



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS  
CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA  
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS CONSORCIADO  
COM GLICERINA**

**NEURI REMPEL**

São Leopoldo, Junho de 2014.



NEURI REMPEL

**BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE  
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS CONSORCIADO COM  
GLICERINA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

**Orientador:** Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda

**Banca examinadora:** Prof. Dr. Fernando Fernandes  
Profª. Dra. Luciana Paulo Gomes

São Leopoldo, Junho de 2014.



R389b Rempel, Neuri  
Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos consorciado com glicerina/ Neuri Rempel – 2014.  
103 f. :il. color. ; 30cm.

Dissertação (mestre em Engenharia Civil) -- Universidade do Vale do Rio dos Sinos. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, São Leopoldo, RS, 2014.

Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda.

1. Biogás. 2. Digestão anaeróbia. 3. Resíduo sólido urbano. 4. Biodigestor. 5. Glicerina. I. Título. II. Miranda, Luis Alcides Schiavo.

CDU 662.767.2

Catálogo na Publicação:  
Bibliotecário Eliete Mari Doncato Brasil - CRB 10/1184

# **TERMO DE APROVAÇÃO**

## **BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS CONSORCIADO COM GLICERINA**

**NEURI REMPEL**

Esta Dissertação de Mestrado foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UNISINOS como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovado por:

---

Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda  
Orientador - UNISINOS

---

Prof. Dra. Luciana Paulo Gomes  
Coordenador do PPGEC/UNISINOS

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Fernando Fernandes - UEL

---

Prof. Dra. Luciana Paulo Gomes - UNISINOS

SÃO LEOPOLDO, RS – BRASIL  
Junho/2014

Morder o fruto amargo e não cuspir, mas  
avisar aos outros quanto é amargo (...)

Geir Campos





## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço sinceramente a todos que, de alguma forma, ajudaram na minha formação até o meu ingresso no mestrado.

Durante o mestrado, também muitas pessoas contribuíram para que eu conseguisse finalizá-lo, tendo como recompensa o conhecimento, tanto científico como humano. Além das pessoas, ter à disposição a estrutura oferecida pela universidade Unisinos foi de grande importância.

Primeiramente, quero agradecer meu orientador, professor Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda, pela sua generosidade em transmitir seu conhecimento, além da amigável convivência.

Agradecer a professora Dr<sup>a</sup>. Luciana Paulo Gomes, pelo exemplo de competência e dedicação ao trabalho, e por manter uma estrutura adequada para as pesquisas dentro do Laboratório de Saneamento Ambiental.

Agradecer à Vanessa Schweitzer (minha madrinha), por ter me indicado para a vaga de mestrado, mas principalmente por ter permitido uma amizade tão bacana. Obrigado pela sua confiança em compartilhar sua senha de acesso à internet, retirada de livros na biblioteca em seu nome e por me inserir ao grupo. Uma simpatia!

Agradecer à Jalir Rabello, pela sua imensa ajuda na rotina das análises e principalmente pela amizade formada ao longo do mestrado.

Agradecer à Carol Lobato, Bruna B. Serena, Marluci Souza, Alisson Schonse Francine Schulz, pela ajuda nas análises e pelo companherismo. Agradecer à Claudia Kohl e Rafaela Gomes por descontrair. Agradecer à Simone Trisch e à equipe da secretaria do PPGEC pela disposição em ajudar.

Agradecer à Elisa K. Schoenell (Lisa Gaga), Marina B. Medtler e Maura Kimura, pela amizade e por ter me recebido ao grupo com tamanho carinho.

Agradecer ao senhor Juares P. Golarte (funcionário da ETE) pela contribuição no projeto. Sua ajuda foi grandiosa. Agradecer muito ao pessoal do aterro sanitário de São Leopoldo, principalmente à equipe da esteira de triagem.

Agradecer aos meus amigos, que não encararam comigo a estrada do socorro s/n, para me ajudar com os resíduos! Mais tudo bem, os bons momentos de lazer e diversão com vocês me ajudaram a recarregar as energias e continuar em frente.

E por fim, e com toda importância merecida, quero agradecer aos meus familiares, que mesmo estando longe, contribuíram com boas energias e palavras de conforto.



## FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA

Ministério da  
Ciência e Tecnologia



CONSELHO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E  
TECNOLÓGICO





# SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>23</b>
1.1	OBJETIVOS	25
1.1.1	<i>Objetivo geral</i>	25
1.1.2	<i>Objetivos específicos</i>	25
1.2	ESTRUTURA DA PESQUISA	25
1.3	DELIMITAÇÕES DO TRABALHO	26
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>27</b>
2.1	REAPROVEITAMENTO ENERGÉTICO DA FRAÇÃO ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL DOS RSU	27
2.1.1	<i>Resíduos sólidos urbanos</i>	28
2.1.2	<i>Disposição dos RSU na cidade de São Leopoldo</i>	30
2.2	TECNOLOGIAS EMPREGADAS NO TRATAMENTO DOS RSU	31
2.2.1	<i>Biodigestão anaeróbia</i>	33
2.3	FATORES QUE AFETAM O DESEMPENHO DA BIODEGRADAÇÃO ANAERÓBIA	39
2.3.1	<i>Escolha do reator</i>	39
2.3.2	<i>Partida do reator</i>	40
2.3.3	<i>Umidade no reator</i>	41
2.3.4	<i>Massa bacteriana</i>	41
2.3.5	<i>Adição de inóculos</i>	42
2.3.6	<i>Co-substrato</i>	42
2.3.7	<i>Efeito da temperatura</i>	43
2.3.8	<i>Sobrecarga orgânica</i>	46
2.3.9	<i>pH</i>	47
2.3.10	<i>Pré-tratamento da fração orgânica</i>	49
2.3.11	<i>Outros contaminantes e inibidores</i>	50
2.4	CARACTERIZAÇÃO DO BÍOSSÓLIDO GERADO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA	51
2.5	GERAÇÃO DE BIOGÁS COM CODIGESTÃO DE GLICERINA	52
2.6	CONSIDERAÇÕES SOBRE A GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ESCALA REAL	56
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>58</b>
3.2	OPERAÇÃO DO REATOR ANAERÓBIO COM MISTURA INTERMITENTE	61
3.2.1	<i>Sistema de agitação e controle da temperatura</i>	61
3.2.2	<i>Inoculação</i>	62
3.2.3	<i>Definição do tempo de retenção de sólidos</i>	63
3.2.4	<i>Coleta das amostras</i>	63
3.3	SUBSTRATOS UTILIZADOS	63
3.3.1	<i>Fração orgânica do RSU</i>	63
3.3.2	<i>Glicerina</i>	64
3.3.3	<i>Adição de insumos</i>	65
3.4	MEDIÇÃO DA VAZÃO DE BIOGÁS, DETERMINAÇÃO DO TEOR DE METANO E AGV	65
3.4.1	<i>Medida de vazão e caracterização do biogás</i>	65
3.5	MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL	65
3.5.1	<i>Determinação de ST, SV e SF</i>	66
3.5.2	<i>Preparação da amostra sólida para a determinação de Nitrogênio Total, Fósforo e COT</i>	67
3.5.3	<i>Determinação da Acidez Total, Alcalinidade e pH</i>	67
<b>4</b>	<b>APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS</b>	<b>68</b>
4.1	CARACTERÍSTICAS DO RESÍDUO SÓLIDO	68
4.1.1	<i>Composição gravimétrica do RSU pós esteira de triagem</i>	68
4.1.2	<i>Granulometria do RSU pós esteira de triagem</i>	70
4.1.3	<i>Característica físico-química do RSU pós esteira de triagem</i>	71
4.1.4	<i>Característica do material digerido</i>	74
4.2	PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS	76

