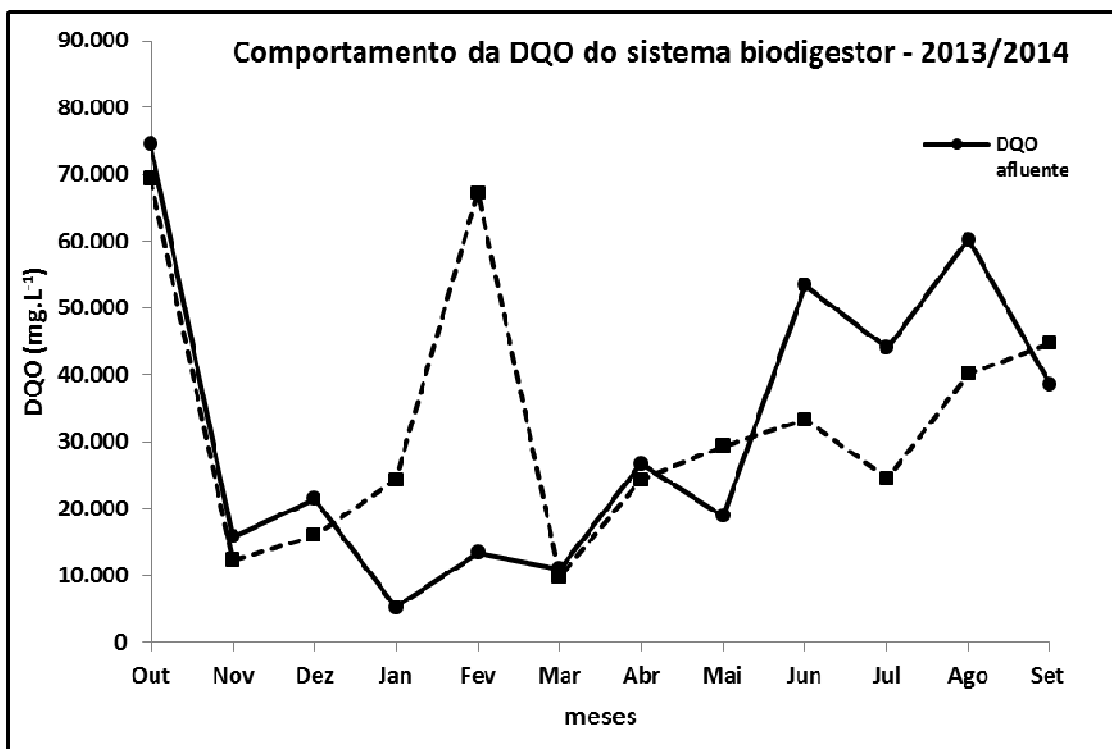


Gráfico 4: Valores de DQO do afluente e efluente do sistema biodigestor

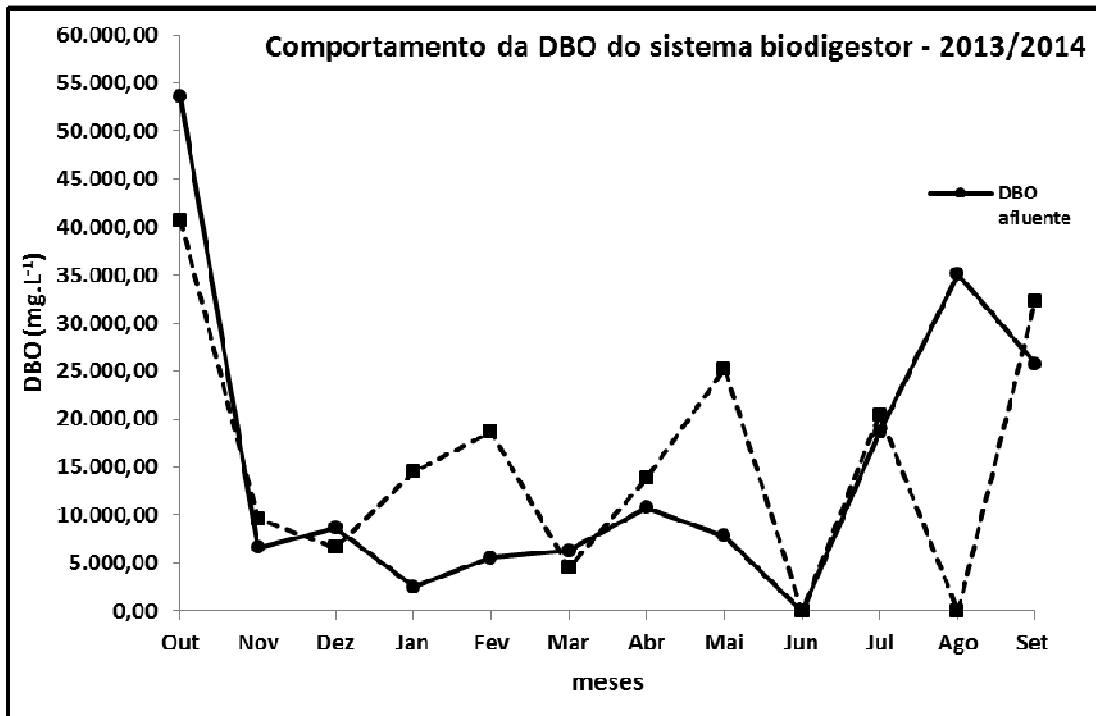


Gráfico 5: Valores de DBO do afluente e efluente do sistema biodigestor

Em se tratando do percentual de redução de carga orgânica com base nos parâmetros de DQO e DBO, os maiores percentuais atingidos no intervalo de tempo analisado foram equivalentes aos meses de Dezembro de 2013 para a DQO com percentual de redução de 25,58% e no mês de Março de 2014 para DBO onde este valor atingiu os 27,42%. Considerando a média obtida em todas as análises realizadas para estes dois parâmetros obteve-se um aumento de concentração da DQO em 10,86% e de 13,20% da DBO.

Estes resultados podem ter sido desencadeados em virtude de influências externas ao biodigestor. Segundo Chernicharo (1997) quando ocorre a queda da eficiência de um sistema existem diversas causas possíveis, dentre as quais pode-se citar a sobrecarga do esgoto; elevadas concentrações de ácidos voláteis no reator; perda excessiva de sólidos do sistema; presença de substâncias tóxicas no esgoto ou a queda brusca da temperatura do mesmo.

Angonese *et al.* (2006) avaliaram a eficiência de um biodigestor em escala real com volume de 50 m³, na redução da carga orgânica e produção de biogás a partir de dejetos suínos. Os resultados obtidos no experimento foram expressivas

reduções de 76% de DBO, 77% de DQO, 43% de ST e 59% de SVT. A produção média diária de biogás no período de janeiro a junho de 2005 foi de 31,5 m³. Com relação aos nutrientes, observou-se que os dejetos brutos continham nitrogênio, fósforo, potássio e matéria orgânica (SVT) em altas concentrações sendo os valores equivalentes a 2.982, 1.073, 1.593 e 25.486 mg L⁻¹, respectivamente para N, P, K e SVT. Especificamente para os nutrientes nitrogênio, fósforo e potássio, o sistema apresentou redução de 16, 54 e 44% após o processo de biodigestão.

A remoção da carga orgânica dos dejetos suínos pode ser realizada pelo processo de biodigestão. Isto foi confirmado por Scapinelo (2011) ao obter a redução de 94% para o parâmetro de DQO e 52% para análise de DBO quando avaliadas as eficiências de oito biodigestores implantados na microbacia de Santa Fé. O afluente dos biodigestores apresentou valores de DQO que variaram de 9.960 a 65.392 mg.L⁻¹; temperatura de entrada com variação de 21,4 a 28,8°C enquanto o pH apresentou valores mínimo de 6,32 e máximo de 8,52.

Nos meses de Janeiro e Fevereiro de 2014, conforme apresentado nas tabelas 14 e 15, observa-se que os valores de DQO e DBO do efluente do reator (Janeiro: DQO 24.290 mg L⁻¹; DBO 14.560 mg L⁻¹ e Fevereiro: DQO 67.184 mg L⁻¹; DBO 18.685 mg L⁻¹) são consideravelmente maiores que o afluente do mesmo (Janeiro: DQO 5.233; DBO 2.496 e Fevereiro: DQO 13.338; DBO 5.555); isto ocorreu em virtude de desestabilização do processo causada pela alimentação do sistema, por um período de 48 horas, com efluente provindo da fábrica de subprodutos do complexo industrial; o fato desencadeou-se por erro operacional do controle de registros, o qual foi imediatamente corrigido após detecção do fato. Este efluente possuía temperatura superior a 70 °C e grande concentração de óleos e graxas; neste período o reator não desenvolveu a produção de biogás.