4.2.1	<i>Dados operacionais</i> .....	76
4.2.2	<i>Comportamento frente à correção do pH</i> .....	78
4.2.3	<i>Comportamento da Acidez Total, Alcalinidade</i> .....	81
4.2.4	<i>Comportamento frente à adição de glicerina</i> .....	86
4.2.5	<i>Comportamento SV e COT</i> .....	88
4.2.6	<i>Definição do melhor TRS</i> .....	90
4.3	ESTIMATIVA GERAÇÃO BIOGÁS .....	92
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>94</b>
5.1	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	94
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>96</b>





## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores energéticos de algumas reações envolvidas na DA .....	36
Tabela 2 - Produção Biodiesel no Brasil (Dados em $10^3\text{m}^3$ ).....	53
Tabela 3 – Tecnologia comercial de geração de biogás tratando RSU .....	57
Tabela 4– Dados técnicos do sistema operacional .....	60
Tabela 5 - Características físico-química do resíduo bruto ( $R_B$ ) e do inóculo .....	72
Tabela 6 - Observações sobre as bateladas desenvolvidas .....	76
Tabela 7– Dados operacionais das bateladas estudadas .....	77
Tabela 8 - Percentual de remoção dos SV e COT das bateladas .....	89
Tabela 9 – Variação na produção biogás .....	90
Tabela 10 – Dados operacionais .....	92
Tabela 11 – Geração de biogás, consumo de NaOH e Glicerina .....	93



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Composição Gravimétrica Média dos RSU no Brasil.....	29
Figura 2 - Fluxo do Processo da Digestão Anaeróbia .....	34
Figura 3 - Dependência da velocidade específica de crescimento com a temperatura.....	43
Figura 4 - Fluxograma simplificado do Processo.....	59
Figura 5 - Sistema Experimental da Digestão Anaeróbia.....	60
Figura 6 - Digestor Anaeróbio.....	61
Figura 7 - Abertura do sistema para retirada do material digerido em excesso .....	62
Figura 8 - Medidor Vazão Biogás .....	65
Figura 9 - Distribuição Gravimétrica do RSUPós esteira - Via Úmida.....	69
Figura 10– Distribuição gravimétrica do RSU Pós esteira- Base Seca.....	69
Figura 11– Granulometria do RSU estudado .....	70
Figura 12– Resíduo bruto triturado .....	73
Figura 13–Material digerido (lodo) .....	75
Figura 14– Influência da correção do pH no volume acumulado de biogás (Bateladas 01 e 02) .....	79
Figura 15 – Influência do pH elevado na batelada 04 .....	80
Figura 16– Comportamento Acidez Total, Alcalinidade e AT/Alc nas Bateladas 01 e 02.....	82
Figura 17 – Comportamento Acidez total e alcalinidade na produção de biogás (B03).....	83
Figura 18 - Comportamento Acidez total e alcalinidade na produção de biogás (B04).....	84
Figura 19 - Comportamento Acidez total e alcalinidade na produção biogás (B05) .....	84
Figura 20 – Efeito da agitação constante.....	85
Figura 21 – Bateladas com adição de glicerina .....	87
Figura 22 – Volume de biogás acumulados das bateladas .....	91
Figura 23 – Variação percentual do volume de biogás gerado.....	91



## **LISTA DE ABREVIATURAS**

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais  
AGV – Ácidos Graxos Voláteis  
EPA – US Environmental Protection Agency  
C/N – Relação Carbono-Nitrogênio  
AT/Alc – Relação Acidez Total e Alcalinidade  
DA – Digestão Anaeróbia  
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DMLU – Departamento Municipal de Limpeza Urbana  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
ETA – Estação Tratamento Água  
ETE – Estação Tratamento Esgoto  
FID – Detector de Ionização em Chama  
FISH – Fluorescentin-SituHybridization  
FORSU – Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos  
GRS – Gerenciamento Resíduo Sólido  
HAc – Ácido Acético  
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
m/m: relação massa/massa  
pH – Potencial Hidrogênio  
RSD - Resíduo Sólido Domiciliar  
RSU – Resíduo Sólido Urbano  
SV – Sólidos Voláteis  
SVR – Sólidos Voláteis Recalcitrantes  
TCO – Taxa de Carga Orgânica  
TRH – Tempode Retenção Hidráulica  
TRS – Tempo de Retenção de Sólidos  
TS – Teor de Sólidos  
UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul



## RESUMO

REMPEL, N. **Digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos consorciados com glicerina.** São Leopoldo, 2014. 103 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2014.

O aproveitamento energético da fração biodegradável dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) na forma de biogás, é uma das alternativas para minimizar os impactos sociais e ambientais causados pela disposição destes resíduos. A digestão anaeróbia sob condições controladas, objetivando o máximo de rendimento de biogás é uma alternativa promissora, principalmente quando for conduzida com o acréscimo de outros resíduos orgânicos de elevado potencial para geração de biogás, como a glicerina. A glicerina é um subproduto da produção de biodiesel e possui percentual de carbono acima de 90%, tornando-se um excelente cosubstrato para digestão anaeróbia. Esta pesquisa avaliou a geração de biogás em escala piloto, utilizando a fração orgânica do RSU pós-esteira de triagem da cidade de São Leopoldo/RS, com incremento de glicerina em relação à massa de resíduo adicionada no digestor. Utilizou-se um reator de 50L com agitação intermitente e temperatura controlada (~35°C). O incremento de glicerina possibilitou aumento de até 30% no volume de biogás gerado, além de antecipar em até 10 dias a produção máxima de biogás, quando comparado com o processo somente com os RSU. O decréscimo gradativo do pH, a elevada relação C:N no material digerido e adição de NaOH para o controle do pH, indicam que o percentual de glicerina adicionado, nas condições desse estudo pode ter sido elevado, necessitando maiores investigações para chegar no volume adequado. Os resultados observados indicam a necessidade de se determinar o percentual ótimo de glicerina a ser utilizado, o que não foi possível nesse estudo. Agitação intermitente, manutenção do pH próximo de 7,5 e Tempo Retenção de Sólidos máximo de 25 dias, foram os principais parâmetros observados para a otimização na geração do biogás, nas condições desse estudo. O volume médio de biogás produzido foi de 44 m<sup>3</sup>/ton. de RSU, com valores mínimos e máximos de 30 m<sup>3</sup>/ton. e 60 m<sup>3</sup>/ton. de RSU, respectivamente.

Palavras-chave: Biogás, Digestão Anaeróbia, Resíduos sólidos Urbanos, biodigestor, glicerina.





## ABSTRACT

Rempel, N. **Anaerobic digestion of the organic fraction of urban solid waste consortium with glycerin**. São Leopoldo, 2014. 103 p. Dissertação (Master Degree in Civil Engineering) – Postgraduate Civil Engineering Program, Unisinos, São Leopoldo.

The energetic use of the biodegradable fraction of Municipal Solid Waste (MSW) in the form of biogas is one of the alternatives to minimize the social and environmental impacts caused by the disposal of this waste. Anaerobic digestion under controlled conditions, aiming the maximum yield of biogas, is promising alternative, especially when conducted with the addition of others organic wastes with high potential for biogas generation, such as glycerin. Glycerin is a subproduct of biodiesel production and carbon percentage above 90%, making it an excellent co-substrate for anaerobic digestion. This research evaluated the generation of biogas in pilot scale, using the organic fraction of the MSW post-treadmill screening of São Leopoldo/RS, with the increase of glycerin on the mass of residue added to the digester. A 50L reactor with intermittent agitation and controlled temperature ( $\sim 35^{\circ}\text{C}$ ) has been used. The increase of glycerin made possible the raise up to 30% in the volume of generated biogas, besides anticipate within 10 days maximum biogas production compared to the process only with MSW. The gradual decrease in pH, the high C:N ratio in digested material and the addition of NaOH to control the pH, indicate that the percentage of glycerin added, under the conditions of this study may have been high, requiring further investigation to reach proper volume. The results indicate the necessity to determine the optimal percentage of glycerin to be used, which was not possible in this study. Intermittent agitation, maintaining the pH close to 7.5 and Maximum Solids Retention Time of 25 days, were the main parameters observed to optimize the generation of biogas, in the conditions of this study. The mean volume of biogas produced was  $44\text{m}^3/\text{ton}$  of MSW with minimum and maximum values of  $30\text{ m}^3/\text{ton}$  and  $60\text{ m}^3/\text{ton}$  MSW, respectively.