De acordo com Moreno (2011) a solubilidade dos gases gerados no reator decresce com o aumento da temperatura, favorecendo a transferência de líquido-gás e isto implica em um efeito positivo para os gases tais como NH₃, H₂ e H₂S podendo influenciar no equilíbrio do sistema em virtude de sua toxicidade sobre o crescimento dos microrganismos anaeróbicos.

Em análise aos parâmetros de alcalinidade e acidez, apresentados nas tabelas 14 e 15, verifica-se que os valores de ambos são maiores no efluente que no afluente do sistema.

Para o fator alcalinidade, um intervalo de trabalho desejável para o beneficiamento da digestão anaeróbia é de 1.500 a 2.500 mg L⁻¹ CaCO₃ para a ocorrência do tamponamento do pH no sistema (Chernicharo, 1997). Acredita-se que há produção de alcalinidade em algumas conversões que ocorrem no reator, pois todos os valores do afluente apresentam-se dentro do intervalo sugerido por Chernicharo (1997) porém, no efluente, somente os resultados dos meses de Dezembro de 2013; Março, Abril e Julho de 2014 são inferiores a 2.500 mg L⁻¹ CaCO₃, que é o valor maior do intervalo sugerido pelo autor.

O sistema anaeróbio requer uma capacidade de tamponamento, alcalinidade, capaz de minimizar as mudanças bruscas de pH e este, por sua vez, em um sistema que opera dentro dos limites aceitáveis para o processo, é controlado, principalmente, pela alcalinidade natural do sistema. A destruição da matéria orgânica, principalmente das proteínas, libera amoníaco e, cada mol de nitrogênio orgânico gera teoricamente um equivalente de alcalinidade. Portanto, quando o amoníaco reage com o dióxido de carbono no decorrer de uma reação bioquímica para a produção de bicarbonato de amônio, ele contribui com a alcalinidade do sistema. (MORENO, 2011)

Em análise aos valores de alcalinidade total e nitrogênio amoniacal do sistema, biodigestor em estudo, que apresentaram médias de 1.204,17 e 254,94 mg L⁻¹ respectivamente, para o afluente e de 2.835,67 mg L⁻¹ de alcalinidade total e 813,36 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal para o efluente e, ainda, considerando o exposto por Moreno (2011), pode-se supor que os valores de ambos os parâmetros indiquem a produção de bicarbonato de amônio no processo, e, como o fator alcalinidade preconiza a capacidade de tamponamento do sistema, o mesmo demonstra que pode estar agindo como contribuinte ao processo de digestão anaeróbia do processo em estudo.

A acidez volátil do sistema também apresenta seus valores maiores no efluente que no afluente, os quais podem ser visualizados no Gráfico 6.

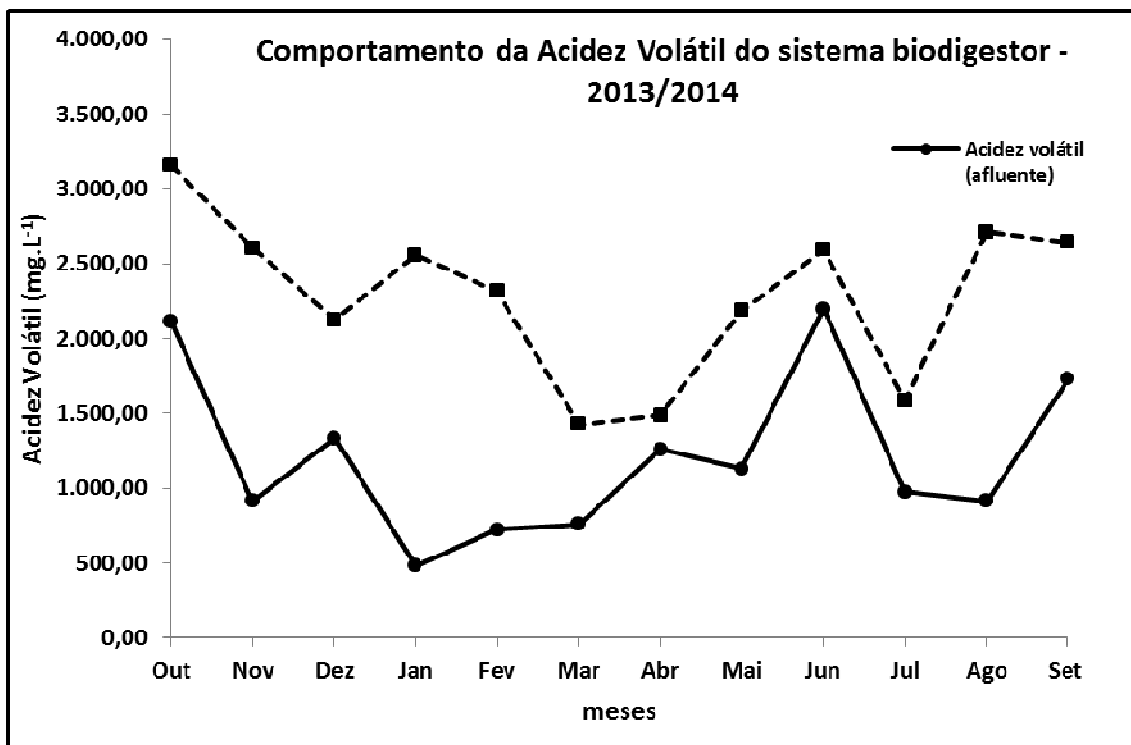


Gráfico 6: Valores de Acidez volátil do afluente e efluente do sistema biodigestor

De acordo com o Gráfico 6 e a Tabela 14 os valores de acidez total obtidos para o afluente apresentaram-se numa faixa de 480 a 2.196 mg L⁻¹ sendo que a média foi equivalente a 1.209 mg L⁻¹ enquanto que para o efluente do sistema a média obtida foi de 2.282 mg L⁻¹ e os valores mínimo e máximo foram de 1.428 e 3.156 mg L⁻¹, respectivamente.

Segundo Moreno (2011) em um sistema anaeróbico ótimo a concentração de ácidos graxos voláteis no efluente, também denominados ácidos voláteis, tais como o acético, butírico e propiônico, se encontram no intervalo de 50 a 250 mg L⁻¹. Quando ocorre o rompimento na relação simbiótica entre acidogênicos e metanogênicos há o acúmulo de ácidos graxos e, conseqüentemente a inibição das metanogênicas, desestabilização do processo e a redução na produção de biogás. Como o valor mínimo apresentado para o efluente deste reator foi aproximadamente

cinco vezes maior que o valor máximo do intervalo sugerido por Moreno, acredita-se que o sistema esteja apresentando um desequilíbrio ecológico entre os tipos e espécies de microrganismos responsáveis pela digestão anaeróbia.

Da mesma forma, Aquino e Chernicharo (2005) afirmam que a manutenção de condições ideais de crescimento, para o processo anaeróbio, resolveria o problema de acúmulo de hidrogênio na fase líquida de reatores sendo que, a busca da estabilidade dos mesmos por meio da regulação de acetato pode ser uma das soluções do problema, pois resultaria em melhores condições para a degradação de compostos intermediários, porém, somente a correta identificação dos fatores limitantes do processo pode levar à adoção das medidas práticas de controle que buscam o aumento da estabilidade de reatores anaeróbios através da redução do acúmulo de ácidos graxos voláteis.

Com relação aos parâmetros de sólidos totais e sólidos totais voláteis o sistema apresentou redução de 66,02 e 69,39%, respectivamente, considerando as médias dos valores obtidos nas análises do afluente e efluente. No Gráfico 7 podem ser visualizados os resultados das concentrações de sólidos totais voláteis.

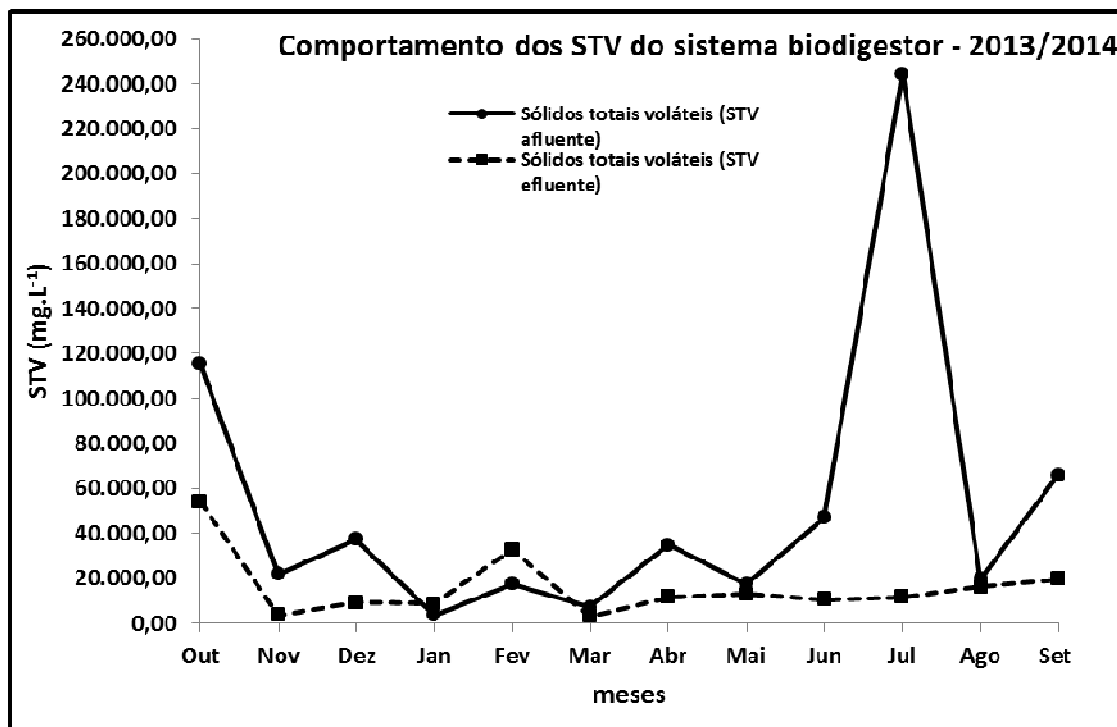


Gráfico 7: Valores de Sólidos totais voláteis do afluente e efluente do sistema biodigestor

Nos meses de janeiro e fevereiro de 2014 ocorreu o aumento da DQO, da DBO e da concentração dos sólidos totais voláteis, no efluente do sistema. Considerando que os sólidos totais voláteis contêm compostos orgânicos que, teoricamente, serão convertidos a metano estes resultados confirmam a desestabilização e a baixa produção de biogás no sistema, como pode ser visualizado na Figura 14.



Figura 14: Biodigestor sem produção de biogás

Segundo Moreno (2011) toda matéria orgânica possui água e uma fração sólida, em sua composição, denominada de sólidos totais. A porcentagem destes sólidos na mistura de resíduos com que se carrega um digestor é um fator importante a ser considerado no intuito de se obter um processo de degradação satisfatório. Por outro lado, a mobilidade das bactérias metanogênicas no substrato e a produção de biogás no sistema tornam-se limitados à medida que ocorre o aumento da concentração de sólidos no mesmo.

Aires *et al.* (2014) avaliaram o desempenho do processo de biodigestão anaeróbia de dejetos suínos, por meio de diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos do afluente e efluente de um biodigestor canadense modificado com volume de 1.100 m³. As eficiências obtidas no processo foram equivalentes a 72,8; 56,9 e 47,5% de remoção para os parâmetros de DQO, sólidos voláteis e sólidos totais respectivamente.

Considerando que o reator avaliado apresentou uma eficiência de remoção de sólidos totais voláteis de cerca de 70% pode-se supor que os mesmos contêm componentes orgânicos que proporcionam a geração de biogás no sistema.

4.3 CARACTERÍSTICAS DO BIOFERTILIZANTE ORIGINADO NO PROCESSO

O efluente gerado no processo de digestão anaeróbia, ou biofertilizante, foi encaminhado para análise e classificação de acordo com a norma NBR 10.004/2004 da ABNT, com o intuito de avaliar seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, para que este possa ter manuseio e destinação adequada. O ensaio de lixiviação realizado nas amostras visou atender os parâmetros baseados no Anexo F – Concentração – Limite máximo no extrato obtido no ensaio de lixiviação da referida norma.

O ensaio de solubilização visa à adequação dos resíduos pela Organização Mundial de Saúde, complementados pelo Padrão Brasileiro de Potabilidade da Água descrito Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/2011. Os parâmetros analisados estão de acordo com o Anexo G (NBR 10.004/2004) – Padrões para ensaio de solubilização, porém este ensaio não foi realizado nas amostras em virtude de que as matrizes analisadas não possuíam teor de sólidos acima de 5%, exceto para o ensaio de ecotoxicidade onde foi necessário um preparo da amostra.

Na Tabela 15 estão apresentados os resultados obtidos nos ensaios de lixiviação e na avaliação química das duas amostras analisadas, sendo que a massa utilizada de cada uma foi de 100 g, o tempo de lixiviação foi de 18 horas e houve ausência da fase líquida antes da extração. A temperatura do ensaio manteve-se na faixa de 15 a 25 °C .

Tabela 15: Resultado da lixiviação do biofertilizante das amostras de 2013 (A) e 2014 (B)

Parâmetro	Amostra A	Amostra B	Unidade
Sólidos	0,65	0,9	%
Umidade	99,35	99,1	%
pH final	4,0	5,0	-
Volume dos líquidos obtidos	1.700	2.060	mL
Densidade	0,989	0,973	g mL ⁻¹
Cor	Preta	Marrom	-
pH	7	7,23	-

Após o preparo das amostras e avaliação química inicial realizou-se a análise dos parâmetros específicos para comparação dos mesmos com os valores máximos permitidos descritos na normativa para, enfim, proceder a classificação do resíduo de acordo com a mesma. Nas Tabelas 16 e 17 encontram-se os resultados das análises das amostras A (2013) e B (2014) para a massa bruta e o lixiviado do biofertilizante.

Tabela 16: Resultados dos parâmetros avaliados da massa bruta**(continua)**

Parâmetro	Amostra A	Amostra B	Unidade	V.M.P.
pH	7,0	7,23	mg L ⁻¹	2,0 – 12,5
Densidade	0,989	0,973	g mL ⁻¹	-
Carbono orgânico total	4.800,0	0,6	mg L ⁻¹	-
Cádmio	< 1,0	< 1,0	mg L ⁻¹	-
Chumbo	< 1,0	< 1,0	mg L ⁻¹	1000,0
Cromo total	< 1,0	< 1,0	mg L ⁻¹	100,0
Mercúrio	< 10,0	< 10,0	mg L ⁻¹	100,0
Arsênio	< 10,0	< 10,0	mg L ⁻¹	1000,0
Estanho	< 10,0	< 10,0	mg L ⁻¹	-
Zinco	17,8	2,5	mg L ⁻¹	-
Níquel	< 1,0	< 1,0	mg L ⁻¹	-
Selênio	< 10,0	< 10,0	mg L ⁻¹	100,0
Prata	< 1,0	< 10,0	mg L ⁻¹	-
Antimônio	< 10,0	< 10,0	mg L ⁻¹	1000,0

Tabela 16: Resultados dos parâmetros avaliados da massa bruta

				(conclusão)
Vanádio	< 10,0	< 10,0	mg L ⁻¹	1000,0
Bário	< 10,0	< 10,0	mg L ⁻¹	-
Cobalto	< 1,0	< 10,0	mg L ⁻¹	1000,0
Berílio	< 1,0	< 10,0	mg L ⁻¹	100,0
Sólidos Totais ST (103 a 105 °C)	0,65	0,9	%	-
Benzeno	< 0,1	< 0,01	mg L ⁻¹	0,5
Tolueno	< 0,1	3,97	mg L ⁻¹	-
Etilbenzeno	< 0,1	< 0,01	mg L ⁻¹	-
M/P – Xilenos	< 0,1	< 0,01	mg L ⁻¹	-
O – Xilenos	< 0,1	< 0,01	mg L ⁻¹	-
Fenol	-	3,41	mg L ⁻¹	-
Formaldeído	-	< 0,01	mg L ⁻¹	-

Tabela 17: Resultados dos parâmetros avaliados das amostras lixiviadas

(continua)

Parâmetro	Amostra A	Amostra B	Unidade	V.M.P.
Arsênio	< 0,1	< 0,1	mg L ⁻¹	1,0
Bário	< 1,0	< 1,0	mg L ⁻¹	70
Cádmio	< 0,05	< 0,01	mg L ⁻¹	0,5
Chumbo	< 0,1	< 0,1	mg L ⁻¹	1,0
Cromo total	< 0,1	< 0,1	mg L ⁻¹	5,0
Cromo hexavalente	< 0,1	< 0,1	mg L ⁻¹	-
Prata	< 0,1	< 0,01	mg L ⁻¹	5,0
Mercúrio	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	0,1
Selênio	< 0,1	< 0,01	mg L ⁻¹	1,0
Fluoretos	0,24	0,2	mg L ⁻¹	150
Cianetos	< 0,005	0,006	mg L ⁻¹	-
Óleos e Graxas Totais	11,0	8,7	mg L ⁻¹	-
Fenóis	0,124	< 0,01	mg L ⁻¹	-
Benzeno	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	0,5
Benzo(a)pireno	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	0,07
Cloreto de Vinila	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	0,5
Clorobenzeno	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	100,0
Clorofórmio	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	6,0
1,4 – Diclorobenzeno	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	7,5

Tabela 16: Resultados dos parâmetros avaliados da massa bruta

				(conclusão)
1,2 – Dicloroetano	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	1,0
Tetracloroeto de Carbono	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	0,2
2,4,5 – Triclorofenol	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	40,0
2,4,6 – Triclorofenol	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	40,0
Cresol total	< 0,01	< 0,01	mg L ⁻¹	20,0

Em análise aos resultados apresentados nas Tabelas 16 e 17 verifica-se que, em ambas as amostras, não houve presença de metal significativo na Massa Bruta, porém na amostra B de 2014 foram evidenciados compostos orgânicos como Tolueno e Fenol. Considerando os valores obtidos para o extrato lixiviado e comparando os mesmos com os parâmetros do Anexo F (NBR 10.004/2004) também se comprovou o atendimento aos níveis máximos permitidos para as amostras A e B.