Key-words: Biogas, Anaerobic Digestion, Municipal solid waste, Digester, Glycerin.



# 1 INTRODUÇÃO

A perspectiva de um planeta mais sustentável, com menor impacto ambiental pelas atividades antropogênicas, vem sendo sinalizadas com o desenvolvimento de fontes energéticas alternativas em substituição as atuais fontes de origem fóssil. Segundo Trevisan (2010), 80% da matriz energética do Brasil provêm de hidrelétricas, tendo potencial de exploração para outras fontes de energia, como energia eólica, solar e principalmente energia proveniente da biomassa.

A geração de biogás é uma fonte de energia alternativa atrativa para as condições brasileiras. Atualmente, em diferentes locais do país, gera-se biogás a partir de resíduos da atividade agrícola, dejetos de gado leiteiro e suínos, lodos de estação de tratamentos e também com resíduos orgânicos domiciliares. Muitos resíduos agrícolas e industriais são candidatos ideais para a digestão anaeróbia, pois eles contêm altos níveis de materiais facilmente biodegradáveis (CHEN et al., 2008; SILES et al. 2010).

Segundo ABRELPE (2011) a fração orgânica do RSU gerado no Brasil equivale aproximadamente a 51%. O encaminhamento do material orgânico aos aterros sanitários, além de ocupar considerável volume, colabora na emissão de gases de potencial efeito estufa, como o metano e o dióxido de carbono.

A vantagem mais importante continua a ser o fato de que a digestão anaeróbia permite a recuperação de energia renovável a partir de resíduos orgânicos. O expressivo aumento nos preços da energia e a perspectiva de energia renovável a partir de um gás de efeito estufa, irá estimular ainda mais, a implementação da tecnologia de digestão para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos (BAERE e MATTHEEWS,2008).

Diversas tecnologias estão atualmente disponíveis para o tratamento destes resíduos, como a incineração e compostagem. No entanto, ambos os processos resultam em problemas: o primeiro consome muita energia devido ao elevado teor de umidade dos resíduos (KOMEMOTO et al. 2009), enquanto no segundo os grandes volumes de resíduos gerados exigem a aplicação em larga escala, o que nem sempre é possível nos grandes centros urbanos, principalmente devido a limitações de espaço.

Em aterros sanitários ocorre a biodegradação dos resíduos orgânicos inicialmente por decomposição aeróbia seguida por digestão anaeróbia. Entretanto, esse sistema permite pouco controle sobre as variáveis pertinentes à geração de biogás. Para se ter um melhor

aproveitamento do potencial de geração de biogás é necessário o uso de bioreatores operando em condições controladas que permitam a maximização do processo.

A biodigestão anaeróbia é um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre no qual, diversas espécies de microorganismos interagem para converter compostos orgânicos complexos em gases como CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (LEITE et al. 2009). As proporções destes compostos são variáveis, sendo o metano e o dióxido de carbono os constituintes presentes em maiores concentrações. Dependendo do tipo do resíduo, do tratamento e, de acordo com a eficiência do processo, o biogás chega a conter entre 40 e 80% de metano (FIGUEIREDO, 2011).

No processo anaeróbio existem dois estágios básicos, no primeiro, moléculas orgânicas complexas são convertidas em compostos orgânicos mais simples, como os ácidos graxos voláteis (AGV) e no segundo, ocorre a conversão dos AGVs em biogás, composto principalmente de metano e gás carbônico (BARCELOS, 2009).

Fatores como o tipo e a concentração do substrato, temperatura, umidade, pH, composição microbiana e percentual de inoculação, podem afetar o desempenho do processo de digestão anaeróbia no biorreator. Além disso, a escolha do tipo de digestor empregado é muito importante para o rendimento na geração de biogás.

A codigestão de outros resíduos como a glicerina, principal subproduto da produção do biodiesel, vem sendo empregada como alternativa para o aumento na produção de biogás. Todavia, há necessidade de ampliar as pesquisas neste sentido visando o estabelecimento de condições ótimas de operação que permitam estabelecer relações entre diferentes substratos e o aumento de produtividade, principalmente considerando as condições brasileiras. O favorecimento na geração de biogás pelo uso da glicerina como cosubstrato permite a interação de duas tecnologias distintas, porém com a mesma finalidade: geração de energia a partir de uma fonte renovável em alternativa à energia de origem fóssil, e o uso de um resíduo industrial com a mesma finalidade.

Diante do exposto, a pesquisa aqui proposta tem relevância social, econômica e ambiental. O aproveitamento energético presente na fração facilmente biodegradável dos RSU reduzirá o volume de materiais dispostos em aterros sanitários diminuindo a demanda cada vez maior por áreas para novos aterros sanitários o que atenuará os impactos sociais causados por estas estruturas. No aspecto econômico, a produção de biogás fornece uma alternativa

renovável de energia, com o uso do metano em substituição a fontes fósseis, além do uso na geração de energia elétrica e térmica, contribuindo para o quadro energético brasileiro. As contribuições ambientais estão associadas a menor geração de lixiviado e esse com menor carga orgânica além da diminuição de emissões de gases do efeito estufa.

Esta dissertação faz parte de uma rede de pesquisa denominada TECRESOL, onde um grupo de universidades em diferentes estados do país, e ao qual faz parte a Universidade Unisinos, objetiva desenvolver metodologias e tecnologias para a gestão sustentável dos RSU. A estabilização da parcela biodegradável dos resíduos sólidos domésticos (RSD), rejeitos da Central de triagem de resíduos do aterro sanitário da cidade de São Leopoldo será estudada, concomitantemente, através da compostagem (via aeróbia) e da digestão anaeróbia.

## **1.1 OBJETIVOS**

### **1.1.1 Objetivo geral**

Estudar a produção de biogás a partir da biodegradação anaeróbia da fração biodegradável pós-esteira de triagem dos RSU, com adição de glicerina, utilizando reator de mistura intermitente.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

Os objetivos específicos são:

- Avaliar a produção de biogás a partir da fração biodegradável do RSU;
- Estudar a utilização da glicerina como um cosubstrato para maximizar a produção de biogás conjuntamente com a fração biodegradável do RSU.
- Identificar o melhor tempo de retenção de sólidos para fração biodegradável de RSU utilizando, reator anaeróbio com mistura intermitente;
- Identificar as principais condições operacionais de controle visando otimizar a geração de biogás, com e sem adição de glicerina;

## **1.2 ESTRUTURA DA PESQUISA**

Esta dissertação está estruturada em cinco capítulos. O primeiro capítulo introduz o tema de estudo, justificativa da pesquisa e os objetivos propostos. No segundo capítulo, encontra-se a revisão bibliográfica, a qual abrange assuntos pertinentes à digestão

anaeróbia.No capítulo três será descrita a metodologia adotada nesse estudo. No capítulo quatro, serãoapresentados e discutidos os resultados obtidos. As considerações finais, indicações para trabalhos futuros e conclusões obtidas estão no capítulo 5.

### **1.3 DELIMITAÇÕES DO TRABALHO**

Trata-se de um estudo exploratório, com a finalidade de identificar as melhores condições operacionais que apontam para o melhor rendimento da produção de biogás, considerando as características dos resíduos sólidos urbanos da cidade de São Leopoldo/RS.

A única característica modificada no RSU bruto foi a granulometria, modificada pela trituração. Considerando a heterogeniedade do material coletado pós-esteira de triagem,é previsível flutuações nas cargas orgânicas aplicadas.

A determinação qualitativa do biogás, mensurada a partir da concentração do metano na mistura, estava prevista no projeto. No entanto, por motivos operacionais, relacionados ao cromatógrafo, não foi possível determinar a concentração do metano na mistura do biogás gerado. O mesmo aconteceu com a determinação nas concentrações de AGV's.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A digestão anaeróbia é uma tecnologia que vem tomando espaço graças a melhorias relacionadas à engenharia de novos biodigestores, à ampla variedade de resíduos que podem ser digeridos ou usados como codigestão, e principalmente por se obter como produtos o biogás e biofertilizante.

Segundo Carneiro (2005), todo resíduo tem um conteúdo energético capaz de ser recuperado com o emprego de tecnologia adequada. O aproveitamento energético disponível nos resíduos pode contribuir para resolver a problemática enfrentada pela população mundial, frente ao acúmulo crescente dos resíduos sólidos urbanos e suas formas de disposição final, além de favorecer a geração de energia de maneira sustentável.

Desta forma, este capítulo faz um apanhado das principais questões que envolvem o uso deste tipo de solução para os RSU, desde as características da biomassa até as tecnologias empregadas, com ênfase nos resultados observados na literatura.

### 2.1 REAPROVEITAMENTO ENERGÉTICO DA FRAÇÃO ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL DOS RSU

Segundo ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais) em 2012 foram gerados 62.730.096 toneladas de resíduo sólido urbano (RSU), indicando um aumento de 1,3% em relação ao ano de 2011. Esse aumento vem a corroborar com o relatório mais atual do SNIS (2013), que apresenta a produção *per capita* de resíduo sólido no Brasil em 0,96 kg/hab./dia, um acréscimo unitário de 3% em relação ao ano anterior. Na região sul a produção per capita de resíduo é de 0,77 kg/hab./dia (SNIS, 2013).

Conforme dados do censo 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) a população brasileira aumentou 12,3% comparada com o censo de 2000. O censo 2010 mostra também que a população é mais urbanizada que 10 anos antes, quando 81% dos brasileiros viviam em áreas urbanas. Em 2010, passaram a ser 84%.

Neste contexto, o que vem preocupando a comunidade científica não é apenas o crescimento populacional, mas sim a forma como a população esta consumindo os recursos naturais ainda disponíveis. Segundo Lima (2007) a forma de consumo é muito mais significativa do que o aumento da população como causadora dos impactos ambientais, visto que nos últimos anos a geração de energia aumentou drasticamente para atender demandas tanto no setor industrial quanto doméstico. Ainda segundo Lima (2007), antes da revolução

industrial o homem fazia parte do ecossistema natural e suas ações não o impactavam. Os produtos eram usados e reutilizados por muitos anos e os resíduos eram reciclados por processos naturais de decomposição.

### **2.1.1 Resíduos sólidos urbanos**

O aumento da quantidade de resíduos sólidos está ocasionando efeitos ambientais desfavoráveis (CASTILLO M. et al, 2006). Neste contexto, os aterros sanitários se apresentam como formas de disposição de resíduos no solo, realizadas de maneira segura e econômica, utilizando métodos de confinamento que utilizam a menor área possível (FIGUEIREDO, 2011). Contudo, Figueiredo (2011) ressalta que a gestão dos RSU deve preocupar-se inicialmente em reduzir o volume de lixo gerado, reciclar todo o resíduo possível (orgânico e inorgânico), realizar o tratamento térmico do restante aproveitando todo o seu potencial energético e por fim, enviar apenas os rejeitos aos aterros sanitários, diminuindo assim as áreas necessárias para esta destinação final. Isso vem a corroborar com a afirmação de Reichert (2005), de que a disposição final em aterro sanitário está sendo cada vez mais reservada àquela fração dos resíduos que já foram pré-tratados ou que não tenham alternativa de reutilização.

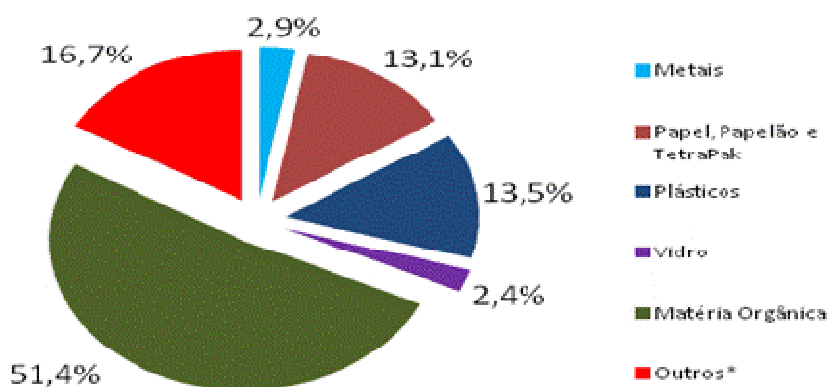
Devido à falta de espaço físico nos grandes centros urbanos e a saturação dos aterros locais, os RSU estão sendo transportados a distâncias cada vez maiores, aumentando os custos de sua disposição final e contribuindo com a emissão de gases de efeito estufa, provenientes de seu transporte (FIGUEIREDO, 2011). Esta é a realidade, por exemplo, da cidade de Porto Alegre/RS que, segundo o DMLU, destina grande parte do seu resíduo para a cidade de Minas do Leão a aproximadamente 113 km da capital gaúcha. Para Cortez (2011), o distanciamento é o resultado não apenas de falta de área disponível, mas também de rejeição da sociedade pela construção de aterros próximos a áreas residenciais, visto que a construção resulta em depreciação imobiliária, intensa movimentação de caminhões, forte odor desagradável, ruído, poluição visual, além da possibilidade de poluição do solo e das águas.

A composição gravimétrica média dos RSU coletados no Brasil apresenta em média 51,4% de matéria orgânica, o equivalente a aproximadamente 30 milhões de toneladas/ano (ABRELPE, 2012). A composição dos resíduos de um local varia em função de diferentes fatores, como o número de habitantes do município, o nível educacional da população, o poder aquisitivo e a renda familiar, os hábitos e os costumes da população, as condições climáticas e sazonais e a industrialização de alimentos (REICHERT, 2005; LEITE, 2008;), ou seja, os mesmos fatores que também diferenciam as comunidades entre si



(CASTILHOS Jr.et al. 2003).Em relação à composição dos resíduos sólidos, sabe-se que o excesso de matéria orgânica entre os componentes do lixo doméstico, com valores acima de 50%, é uma característica típica dos países em desenvolvimento, associado, entre outros fatores, à falta de preparo prévio de frutas e vegetais, à pequena quantidade dos demais componentes e à falta de equipamentos domésticos adequados para o reaproveitamento dos alimentos (ALVES, 2008).

A figura 01 apresenta a Composição Gravimétrica média dos RSU no Brasil.



**Figura 1 – Composição Gravimétrica Média dos RSU no Brasil**

Fonte: Adaptado da Pesquisa ABRELPE 2012 e Plano Nacional de Resíduos Sólidos – Versão pós Audiência e Consulta Pública para Conselhos Nacionais (Fevereiro/2012)<sup>1</sup>.