Para a classificação do biofertilizante nos quesitos referentes à patogenicidade e toxicidade, os resultados obtidos nas duas amostras analisadas podem ser visualizados nas Tabelas 18 e 19.

Tabela 18: Resultado da avaliação de patogenicidade das amostras de 2013 (A) e 2014 (B)

Parâmetro	Amostra A	Amostra B	Unidade
<i>Salmonella ssp</i>	< 1	< 1	UFC g ⁻¹
Coliformes termotolerantes	7,4 x 10 ⁻⁴	1,5 x 10 ⁻³	UFC g ⁻¹
Vírus entéricos	< 1	< 1	UFF g ⁻¹

Tabela 19: Resultado da avaliação de toxicidade das amostras de 2013 (A) e 2014 (B)

Parâmetro	Amostra A	Amostra B	Unidade	Padrão
Toxicidade aguda com <i>Vibrio fischeri</i>	4	1	FT _b *	FT _b = 1 não apresenta toxicidade FT _b >1 apresenta toxicidade aguda

* FT_b = Fator de toxicidade para *Vibrio Fischeri*

Para avaliação da patogenicidade necessita-se compreender os valores de referência da Resolução CONAMA n. 375/2006, Seção III, Art. 11, apresentados na Tabela 20.

Tabela 20: Classes de lodo de esgoto ou produto derivado

Tipo de lodo de esgoto ou produto derivado	Concentração de patógenos
A	Coliformes Termotolerantes 10^3 NMP/g de ST <i>Salmonella</i> ausência em 10 g de ST Vírus < 0,25 UFP ou UFF/g de ST
B	Coliformes Termotolerantes 10^6 NMP/g de ST

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA 375/2006

De acordo com as Tabelas 18 e 20 ambas as amostras apresentaram ausência de *Salmonella ssp* e de Vírus entéricos porém verificou-se e presença de Coliformes termotolerantes em concentrações que classificam as mesmas como Tipo de lodo B podendo ser utilizado em culturas específicas, conforme o Artigo 14 Resolução CONAMA 375/2006 a qual especifica a restrição deste tipo de lodo para uso no cultivo de café, silvicultura, culturas para produção de óleos e fibras com sua aplicação seguida de incorporação ao solo.

As restrições apresentadas no artigo 15 tratam-se, principalmente, das Áreas de Preservação Permanente – APPs, Áreas de Proteção Ambiental – APA, Áreas de Proteção aos Mananciais - APMs, áreas com declividades, vias de domínio público e locais com presença de poços e residências. O inciso XI do artigo 18 trata da restrição de acesso do público às áreas destinadas à aplicação do lodo por um período de doze meses bem como da necessidade da sinalização para identificação das atividades realizadas no local.

Com base na Norma NBR 10004/2004 as duas amostras analisadas atendem ao item 4.2.1.5.1 por não apresentarem efeitos patogênicos. O referido item descreve que o resíduo é considerado patogênico quando contiver ou apresentar suspeita de conter microrganismos patogênicos, proteínas virais, organismos

geneticamente modificados ou plasmídeos, cloroplastos, mitocôndrias ou toxinas que sejam capazes de desencadear doenças em animais, homens ou vegetais.

De acordo com Oliveira *et al.* (2011) o ensaio ecotoxicológico é utilizado para medir o tempo e os efeitos de diferentes concentrações de uma amostra em indivíduos de determinada espécie, permitindo a detecção da toxicidade da amostra como um todo. Dependendo do tempo de duração dos testes e do efeito observado, os mesmos podem ser classificados como agudos ou crônicos. Para o teste de toxicidade aguda o FT (fator de toxicidade) é uma das formas de apresentação dos resultados obtidos a qual indica a menor diluição do efluente que não causa efeito nocivo agudo aos organismos, num determinado período de exposição.

Os resultados de toxicidade apresentados na Tabela 19 demonstram que a amostra B atende ao item 4.2.1.4 Toxicidade da Norma NBR 10004/2004 por não apresentar efeito nocivo decorrente da presença de agente tóxico. A amostra B apresenta toxicidade aguda para *Vibrio fischeri*, porém atende aos padrões descritos na Resolução CEMA 081/2010 do limite máximo de emissão de toxicidade FT 8 no qual estão inclusas todas as categorias de atividades além de atender ao artigo 3º que cita a obrigatoriedade do atendimento ao limite máximo de ecotoxicidade FT 4 a partir do quarto ano da publicação da referida resolução.

Para a obtenção da classificação final do resíduo biofertilizante, pelas análises realizadas verificou-se que o mesmo não apresentou, para ambas as amostras, nenhum indício de Inflamabilidade, Corrosividade, Reatividade, Patogenicidade e Toxicidade para o meio ambiente e a saúde pública sendo enquadradas como resíduos Não Inertes, classe II.

Considerando as características do biofertilizante apresentadas acredita-se na possibilidade de aplicação do mesmo, verificando as restrições apresentadas neste item principalmente no quesito referente à patogenicidade, como recuperador ou corretor de solos, em complemento à adubação tradicional.

Konzen (2006), da Embrapa Milho e Sorgo, desenvolveu testes a partir de dejetos suínos para verificação da viabilidade econômica e ambiental dos mesmos quando aplicados em culturas variadas. Nos estudos realizados em pastagens de capim tanzânia, mombaça e braquiarião no estado de Mato Grosso do Sul houve a economia de 85% de fertilizante químico, até então utilizado,

após a fertirrigação com dejetos suínos numa área de 2.000 hectares. Além deste, outros testes de aplicação nas culturas de milho e soja apresentaram resultados interessantes sendo que para a primeira cultura a produtividade variou de 5.820 kg a 7.286 kg ha⁻¹ com uma aplicação de 25 a 200 m³ ha⁻¹. Já para a cultura do soja a aplicação dos dejetos de suínos resultou num produção de 3.274 a 3.619 kg ha⁻¹ considerando a aplicação variável de 25 a 100 m³ ha⁻¹. A avaliação concluiu que os dejetos de suínos constituem fertilizantes eficientes na produção de grãos e de forragem, desde que passem por um processo de estabilização, antes de sua utilização.

4.4 CARACTERÍSTICAS DO LODO GRANULAR/INÓCULO ANAERÓBIO

Os resultados dos exames microscópicos revelaram a presença de diversos tipos de microrganismos no lodo granular. Identificou-se a presença de microrganismos não-metanogênicos, como bacilos arredondados, bacilos com extremidades afiladas, bacilos curvos, bacilos delgados longos e curtos, e microrganismos metanogênicos semelhantes à *Methanosarcina sp.* e à *Methanospirillum sp.* A ocorrência e as morfologias observadas no lodo granular anaeróbio, por meio de microscopia óptica de contraste de fase são apresentadas nas Tabelas 21 e 22.