Conforme se pode observar na composição gravimétrica média dos RSU brasileiro, a matéria orgânica, aqui expressa em massa úmida, é majoritária. Segundo Silva (2009) os resíduos sólidos orgânicos constituem a parte putrescível e não putrescível dos resíduos sólidos urbanos, dos resíduos sólidos rurais ou agrícolas, de alguns tipos de resíduos industriais e resíduos provenientes de estações de tratamento de água (ETA's), estações de tratamento de esgoto doméstico (ETE's), da coleta e processamento de resíduos recolhidos nas áreas urbanas, como restos de alimentos, papel, papelão, cortes de gramado, podas de árvores, resíduos gerados de indústrias de alimentos e resíduos gerados de atividades agrícolas, como ração, adubos, restos de colheita, entre outros.

A fração orgânica dos RSU é uma grande fonte de energia renovável em potencial que pode ser explorada em uma base sustentada se tratado sob condições controladas para reduzir o impacto ambiental e recuperar energia (SHAHRIARI et al. 2012). Neste contexto, segundo Santos et al. (2011), os tratamentos que visem o desvio da parcela orgânica do

<sup>1</sup> A parcela "outros" não foi detalhada pela fonte consultada.

caminho do aterro sanitário são bastante importantes e merecem atenção especial no Gerenciamento de Resíduos Sólidos (GRS), uma vez que diminuem a carga orgânica do lixiviado produzido e são capazes de fornecer subprodutos reaproveitáveis, como adubos orgânicos (caso da compostagem), efluentes com características fertilizantes (contendo nutrientes necessários ao desenvolvimento de culturas) e biogás (caso da digestão anaeróbia).

De acordo com Barcelos (2009) uma quantidade expressiva de matéria orgânica é disposta irregularmente no país, o que gera impactos negativos ao meio ambiente. Para a autora, esses impactos justificam o desenvolvimento de alternativas tecnológicas que objetivem o aproveitamento racional da matéria orgânica, propiciando a redução dos impactos e a melhoria da qualidade de vida da população. A coleta seletiva visando à reciclagem de vidros, plásticos e metais somados com o tratamento da fração orgânica destacando a compostagem, a vermicompostagem e a digestão anaeróbia são algumas alternativas citadas pela autora.

No entanto, segundo Curry e Pillay (2012), não há uma solução simples para o problema dos resíduos. Historicamente, o aterro tem sido uma opção mais barata para o desenvolvimento urbano e a digestão anaeróbia ainda tem que fazer uma grande migração para o ambiente urbano. De acordo com as expectativas desses autores, os custos da disposição em aterros sanitários vão continuar a subir, tanto monetariamente como ambientalmente e reatores anaeróbios de pequenas escalas serão alternativas dentro das cidades para o tratamento da fração orgânica, reduzindo simultaneamente os requisitos de energia externa e os gases do efeito estufa.

### **2.1.2 Disposição dos RSU na cidade de São Leopoldo**

O resíduo gerado pela população da cidade de São Leopoldo é destinado ao aterro sanitário da cidade. O aterro sanitário de São Leopoldo/RS é administrado pela empresa SL Ambiental que tem convênio com a cooperativa de catadores Cooperesíduos que trabalham na usina de triagem estabelecida dentro do próprio aterro. Segundo Ghesla e Gomes (2011), são geradas em média 130 toneladas diárias de RSU no município de São Leopoldo. Essa quantidade média manteve-se no ano base de 2013, segundo a secretaria de serviço público da cidade de São Leopoldo.

Em seus estudos, Ghesla e Gomes (2011) destacam que na cidade de São Leopoldo a participação da população na coleta seletiva ainda é baixa, o que exige maior investimento em programas de divulgação e educação. Em relação à coleta seletiva, as autoras relatam que

90% dos resíduos não recicláveis ou que não foram triados nas Centrais de Triagem de São Leopoldo são destinados ao aterro sanitário. Aterro Sanitário, pelo menos em São Leopoldo, é um sistema de disposição final, já que o biogás gerado não é aproveitado (o gás é simplesmente queimado nos flaires instalados), concluem.

No estudo de Schneider (2012), onde se aprofundou a composição gravimétrica dos resíduos pré e pós-esteira de triagem na cidade de São Leopoldo, verificou-se que a soma dos percentuais de plásticos, vidros, metais e papéis que são destinados ao aterro local, somam aproximadamente 36% (base úmida). Nesse estudo, o autor pesquisou a eficiência do processo de triagem e constatou diminuição no percentual de materiais retidos na esteira somente para plásticos rígidos (PET, PVC, PP, PEAD), plásticos maleáveis, papel/papelão e metais ferrosos, que são materiais com maior valor de venda.

Todavia, o desperdício de materiais destinados ao aterro sanitário não se limita apenas à realidade da cidade de São Leopoldo. Segundo Vimieiro e Lange (2011), as unidades de triagem e compostagem ao longo do país não têm obtido a eficiência operacional esperada, com baixo aproveitamento dos materiais recicláveis, grandes quantidades de inertes na compostagem e elevada porcentagem de rejeitos encaminhados para a disposição final.

## **2.2 TECNOLOGIAS EMPREGADAS NO TRATAMENTO DOS RSU**

Segundo Carneiro (2005), todo resíduo tem um conteúdo energético capaz de ser recuperado com o emprego de tecnologia adequada. A recuperação energética a partir da fração orgânica dos RSU é uma questão urgente a ser aprimorada devido ao significativo volume desta fração destinada aos aterros sanitários e em muitos casos em lixões a céu aberto. Em relação às escolhas de tratamento dos RSU, Carneiro (2005) chama a atenção em relação ao percentual de umidade dos resíduos orgânicos, destacando que alguns destes perdem suas características iniciais, o seu valor energético e mecânico, em contato com outros resíduos que cedem umidade, provocando a degradação do mesmo ou sua unificação a outros resíduos, como é o caso do papel.

A digestão anaeróbia (DA) sob condições controladas é uma técnica apropriada para o tratamento da fração orgânica dos RSU e é atualmente empregada principalmente na Europa. A baixa produção de bio sólidos, baixo consumo de energia e as altas taxas de produção de biogás controlada que pode ser considerada uma fonte de energia renovável, são os principais benefícios do processo (SHAHRIARI et al. 2012). Mas é importante salientar que, a utilização da tecnologia da DA está atrelada diretamente ao custo e disponibilidade de

energia. Nos países industrializados, o custo relativamente baixo da energia, fez com que até recentemente a compostagem aeróbia e o aterro sanitário fossem as tecnologias mais utilizadas (REICHERT, 2005).

O aproveitamento energético do biogás em aterros sanitários apresenta viabilidade econômica e ambiental, conforme demonstrado por alguns estudos (ALVES, 2008; FIGUEIREDO, 2011). Alves (2008), porém, enfatiza que o aproveitamento energético do metano gerado em aterros requer valores mínimos de produção para que seja viável economicamente. De acordo com Johannessen (1999) apud Figueiredo (2011) são gerados, em média, 200 Nm<sup>3</sup> de biogás<sup>2</sup> para cada tonelada de resíduo disposto em aterro sanitário. Para que se torne viável explorar a recuperação energética do biogás, o aterro deve receber, no mínimo, 200 toneladas de resíduos diariamente e ter capacidade de 500 mil toneladas ao longo de sua vida útil. Além da viabilidade energética, Castillo M et al. (2006) considera que a DA usada como um tratamento preliminar ou local, irá diminuir o volume de resíduos destinados ao aterro aumentando sua vida útil.