Tabela 21: Frequências das morfologias observadas em microscopia de contraste de fase da amostra do inóculo do biodigestor, Outubro de 2013 a Março de 2014

(continua)

Grupo	Morfologias	Meses					
		Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar
Arqueas Metenogênicas	Semelhantes à <i>Methanosaeta sp.</i>	-	-	-	-	-	-
	Semelhantes à <i>Methanosarcina sp.</i>	++++	+++	++	+++	+	++
	Semelhantes à <i>Methanospirillum sp.</i>	+	++	+	++	-	+

Tabela 21: Frequências das morfologias observadas em microscopia de contraste de fase da amostra do inóculo do biodigestor, Outubro de 2013 a Março de 2014

		(conclusão)					
Bactérias	Cocos em téttrade	-	-	-	-	+	-
	Cocos em cadeia	+	-	-	-	-	-
	Cocos	+	++	+++	++	++++	+
	Bacilos com extremidades arredondadas	++	++	++++	++++	++	++++
	Bacilos curvos	++	++++	+++	+++	+	+++
	Filamentos longos com bainhas	++	++	++	++	+	++
	Bacilos filamentosos	++	++	+	-	-	-
	Bacilos filamentosos septados	++	-	-	-	-	-
	Espiroquetas	*	*	*	-	-	-
	Redutoras de sulfato	+	+	+	+	-	+

(++++) predomínio, (+++) presença, (++) poucos, (+) raros, (-) não observados

Fonte: Laboratório especializado em tecnologias ambientais – Chapecó / SC

Tabela 22: Frequências das morfologias observadas em microscopia de contraste de fase da amostra do inóculo do biodigestor, Abril a Setembro de 2014

Grupo	Morfologias	Meses					
		Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
Arqueas Metenogênicas	Semelhantes à <i>Methanosaeta sp.</i>	-	-	*	-	-	*
	Semelhantes à <i>Methanosarcina sp.</i>	++	+++	*	++	++	*
	Semelhantes à <i>Methanospirillum sp.</i>	+	-	*	+	+	*
Bactérias	Cocos em téttrade	+	-	*	-	-	*
	Cocos em cadeia	-	-	*	+	-	*
	Cocos	++	++	*	+++	++	*
	Bacilos com extremidades arredondadas	++++	++++	*	++++	++++	*
	Bacilos curvos	++	++	*	++	++	*
	Filamentos longos com bainhas	+	+	*	+	+	*
	Bacilos filamentosos	+	+	*	+	++	*
	Bacilos filamentosos septados	-	-	*	+	+	*
	Espiroquetas	-	-	*	-	-	*
Redutoras de sulfato	-	-	*	-	-	*	

(++++) predomínio, (+++) presença, (++) poucos, (+) raros, (-) não observados

(*) Análises não realizadas.

Fonte: Laboratório especializado em tecnologias ambientais – Chapecó / SC

De acordo com Moreno (2011) as espécies de microrganismos envolvidas no processo de digestão anaeróbia variam de acordo com os materiais que serão degradados no processo. As bactérias que participam da última fase da decomposição anaeróbia fazem parte de um grupo especial de microrganismos denominados de *Arqueas metanogênicas* as quais atuam como transportadoras de hidrogênio e podem ser detectadas por microscópio óptico devido a sua autofluorescência. As bactérias metanogênicas ativas aparecem na fase acidogênica do processo, segunda fase da fermentação, porém o número das *Arqueas metanogênicas* aumentará na fase metanogênica do sistema sendo que as principais espécies que representam esta classe são a *Methanobacterium*, *Methanospirillum hungatii* e a *Methanosarcina*.

Nas figuras 15 e 17 estão representadas as espécies encontradas no inóculo do biodigestor a partir da verificação em microscópio em contraste de fase; observa-se a morfologia dos microrganismos metanogênicos *Methanosarcina sp.*, também conhecida como acetoclásticas em virtude da produção do gás metano a partir da assimilação do acetato, e *Methanospirillum sp.*, também chamada de hidrogenotrófica devido à sua produção de metano a partir do hidrogênio e do dióxido de carbono. Nas figuras 16 e 18 pode-se visualizar a semelhança dos microrganismos encontrados no inóculo do biodigestor.



Figura 15: Exemplo de microrganismo semelhante à *Methanosarcina sp.*
Fonte: Laboratório especializado em tecnologias ambientais – Chapecó / SC

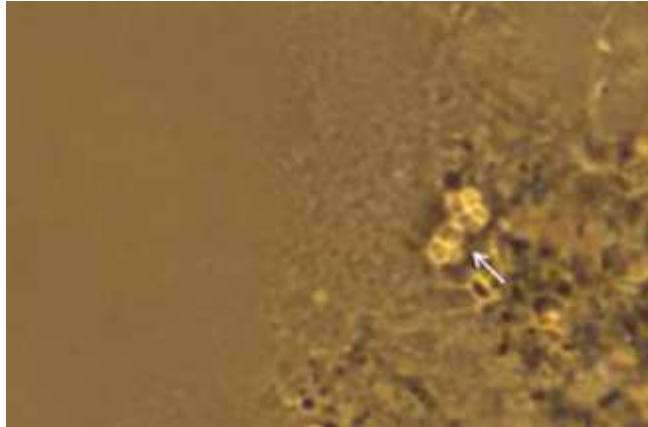


Figura 16: Microrganismo semelhante à *Methanosarcina sp.* encontrado no inóculo
Fonte: Laboratório especializado em tecnologias ambientais – Chapecó / SC

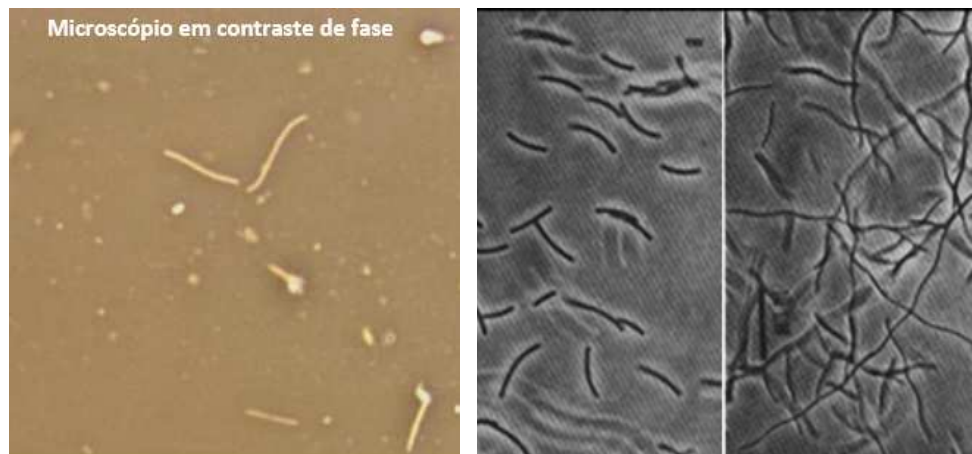


Figura 17: Exemplo de microrganismo semelhante à *Methanospirillum sp.*
Fonte: Laboratório especializado em tecnologias ambientais – Chapecó / SC



Figura 18: Microrganismo semelhante à *Methanospirillum sp.* encontrado no inóculo
Fonte: Laboratório especializado em tecnologias ambientais – Chapecó

Carosia (2011) procedeu a caracterização microbiana em reator anaeróbio de leite fluidizado. Na amostra de biofilme avaliada, observou a presença de cocos, bacilos, bacilos curvos, endósporos e bactérias filamentosas, tais como alguns dos encontrados no lodo anaeróbio do biodigestor em estudo. Já no separador de fases, as morfologias encontradas foram semelhantes às do biofilme, confirmando, ainda, morfologia semelhante à espiroqueta. Nas etapas finais do experimento detectou-se a presença de bacilos fluorescentes no separador de fases e no material suporte; apenas neste último observou-se a presença de cistos de *Methanosarcina*. A autora concluiu que a diferença de frequência das morfologias e a diferença dos microrganismos presentes no biofilme e separador de fases foram favorecidas pelas condições encontradas em cada região do reator associadas as suas capacidades fisiológicas. Avaliando a ocorrência da espécie *Methanosarcina* no reator avaliado por Carosia (2011) e considerando que a mesma espécie foi encontrada no lodo anaeróbio extraído da fase metanogênica do biodigestor em estudo, pode-se verificar que ambas ocorreram em fases distintas do processo e que necessitaram de ambiente em condições ideais que propiciasse o seu desenvolvimento.

Com relação ao teste de Atividade Metanogênica Específica - AME, os resultados obtidos na avaliação são apresentados na Tabela 23.

**Tabela 23: Atividade Metanogênica Específica do lodo anaeróbio
(continua)**

Ano	Meses	Resultado obtido	Unidade
2013	Outubro	0,2917	g DQO _{CH4} . g SVT ⁻¹ d ⁻¹
2013	Novembro	0,3542	g DQO _{CH4} . g SVT ⁻¹ d ⁻¹
2013	Dezembro	0,1885	g DQO _{CH4} . g SVT ⁻¹ d ⁻¹
2014	Janeiro	0,2914	g DQO _{CH4} . g SVT ⁻¹ d ⁻¹
2014	Fevereiro	0	g DQO _{CH4} . g SVT ⁻¹ d ⁻¹
2014	Março	0,525	g DQO _{CH4} . g SVT ⁻¹ d ⁻¹
2014	Abril	0,0035	g DQO _{CH4} . g SVT ⁻¹ d ⁻¹
2014	Maior	0,0064	g DQO _{CH4} . g SVT ⁻¹ d ⁻¹

**Tabela 23: Atividade Metanogênica Específica do lodo anaeróbio
(conclusão)**

2014	Junho	*	-
2014	Julho	0,0542	g DQO CH ₄ /g SVT d
2014	Agosto	0,0298	g DQO CH ₄ /g SVT d

(*) **Análise não realizada.**

Fonte: Laboratório especializado em tecnologias ambientais – Chapecó / SC

Observando os resultados da AME para o lodo anaeróbio analisado, tem-se que o valor máximo obtido foi equivalente a 0,525 g DQO_{CH₄} . g SVT⁻¹ d⁻¹ e, no mês de março de 2014 a atividade metanogênica apresentou taxa de produtividade de metano equivalente a zero.