No Brasil, quando a fração orgânica recebe tratamento, geralmente é utilizada a técnica da compostagem (BARCELOS, 2009), pois os processos anaeróbios empregados no tratamento de resíduos sólidos ainda não constituem uma prática muito difundida (LEITE et al. 2009). Em geral, resíduos orgânicos de cozinha, com maior umidade, são mais propícios à degradação anaeróbia; e resíduos com alto teor de lignina e celulose, como resíduos de podas e jardins, são mais indicados para a degradação aeróbia (compostagem). De acordo com Bouallaguet al (2005), resíduos de frutas e vegetais apresentam em média 75% de matéria com fácil biodegradação (açúcares e hemicelulose), 9% de celulose e 5% lignina. Segundo Reichert (2005), a lignina é um material complexo de difícil degradação por bactérias anaeróbias e constitui a fração de sólidos voláteis recalcitrantes (SVR) nos resíduos orgânicos municipais. Desta forma a compostagem pode complementar a digestão anaeróbia no tratamento da fração orgânica dos RSU.

A incineração é outra opção para o aproveitamento energético da fração orgânica e essa tecnologia é muito empregada, especialmente em países desenvolvidos como, por exemplo, no Japão, onde não se pode admitir a ocupação de território com aterros sanitários. No entanto, devido ao teor de umidade, a incineração do resíduo sólido orgânico requer muita energia (KOMEMOTO et al., 2009). Quando comparado com a incineração, a

---

<sup>2</sup> A Unidade Normal Metro Cúbico (Nm<sup>3</sup>) é referente à Condição Normal de Pressão e Temperatura (CNPT) a 0°C e 1 atm (FIGUEIREDO, 2011)

biometanização do RSU permite uma maior valorização por se obter produtos finais comercializáveis como composto e o biogás. Além do mais, a digestão anaeróbia tem maior potencial para tratar a fração “úmida” do resíduo urbano que não é apta para a incineração (CARNEIRO, 2005).

### **2.2.1 Biodigestão anaeróbia**

A biodigestão anaeróbia é um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre no qual diversas espécies de microrganismos interagem para converter compostos orgânicos complexos em  $\text{CH}_4$ , compostos inorgânicos como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (LEITE et al. 2009), além de um resíduo com uma pequena concentração de sólidos voláteis ou orgânicos, complementa Carneiro (2005). A DA é um processo encontrado em muitos ambientes naturais ocorrendo em ambientes anóxicos, incluindo cursos de água, sedimentos, solos encharcados e no intestino de mamíferos (WARD et al 2008). Não é possível a produção de metano em ambientes onde se encontra exclusivamente oxigênio, nitrato ou sulfato funcionando prontamente como aceptores finais de elétrons. De acordo com Silva (2009) no processo da biodigestão são utilizados como aceptores finais de elétrons íons do tipo  $\text{NO}_3^-$ , resultando na redução de nitrato a nitrogênio molecular;  $\text{SO}_4^{2-}$ , na redução de sulfato a gás sulfídrico  $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{CO}_2$  reduzindo-se a metano.

Em princípio, todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela via anaeróbia, sendo que o processo se mostra mais eficiente e mais econômico quando os dejetos são facilmente biodegradados (CHERNICHARO, 1997). Assim, digestão anaeróbia representa uma oportunidade para diminuir a poluição ambiental e, ao mesmo tempo, proporcionar biogás e fertilizantes orgânicos ou material de suporte para biofertilizantes (KHALID, et al. 2011).

#### **2.2.1.1 Etapas da biodigestão anaeróbia**

De acordo com Carneiro (2005) e Silva (2009) a formação do biogás esta compreendida em 04 etapas:

A) Hidrolítica: nesta etapa as moléculas orgânicas complexas são transformadas, em uma ação controlada por enzimas extracelulares, em compostos mais simples e solúveis como aminoácidos, açúcares e ácidos graxos de cadeia curta, álcoois,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$ .

B) Fermentação Acidogênica: os produtos formados na hidrólise atravessam as paredes celulares e no interior das células se transformam em compostos mais simples como acetatos, proprianatos, fórmico, butiratos, aminoácidos, alcoóis, além de compostos minerais como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , etc.

C) Acetogênica: Nessa etapa microorganismos degradam ácidos graxos e alcoóis da etapa anterior em acetato,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$  que são substratos para a formação do metano.

D) Etapa Metanogênica: aqui os microorganismos metanogênicos são os responsáveis pela formação do metano a partir de substratos monocarbonados ou com átomos de carbonos unidos por ligações covalentes: acetato,  $\text{H}_2$ ,  $\text{CO}_2$ , formiato, metanol, e algumas metilaminas. O metano pode ser produzido pelas bactérias acetoclásticas a partir da redução do ácido acético ou pelas hidrogenotróficas, a partir de hidrogênio e dióxido de carbono.

A figura 02 ilustra de forma resumida o processo da geração de biogás.

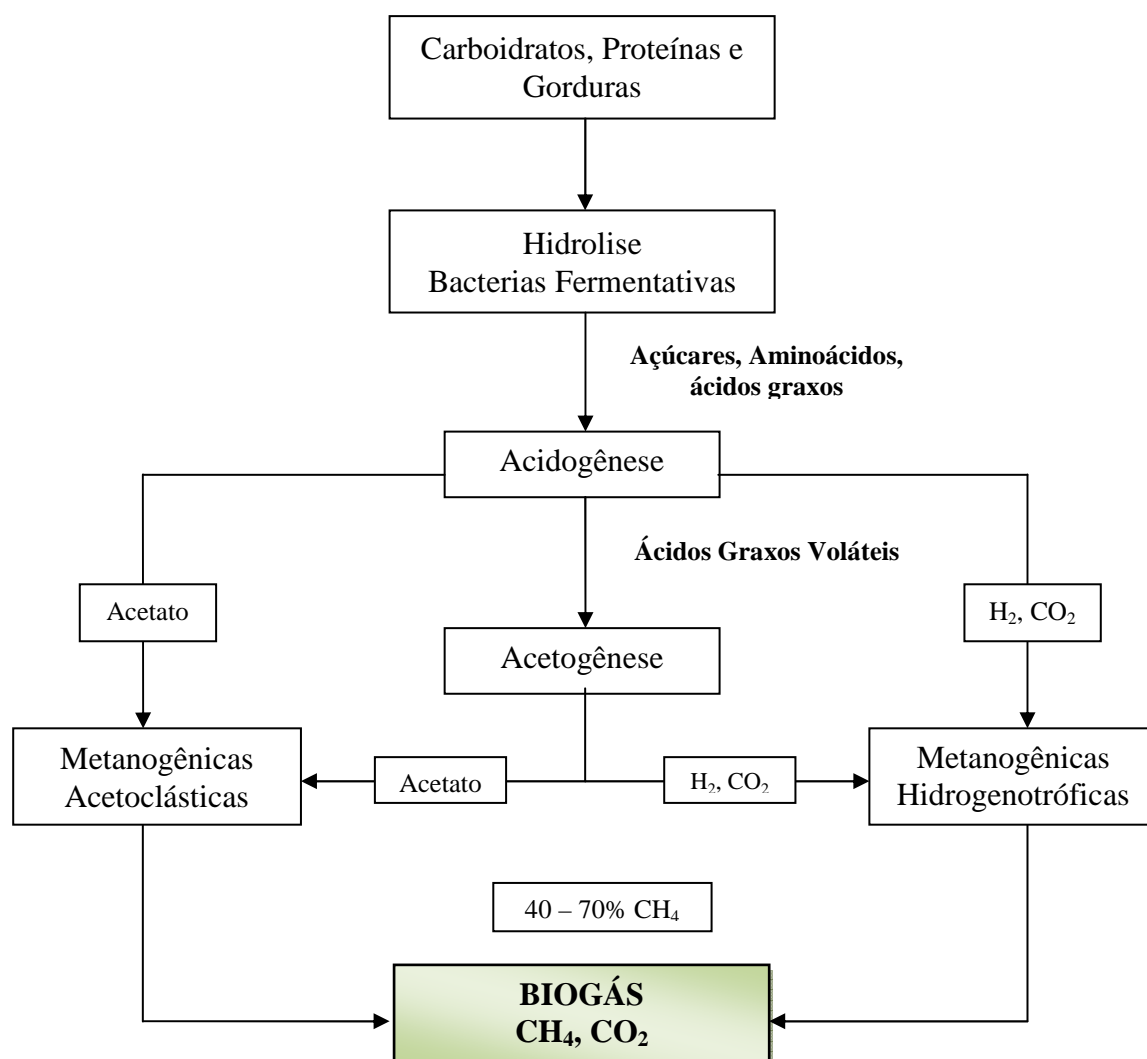


Figura 2 - Fluxo do Processo da Digestão Anaeróbia

Fonte: Adaptado de Li et al (2011)

Dependendo da composição química do substrato a ser tratado, Chernicharo (1997) acrescenta mais uma fase. Dejetos que contenham compostos de enxofre são submetidos à fase de sulfetogênese. Durante este processo, sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfetos, através da ação de um grupo de bactérias anaeróbias restritas, denominadas bactérias sulforedutoras. Estas bactérias utilizam uma ampla gama de substratos, incluindo toda a cadeia de ácidos graxos voláteis, diversos ácidos aromáticos, hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açúcares, aminoácidos e vários compostos fenólicos. Dessa forma, bactérias sulforedutoras passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas pelos substratos disponíveis (CHERNICHARO, 1997).

Há uma relação muito estreita entre os microorganismos envolvidos na etapa da formação do metano. As bactérias metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acetogênicas que são dependentes das acidogênicas e estas das hidrolíticas (SILVA, 2009), configurando, portanto em uma interação comensal (CHERNICHARO, 1997). As fases e as várias etapas do processo de digestão anaeróbia são mediadas por microorganismos e enzimas sintetizadas pelos mesmos. Cada etapa corresponde a uma seqüência, que se desenvolve em paralelo ou em série. As reações bioquímicas desenvolvidas no processo podem ser espontâneas a determinadas condições de pH, temperatura e pressão (SILVA, 2009).

#### **2.2.1.2 Interações cinética e termodinâmica envolvida na biodigestão anaeróbia**

O tratamento anaeróbio envolve processos metabólicos complexos onde cada etapa apresenta diferentes graus de susceptibilidade às limitações de ordem cinética, termodinâmica e transferência de massa, ou à ausência de condições ideais de crescimento (AQUINO & CHERNICHARO, 2005).

A termodinâmica tem um papel importante na degradação de vários compostos orgânicos e por isso é um fator significativo na compreensão metabolismo anaeróbico (MONTERO et al. 2010). Em relação às limitações termodinâmicas é necessário avaliar a espontaneidade da reação envolvida no processo através da quantificação da energia livre padrão, também denominada energia de Gibbes ( $\Delta G$ ). Os processos metabólicos serão favoráveis, ou seja, ocorrerão de forma espontânea se a energia livre padrão for negativa ( $\Delta G_0 < 0$ ).

Como pode ser visto na tabela 1, as reações acetogênicas não são termodinamicamente favoráveis em condições padrão ( $\Delta G^0 > 0$ ). No entanto, elas ocorrem naturalmente em biodigestores anaeróbios. Microrganismos acetogênicos convertem compostos orgânicos intermediários como propionato e butirato em acetato (SILVA, 2009). Segundo Chernicharo (1997), estas reações tornam-se favoráveis com a diminuição da concentração do  $H_2$  do meio através de reaçõesceptoras de elétrons, concordando com Silva (2009) que afirma que nos casos em que  $\Delta G^0$  for maior que zero, em condições ambientais, os processos metabólicos só serão termodinamicamente favoráveis se os produtos das reações forem mantidos em baixas concentrações. Assim, a oxidação de propionato e butirato só é termodinamicamente possível se a pressão parcial de hidrogênio for mantida entre  $10^{-6}$  e  $10^{-4}$  atm (CHERNICHARO, 1997; AQUINO e CHERNICHARO, 2005). Estas baixas pressões parciais só podem ser mantidas se o hidrogênio formado for rapidamente consumido (LETTINGA et al. 1996 apud CHERNICHARO, 1997). De acordo com Silva (2009) em sistemas de tratamento anaeróbio, as principais vias de remoção de hidrogênio ocorrem a partir da metanogêneshidrogenotrófica e da sulfetogênese.

**Tabela 1 - Valores energéticos de algumas reações envolvidas na DA**

Etapas	Reação	$\Delta G^0$
Acidogênese	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 4H_2$ Glicose Acetato	-206 kJ/reação
	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$ Glicose Propionato	-358 kJ/reação
	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COO^- + 2CO_2 + H^+ + 2H_2$ Glicose Butirato	-255 kJ/reação
Acetogênese	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$ 3H <sub>2</sub> Propionato Acetato	+76,1 kJ/reação
	$CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3HCOO^-$ Propionato Acetato	+72,2 kJ/reação
	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$ ButiratoAcetato	+48,1 kJ/reação
Metanogênese	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$ Acetato Metano	-31 kJ/reação
	$H_2 + \frac{1}{4} HCO_3^- + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} H_2O$	-33,9 kJ/reação
	$HCOO^- + \frac{1}{4} H_2O + \frac{1}{4} H^+ \rightarrow \frac{1}{4} CH_4 + \frac{3}{4} HCO_3^-$ Formiato	-32,6 kJ/reação

Fonte: adaptado de Aquino &Chernicharo (2005).



Os ácidos graxos voláteis (AGV) são produtos intermediários que se formam durante a degradação de carboidratos, proteínas e lipídios na etapa acidogênica da digestão anaeróbia (TREVISAN, 2010). Para Chernicharo (1997), os mais importantes ácidos voláteis intermediários, precursores da formação do metano, são o ácido acético e o propiônico. O ácido propiônico resulta principalmente da fermentação de carboidratos e proteínas presentes, sendo que cerca de 30% do composto orgânico é convertido neste ácido antes que possa ser convertido em metano. O ácido acético é formado praticamente a partir de todos os compostos orgânicos, tornando-se o mais abundante. Contudo, segundo estudo de Montero et al. (2010) a dinâmica da população metanogênica está estreitamente correlacionando, em particular, com o ácido butírico. Durante a fase de arranque, o consumo de ácido butírico está relacionado com a população de metanogênicas consumidoras de  $H_2$  ( $R^2 = 0,774$ ), enquanto que na fase de estabilização, ele está relacionado com o de metanogênicas acetoclásticas ( $R^2 = 0,716$ ).

Os AGV's podem ser substâncias promovedoras, inibidoras ou tóxicas para os microorganismos fermentativos, dependendo da sua concentração. Em baixas concentrações os AGV não causam efeitos sobre os microorganismos, enquanto que, em altas concentrações, podem se tornar inibidores do processo fermentativo. Os AGV em sua forma dissociada, podem atravessar a parede celular dos microorganismos e provocar uma queda do pH no interior da célula, fazendo com que ela utilize a energia que seria empregada no crescimento microbiano para estabilizar suas condições fisiológicas. Deste modo, ocorre a redução de energia necessária para o crescimento microbiano, prejudicando-o (TREVISAN, 2010).

Quando se trata de matérias primas que são rapidamente hidrolizadas, as metanogêneses não serão capazes de metabolizar o acetato produzido pelos organismos acetogênicos até que o número de organismos metanogênicos tenha aumentado de forma suficiente (WARD et al. 2008). Microorganismos fermentativos são os primeiros a atuar na etapa sequencial de degradação do substrato, e são os que mais se beneficiam energeticamente. Por causa disso, bactérias acidogênicas possuem baixo tempo mínimo de geração (~30 minutos) e as mais elevadas taxas de crescimento do consórcio microbiano, enquanto que bactérias metanogênicas são de lento crescimento, com um tempo de geração mínimo de 2 a 3 dias, além de serem extremamente dependentes da manutenção de condições ótimas de crescimento (AQUINO E CHERNICHARO, 2005; TREVISAN, 2010).