Em função das diferenças de temperatura e pressão a que estão submetidos os gases no interior dos reatores, faz-se necessário à correção estequiométrica do volume desses gases no momento da medição. No presente teste, os reatores foram submetidos à temperatura constante de 33 °C e à pressão atmosférica de 0,9997 atm. Nas condições normais de temperatura e pressão, um mol de qualquer gás ocupa um volume de 22,7 litros.

De acordo com a CNTP, 1 g DQO removida do sistema gera 354 mL de metano. Para este teste de atividade metanogênica específica, à 33 °C, 1 g DQO equivale a 398 mL de metano.

Rojas, Neto e Zaiat (2008) avaliaram o comportamento do lodo anaeróbio de água residuária doméstica incubada em reator anaeróbio- aeróbio de leito fixo, de operação contínua e com diferentes razões de recirculação da fase líquida e em diferentes condições de oxigenação. Através da aplicação do ensaio de AME foi constatado que o oxigênio não foi fator de inibição para o desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos. Os resultados obtidos quanto a velocidade de produção de metano foram maiores na fase de operação anaeróbia do reator.

Rocha *et al.* 2011, realizaram o teste AME para avaliação da produção de metano em dois reatores em batelada utilizados para o tratamento de efluente de aterro sanitário, sendo que em um deles foi adicionado microrganismos anaeróbios caracterizando um bioaumento do reator. Os resultados da AME das amostras de

lodo anaeróbio não apresentaram significativa diferença entre os reatores, porém verificou-se o aumento da AME no decorrer dos 40 dias de análise, apontando uma maturação crescente dos biofilmes em ambos os reatores. Os valores da AME para o reator que recebeu bioaumento foram equivalentes a $0,54 \text{ g DQO}_{\text{CH}_4}/\text{g SVT}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e $1,22 \text{ g DQO CH}_4/\text{g SVT}$, respectivamente no primeiro e no quadragésimo dia do experimento, enquanto que o reator sem bioaumento apresentou valores de $0,38 \text{ g DQO}_{\text{CH}_4}/\text{g SVT}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e $1,11 \text{ g DQO}_{\text{CH}_4}/\text{g SVT}^{-1} \text{ d}^{-1}$ nos mesmos dias analisados.

4.5 CARACTERÍSTICAS DO BIOGÁS GERADO NO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

O biogás gerado no processo de biodigestão foi caracterizado para verificação do percentual dos gases componentes do mesmo. Foram realizadas duas análises no decorrer do período de acompanhamento do processo, sendo os valores encontrados os apresentados nas Tabelas 24 e 25.

Tabela 24: Resultados analíticos da composição do biogás

Ensaio	Biogás Bruto		Biogás purificado		Unidade
	2013	2014	2013	2014	
Metano (CH ₄)	57,1	55,2	58,8	55,9	%
Gás Carbônico (CO ₂)	40,8	43,9	38,3	42,9	%
Oxigênio (O ₂)	0,1	0,1	0,3	0,1	%
Monóxido de Carbono (CO)	2	2	1	2	ppm
Gás Sulfídrico (H ₂ S)	2.431	3.163	160	900	ppm

Comparando os intervalos de 50 a 75% de metano e de 20 a 50% de dióxido de carbono constituintes do biogás, citados por Paterson (2010), observa-se que os

valores obtidos nas análises do biogás bruto e purificado se apresentam dentro das faixas indicadas, para ambos os parâmetros, como características do processo de digestão anaeróbia. As características quanto à concentração de metano apresentadas no biogás purificado podem possibilitar a utilização do mesmo como fonte de energia opcional para a produção de calor ou vapor, ou ainda geração de energia elétrica, em virtude do poder calorífico do mesmo. Segundo Paterson (2010) o poder calorífico de um biogás com composição de 65% de metano e 35% de CO₂ é equivalente a 7,0 KWh m⁻³ enquanto que o gás metano por si só possui um poder calorífico de 10 KWh m⁻³ portanto quanto maior a concentração de metano maior será o ganho energético com o biogás em questão.

Catapan *et al.* (2011) avaliaram a composição do biogás gerado em três granjas de produção de suínos no intuito de avaliar a alternativa de geração de energia elétrica a partir do biogás, obtendo uma concentração média de 62,43% de metano e 37,58% de dióxido de carbono. Quanto à concentração de sulfeto de hidrogênio presente nas amostras brutas de biogás, os valores apresentaram variação de 460 a 610 ppm. Neste estudo concluiu-se que os resíduos orgânicos da suinocultura tornam-se interessantes pelo aproveitamento energético do biogás.

Em análise à concentração de H₂S no biodigestor em estudo obteve-se uma eficiência de remoção de 93,42% para a amostra de 2013 e de 71,55% em 2014. O processo utilizado para a purificação do biogás na planta em estudo é baseado no princípio da absorção com reação química com uso de solução aquosa de hidróxido de sódio (NaOH).

De acordo com Moreno (2011) o biogás contém moléculas de outros gases que devem ser removidos, dependendo da utilização que terá o biogás e este processo pode ser feito através da purificação do biogás, a qual se faz importante para propiciar o aumento do poder calorífico do biogás e para o cumprimento dos requerimentos de algumas aplicações, tais como em motores, caldeiras, veículos e outros. O sulfeto de hidrogênio (H₂S), quando combinado com o vapor d'água, pode formar o ácido sulfídrico que é corrosivo para motores e seus componentes, além de ser muito tóxico quando em concentrações maiores que 100 ppm em volume. O processo de remoção deste gás pode ser feito pelo uso de carvão ativado e soluções de hidróxido de sódio, água e sais de ferro.

Com relação à quantificação do biogás gerado no biodigestor procedeu-se a leitura do medidor de vazão instalado na saída do processo de purificação, quantificando a vazão de biogás purificado originado no sistema. Os valores registrados dos meses de Outubro a Dezembro de 2013 estão apresentados na Tabela 25.

Tabela 25: Volume de biogás gerado no biodigestor, 2013

Medição realizada	Outubro	Novembro	Dezembro	Unidade de medida
1	60,56	12,13	56,3	Nm ³ h ⁻¹
2	37,28	56,5	55,3	Nm ³ h ⁻¹
3	54,02	40,18	51,8	Nm ³ h ⁻¹
4	35,5	160,1	49,2	Nm ³ h ⁻¹
5	37,76	20,74	51,6	Nm ³ h ⁻¹
6	70,32	57,38	48,89	Nm ³ h ⁻¹
7	39,21	182,45	67,28	Nm ³ h ⁻¹
8	30,56	51,95	55,6	Nm ³ h ⁻¹
9	39,44	116,6	58,5	Nm ³ h ⁻¹
10	41,88	61,03	56,29	Nm ³ h ⁻¹
11	28,09	67	-	Nm ³ h ⁻¹
12	38,59	98,22	-	Nm ³ h ⁻¹
13	28,52	107,51	-	Nm ³ h ⁻¹
14	36	54,67	-	Nm ³ h ⁻¹
15	51,9	49,37	-	Nm ³ h ⁻¹
16	36,92	-	-	Nm ³ h ⁻¹
17	73,03	-	-	Nm ³ h ⁻¹
18	60,4	-	-	Nm ³ h ⁻¹
Média mensal	44,44	75,72	55,08	Nm³ h⁻¹

De acordo com informações da área técnica da empresa os valores registrados em 2015 atingem em média $100 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$ durante o dia, sendo que no início do processo, em Dezembro de 2011, o sistema já registrou volumes de biogás purificado de $150 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$.

Campos *et al.* (2004) avaliaram o comportamento de dois biodigestores em fluxo contínuo com capacidade de 1.275 m^3 cada e tempo de retenção hidráulica de 30 dias. O biogás gerado neste processo é de cerca de 208 m^3 dia, produzindo energia elétrica de $35,3 \text{ kWh d}^{-1}$ e é utilizado para alimentação de um motor de 80 CV. Se compararmos o volume de produção de biogás de Campos (2004) com a média do volume registrado nos três meses de 2013 do biodigestor em estudo, temos uma produção de biogás do biodigestor em estudo cerca de 72% inferior ao comparado. Pode-se supor que a produção de biogás em biodigestores alimentados exclusivamente com dejetos suínos seja maior que em biodigestores alimentados com substratos diferenciados. Porém, há que se considerar que os valores registrados em 2015, no biodigestor em estudo, são superiores aos registrados em 2013.

Para manter informações a respeito da possibilidade do consumo do biogás purificado gerado no biodigestor, o frigorífico procede o controle da entrada, do consumo e do valor pago pelo gás GLP utilizado no processo de chamuscagem dos suínos, instalado na zona suja do abate, sendo este o local onde encontra-se instalado o sistema de chamuscagem opcional por meio de biogás purificado. Os valores registrados referentes a estes dados estão apresentados na Tabela 26.

Tabela 26 – Economia de gás GLP em função do uso de biogás purificado

(continua)

Ano	Meses	Suínos abatidos	Suínos flambados com biogás	Valor economizado GLP (R\$)
2013	Outubro	124.937	28.048	12.209,69
2013	Novembro	117.741	30.835	13.171,45
2013	Dezembro	118.500	40.931	17,484,06
2014	Janeiro	131.146	14.616	6.269,66
2014	Fevereiro	115.899	18.573	7.967,27

Tabela 26 – Economia de gás GLP em função do uso de biogás purificado

				(conclusão)
2014	Março	126.418	23.390	10.033,77
2014	Abril	129.489	4.721	2.025,19
2014	Maio	133.125	39.368	16.887,73
2014	Junho	126.947	27.820	11.933,91
2014	Julho	133.563	9.375	4.021,66
2014	Agosto	130.866	21.551	9.244,77
2014	Setembro	129.154	16.463	7.509,28

Considerando o período de análise do biodigestor avaliado, houve uma economia total de R\$ 89.064,69 . Este valor foi economizado em virtude da utilização do biogás purificado em substituição ao GLP no processo de chamuscagem das carcaças.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resíduos sólidos e efluentes líquidos gerados nos processos agroindustriais necessitam de tratamento adequado no intuito de minimizar o impacto ambiental gerado por esta atividade potencialmente poluidora. A aplicação de biodigestores é uma alternativa relevante para o tratamento dos resíduos agroindustriais. Porém, a eficiência e a estabilidade do processo de digestão anaeróbia do sistema aplicado dependerão de fatores operacionais e ambientais, bem como, do dimensionamento do biodigestor adotado.

Os substratos de alimentação do sistema em estudo são provenientes de diferentes origens e verificaram-se grandes variações nos valores individuais de caracterização de cada substrato; porém, este sistema de gestão integral de resíduos propicia benefícios sociais, econômicos e ambientais. As análises do afluente e efluente do biodigestor permitiram a visualização global do sistema quanto às instabilidades que ocorreram no processo de digestão anaeróbia em função da influência de fatores ambientais, como por exemplo, a temperatura do afluente.

Os parâmetros de nitrogênio total, óleos e graxas, sólidos totais, fixos, voláteis e sedimentáveis apresentaram redução em sua concentração, considerando a média dos valores obtidos para o afluente e o efluente do sistema durante todo período avaliado. Porém, parâmetros como a DQO, DBO, nitrogênio amoniacal e alcalinidade resultaram em um aumento de suas concentrações no período. Este fato pode ter sido ocasionado por influências externas ao sistema.

A classificação do biofertilizante, com base na NBR 10004/2004, como resíduo sólido não inerte propicia a sua aplicação em solo, obedecendo a restrições normativas em função da presença de coliformes termotolerantes verificada nas amostras analisadas.

A avaliação microscópica do lodo granular anaeróbio do biodigestor demonstrou a existência de microrganismos característicos de processo de digestão anaeróbia. A composição do biogás gerado neste sistema apresenta características interessantes, principalmente quanto ao percentual de metano presente nas amostras de biogás purificado analisadas. Supõe-se que o biogás purificado

originado neste processo é uma fonte de energia renovável que pode ser utilizada em diversas aplicações.

A substituição de uma fonte de energia não renovável, GLP, por uma fonte de energia renovável, biogás purificado, apresenta economia de valores para a agroindústria.

6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Proceder a avaliação de macro e micronutrientes dos substratos de alimentação de biodigestores, no intuito de verificar a relação carbono / nitrogênio;
- Realizar a análise filogenética do lodo anaeróbio de sistemas biodigestores, a partir da extração do DNA;
- Proceder a aplicação de biorremediadores, ou bioaumentadores, em sistemas biodigestores alimentados com diversidade de substratos, no intuito de avaliar a possibilidade de melhoria na eficiência de remoção da carga orgânica do sistema;
- Propiciar a incorporação da recirculação do lodo anaeróbio, visando analisar a possibilidade do aumento da população microbiana metanogênica e, conseqüentemente, do volume de biogás produzido no sistema;
- Propiciar um sistema de controle, preferencialmente automatizado, para a verificação instantânea de alguns parâmetros, tais como pH e temperatura, na etapa de abastecimento do sistema biodigestor. Desta forma sugere-se um controle para a permissão da entrada do aflúente homogeneizado, ou a correção do mesmo;
- Realizar amostras do lodo anaeróbio em cada uma das divisórias de chicanas do reator, no intuito de identificar a morfologia predominante em cada etapa do processo.
- Para o interesse referente à eficiência do sistema, sugere-se inserir processo de recirculação do lodo anaeróbio para a entrada do reator, avaliando o impacto gerado quanto ao tempo de detenção hidráulico do sistema.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10004 Resíduos sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, ABNT, 2004.

AIRES, A. W. et al. **Avaliação do desempenho de um biodigestor canadense modificado no tratamento de dejetos de suínos**. ENGEVISTA, v. 16, n. 4, p.329-338, Dezembro 2014. Disponível em: <http://www.uff.br/engevista/seer/index.php/engevista/article/viewFile/601/294>. Acesso em 20 fev. 2015.

ANGONESE, A. R. et al. **Avaliação da eficiência de um biodigestor tubular na redução da carga orgânica e produção de biogás a partir de dejetos suínos**. In: Encontro de energia no meio rural, 6. 2006, Campinas. Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?pid=MSC0000000022006000100022&script=sci_arttext> Acesso em 11 set. 2013.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF – WATER ENVIROMENT FEDERATION –. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed., Washington, DC: APHA, 2012.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. **Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causa e estratégias de controle**. Revista Sanitária Ambiental, v. 10, n. 2, abr-jun 2005, pg. 152-161. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v10n2/a09v10n2>>. Acesso em 14 ago. 2014.

BARBOSA, G.; LANGER, M. **Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental**. Unoesc & Ciência – ACSA, Joaçaba, v. 2, n. 1, p. 87-96, jan./jun. 2011. Disponível em: <<file:///C:/Users/Windows%207/Downloads/864-3613-1-PB.pdf>>. Acesso em 09 set. 2014.

BELLAVER, C.; OLIVEIRA, P.A.; **Balanco de água nas cadeias de aves e suínos**. Revista Avicultura industrial, n.10, edição 1183, p. 39-44, 2009. Disponível em: <http://www.qualyfoco.com.br/arquivos_publicacoes/arquivos/1266836613_Agua_essencial_v2.pdf>. Acesso em 07 ago. 2014.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A Cavalcante. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo: CETESB, 1993.

CAMPOS, A. T.; et al. **Análise energética de biodigestores tubulares usando dejetos de suínos**. In: Encontro Energia Meio Rural 2004. Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?pid=MSC0000000022004000100013&script=sci_arttext&lng=pt>. Acesso em 28 fev. 2015.

CAROSIA, M. F. **Caracterização microbiana e degradação de detergente de uso doméstico em reator anaeróbio de leite Fluidificado**. Dissertação de Mestrado (Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, 2011. Disponível em: <file:///C:/Users/WINDOW~1/AppData/Local/Temp/Carosia_Mariana.pdf>. Acesso em 19 set. 2014.

CAPATAN, A; CAPATAN, D. C; CAPATAN, E. A. **Formas alternativas de geração de energia elétrica a partir do biogás: uma abordagem do custo de geração da energia**. Custos e Agronegócio [online]. 2011, vol. 7, n. 1 - Jan/Abr - 2011. ISSN 1808-2882. Disponível em: <<http://www.custoseagronegocioonline.com.br/numero1v7/biogas.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2015.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia Técnico Ambiental de Abate (Bovino e Suíno) - Série P + L**. São Paulo, 2008. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/producao_limpa/documentos/abate.pdf>. Acesso em 26 ago. 2014.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios - Princípios de tratamento Biológico de águas Residuárias**. v. 5. Belo Horizonte: DESA-UFMG. 1997.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CEMA Resolução n. 81, de 19 de outubro de 2010. **Dispõe sobre Critérios e Padrões de ecotoxicidade para o Controle de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná**. Disponível em: <http://www.cema.pr.gov.br/arquivos/File/Resolucao_81_ecotoxicidade.pdf>. Acesso em: 13 fev. 2015.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA n. 375 de 29 de agosto de 2006. **Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus**

produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2015.

DEGANUTTI, R. et al. **Biodigestores rurais: modelos indiano, chinês e batelada.** Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Bauru, São Paulo, 2002. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Biodigestores_000g76qdzev02wx5ok0wtedt3spdi71p.pdf>. Acesso em 13 set. 2013.

ECKENFELDER JR, W. W. **Industrial Water Polution Control.** 3. Ed, EUA: McGraw-Hill, 2000. 584 p.

ESPINOZA, M. W. et al. **Índices para o cálculo simplificado de cargas orgânica e inorgânica presentes em efluentes líquidos industriais.** In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre - RS. Rio de Janeiro: ABES, 2000. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/i-082.pdf>>. Acesso em 07 ago. 2014.

GENOVESE, A. L., UDAETA, M. M., GALVAO, L. C. R. **Aspectos energéticos da biomassa como recurso no Brasil e no mundo.** In: Encontro de energia no meio rural. Campinas, 2006. Disponível em http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?pid=MSC0000000022006000100021&script=sci_arttext. Acesso em: 30 ago. 2014.

GRADY, C. P. L.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. **Biological Wastewater Treatment.** 2th ed. Inc. New York: Ed. Marcel. Dekker, 1999.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores IBGE – Estatística de produção Pecuária,** Abril-Junho 2014. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?c=1093&z=t&o=1&i=P>> Acesso em: 12 nov. 2014.

IGONI, A. H. et al. **Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste.** Applied Energy, v. 85, June 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030626190700133X>>. Acesso em 12 ago. 2014.

KONZEN, E. A. **Viabilidade ambiental e econômica de dejetos de suínos.** Sete lagoas, MG: Embrapa milho e sorgo, 2006. 27 p. Disponível em:

http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/publica/2006/documento/Doc_59.pdf. Acesso em 16 fev. 2015.

LOURENÇO, J. C.; LIMA, C. E. B. **Evolução do agronegócio brasileiro, desafios e perspectivas**. In: Observatorio de la Economía Latinoamericana, Número 118, 2009. Disponível em: <<http://www.eumed.net/cursecon/ecolat/br/09/clbl.htm>>. Acesso 12 nov. 2014.

MEDEIROS, M. B. ; LOPES, J. da S. **Biofertilizantes líquidos e sustentabilidade agrícola**. Revista Bahia Agrícola, v. 7, n. 3A, 2006. Disponível em: http://www4.seagri.ba.gov.br/pdf/comunicacao05_v7n3.pdf>. Acesso em 30 de ago. 2014.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. Boston:McGraw – Hill, 2003.

MORENO, M. T. V. **Manual de Biogás**. Editado por Proyecto CHI/00/G32 “Chile: Remoción de Barreras para la Electrificación Rural con Energías Renovables”. Santiago de Chile, 2011. Disponível em: <[http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/2BE13235AE64D19A05257CFC0076B54E/\\$FILE/as400s.pdf](http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/2BE13235AE64D19A05257CFC0076B54E/$FILE/as400s.pdf)>. Acesso em 9 set. 2014.

NASIR, I. M.; GHAZI, T. I. M. **Production of biogas from solid organic wastes through anaerobic digestion a review**. Appl Microbiol Biotechnol (2012) 95:321 – 329 DOI 10.1007/s00253-012-4152-7. Disponível em: <http://www.academia.edu/4314117/Production_of_biogas_from_solid_organic_wastes_through_anaerobic_digestion_a_review >. Acesso em 09 set. 2014.

OLIVEIRA, M.; AREND, C. O.; GERBER, W.D. **Toxicidade em efluentes industriais**. Centro Nacional de Tecnologias Limpas – CNTL, SENAI – RS. Disponível em: <http://wwwapp.sistemafiergs.org.br/portal/page/portal/sfiergs_senai_uos/senairs_uo697/proximos_cursos/Toxicidade%20em%20efluentes%20industriais.pdf>. Acesso em: 13 fev. 2015.

OLIVER, A. de P. L. et al. **Manual de treinamento em biodigestão**, 2008. Disponível em: <http://www.ieham.org/html/docs/Manual_Biodigestao.pdf>. Acesso 13 set. 2013.

PATERSON, M. **Guide to Biogas. From production to use.** 5 th, Gülzow de 2010. Published by the Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) with support of the Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection. German Federal Parliament. Disponível em: <http://mediathek.fnr.de/media/downloadable/files/samples/g/u/guide_biogas_engl_2012.pdf>. Acesso em 11 set. 2014.

PINTO, L. P. et al. **Levantamento de dados sobre os dejetos suínos e suas características.** Revista Brasileira de Energias Renováveis, v. 3, p. 179-187, 2014. Disponível em: <http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs/index.php/rber/article/view/38467/pdf_24>. Acesso 10 fev. 2015.

ROCHA, M. C. V. **Avaliação da atividade metanogênica específica (AME) em reator anaeróbio em batelada com bioaumento para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011. Disponível em: <<http://www.cabo.pe.gov.br/pners/CONTE%C3%9ADO%20DIGITAL/ATERROS%20ANIT%C3%81RIOS/REATOR%20ANAER%C3%93BICO%20EM%20ATERRO.pdf>>. Acesso em 16 fev. 2015.

ROJAS, M. P. A.; NETTO, A. L.; ZAIAT, M. **Actividad metanogénica específica en un reactor anaerobio - aerobio aplicado al tratamiento de agua residual doméstica.** Interciencia, v. 33, n. 4, Abr 2008. Disponível em: <http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442008000400010&lang=pt>. Acesso em 25 fev. 2015.

ROSA, M. F. et al. **Valorização de resíduos da agroindústria.** In: II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais - II SIGERA. Foz do Iguaçu, PR., 2011. Disponível em: <<http://www.sbera.org.br/2sigera/obras/p12.pdf>> Acesso em 27 fev. 2015.

SCAPINELLO, Jaqueline; MINARINI, Antônio Carlos; FRANCO, Gilza M. de Souza; MAGRO, Jacir dal. **Avaliação de um sistema de tratamento anaeróbio de dejetos suínos.** III SEMINÁRIO INTEGRADO: Ensino, Pesquisa e Extensão, Universidade Comunitária da Região de Chapecó – UNOCHAPECÓ, 2011. Disponível em: <<https://www.unochapeco.edu.br/static/data/portal/downloads/1500.pdf>>. Acesso em 24 ago. 2014.

SEAB PR – SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO DO PARANÁ. **Números da Pecuária Paranaense,** 2014.

Disponível em: <<http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/nppr.pdf>>. Acesso em 26 dez. 2014.

SINDICARNE PR – Sindicato da Indústria de Carnes e Derivados no Estado do Paraná. **Abate de suínos com Inspeção Federal no Paraná**. Disponível em: <<http://www.sindicarne.com.br/content/view/7179/8/>>. Acesso 10 fev. 2015.

TRISTÃO, Patrícia. **Biodigestor produz energia e fertilizantes a partir de dejetos**. CPT – Centro de produções técnicas, 1999. Disponível em: <<http://www.cpt.com.br/cursos-energiaalternativa/artigos/biodigestor-produz-energia-e-fertilizantes-a-partir-de-dejetos#ixzz2ef2ihdMI>>. Acesso em 12 set. 2013.

VEEKEN, A., KALYUZHNYI, S., SC HARFF, H., HAMELERS, B. **Effect of pH and VFA on hidrolyses of organic solid waste**. Journal of Environmental Engineering v. 126, n.12, p. 1076-1081, 2000. Disponível em: <<http://www.enzyme.chem.msu.ru/ekbio/article/jee00-12.pdf>>. Acesso em 26 de ago. 2014.

VERMA, S. **Anaerobic digestion of Biodegradable organics in municipal Solid Wastes**. Columbia niversity, 2002, 56p. Master of Science Degree in Earth Resources Engineering. Departament of Earth & Environmental Engineering. Disponível em: <<http://www.seas.columbia.edu/earth/vermathesis.pdf>>. Acesso em 26 ago. 2014.

VIEIRA, M. **Biofertilizante contém nutrientes que dejetos possuíam antes de serem processados**. Tecnologia e tratamento [online]. 2011. Disponível em: <<http://www.tecnologiaetreinamento.com.br/agroindustrias/energia-alternativa-energia/construcao-operacao-biodigestores-biofertilizantes/>>. Acesso em 24 ago. 2014.

VILAS BOAS, E. V. de B. et al. **Manejo de resíduos da agroindústria**. Lavras: Gráfica Universitária UFLA/FAEPE, 2001.

ZAHER, U. et al. **Producing Energy and Fertilizer From Organic Municipal Solid Waste**. Department ok Biological Systems Engineering. Washington State University. Ecology Publication No. 07.07.024. 2007. Disponível em: <<https://fortress.wa.gov/ecy/publications/publications/0707024.pdf>>. Acesso em 30 ago. 2014.