### **2.2.1.3 Interação entre carga e população bacteriana na biodigestão anaeróbia**

Em um sistema de tratamento anaeróbio bem balanceado, todos os produtos resultantes do metabolismo bacteriano gerados em uma etapa são convertidos para a etapa

seguinte, sem a acumulação significativa de produtos intermediários (SILVA, 2009). O resultado global é uma conversão quase completa do material orgânico biodegradável por via anaeróbia em produtos finais, como o metano, dióxido de carbono, sulfureto de hidrogênio e amoníaco (BOUALLAGUI et al. 2005). Quando uma população de bactérias metanogênicas se encontra presente em quantidade suficiente, e as condições ambientais no interior do sistema de tratamento são favoráveis, estas utilizam os ácidos intermediários (AGV) tão rapidamente quanto estes são formados. Entretanto, se as bactérias metanogênicas não estiverem presentes em número suficientes, ou se estiverem expostas em condições ambientais desfavoráveis resultará em um acúmulo de ácido no sistema. Nestas condições, a alcalinidade é consumida rapidamente e os ácidos livres, não neutralizados, provocam a queda do pH (CHERNICHARO, 1997).

No entanto, um choque de carga, principalmente com substratos facilmente biodegradáveis, pode acarretar na acidificação do biodigestor devido a limitações de ordem cinética e termodinâmica, ou seja, comprometerá o crescimento de alguns grupos de microorganismos e o meio favorecerá a formação de compostos com potencial inibidor.

Em cada etapa do processo, a produção de gás e taxas de decomposição de resíduos orgânicos é influenciados por fatores ambientais tais como temperatura, pH, tempo de retenção hidráulico (TRH) e concentração do substrato (KOMEMOTO, et al., 2009). Além desses fatores, Barcelos (2009) cita outros “*intervenientes*” que afetam o equilíbrio da digestão, tais como umidade, substâncias inibidoras da metanogênese, nutrientes e tamanho das partículas.

Os parâmetros mais importantes para indicar uma possível inibição do processo de DA são: pH, concentrações de ácidos graxos voláteis e concentração de amoníaco. Ao lado destes parâmetros, é também importante ter conhecimento sobre o desenvolvimento da composição de biogás (metano, sulfureto de hidrogênio e dióxido de carbono) durante a DA (KRYVORUCHKO, et al., 2009). Para Elango et al. (2007), o teor de sólidos voláteis (SV) é um importante parâmetro para medir a biodegradação, pois indica o estado metabólico de alguns dos mais delicados grupos de microorganismos no sistema anaeróbio, logo a redução dos SV denota a estabilização do processo. Outro parâmetro que indica o equilíbrio da digestão anaeróbia é a produção alta e estável de CH<sub>4</sub> (BARCELOS, 2009). Para Reichert (2005) a taxa de carga orgânica (TCO) também é um parâmetro importante, pois a alimentação acima da capacidade de conversão biológica pode acarretar em prejuízos no rendimento de metano no biogás.

A interação das variáveis alcalinidade, pH e AGV expressam o equilíbrio dinâmico de um sistema de digestão anaeróbia, indicando que a fermentação ácida não possui predominância sobre a fermentação metanogênica (GOMES et al. 2009). De acordo com Astalset al. (2012) a relação ideal entre a concentração de Ácido Voláteis e Alcalinidade não deve ser superior a 0,4.

## **2.3 FATORES QUE AFETAM O DESEMPENHO DA BIODEGRADAÇÃO ANAERÓBIA**

Em digestores anaeróbios, a produção de biogás depende da quantidade de matéria orgânica biodegradável por microrganismos anaeróbios. Assim, depende da composição do substrato e da presença e do equilíbrio entre o consórcio anaeróbio no reator (FERRER et al. 2010). De forma similar, a ausência de nutrientes ou a presença de compostos tóxicos afetará principalmente os microrganismos de lento crescimento, ou seja, acetogênicos e metanogênicos acetoclásticos, resultando em acúmulo de AGV's e baixa produção de metano (AQUINO E CHERNICHARRO, 2005). Além dos fatores acima mencionados que afetam o andamento do processo global da geração de biogás, outros fatores devem ser considerados para alcançar o máximo benefício desta tecnologia tanto em termos de produção de energia e gestão de resíduos orgânicos (FERRER et al. 2010).

### **2.3.1 Escolha do reator**

Uma das principais características que difere a DA ocorrida em aterros sanitários com a DA em digestores é justamente que esta é passível ao controle das variáveis envolvidas no processo, sendo que naquela se permite poucas condições de controle. O tratamento da fração orgânica putrescível, quando realizado em biodigestores, não causa problemas de maus odores e utiliza espaços físicos relativamente pequenos, além de oferecer melhores condições operacionais, se comparados com os aterros sanitários (BARCELOS, 2009).

Os Biodigestores (ou digestores) são estruturas físicas que possibilitam a ocorrência do processo de digestão anaeróbia, sob condições adequadas à formação do ambiente necessário aos microrganismos responsáveis por esse processo. Essas condições se referem tanto ao próprio projeto do sistema de tratamento, como às condições operacionais nele existentes (SANTOS et al. 2011). O tipo de equipamento e o nível de mistura dependem do tipo de reator e do teor de sólidos contidos neste reator (BARCELOS, 2009). A homogeneização dos diferentes tipos de resíduos possibilita além da regularização quantitativa da concentração de DQO, a correção da acidez ou da basicidade natural do

substrato, além de melhorar substancialmente a sua composição nutricional (LEITE et al. 2004).

De acordo com Ward et al. (2008) um biorreator anaeróbio deve ser desenvolvido de maneira que permita uma alta, contínua e sustentável taxa de carga orgânica com um curto tempo de retenção hidráulico e a capacidade para produzir o nível máximo de metano. Vários tipos de bioreatores estão atualmente em uso, mas há três grandes grupos de biorreatores comumente em uso, que são reatores em batelada, uma fase com um sistema contínuo de alimentação, e uma multifase com sistema de alimentação contínua (BARCELOS, 2009; KHALID et al. 2011).

Segundo Khalid et al. (2011), os reatores em batelada são os mais simples e baratos, enquanto, os reatores de lote tem algumas limitações, tais como grandes oscilações na produção e qualidade do gás, perdas de biogás durante a esvaziamento dos biorreatores e alturas de biorreatores restritas. Outra desvantagem é a sedimentação de material no fundo do reator inibindo a digestão e o risco de explosão quando da descarga do reator (REICHERT, 2005). Além disso, é mais provável que ocorra curto-circuito em reatores de uma única fase do que em reatores de multi-fase. Curto-circuito é onde a matéria-prima passa através de um tempo de retenção mais curto do que o necessário, reduzindo o rendimento de biogás e impedindo sanitização completa do material (WARD et al. 2008).

Nos biorreatores de “dois estágios” ou sistema de “multi-estágio continuamente alimentado”, os vários processos bioquímicos tais como a hidrólise, a acidificação acetogênica, e metanogênica ocorrem em lugares separados, permitindo a seleção e o enriquecimento de diferentes bactérias em cada fase. Um sistema de multi-estágio pode melhorar a estabilidade do processo em comparação com sistema de fase única, particularmente quando digerem facilmente hidrolisáveis matérias-primas (BOUALLAGUI et al, 2005).

No trabalho de Reichert (2005) são descritas algumas tecnologias patenteadas que estão operando em escala real utilizando diferentes configurações de reatores.

### **2.3.2 Partida do reator**

O ecossistema anaeróbio não se instala imediatamente após a colocação dos resíduos no reator. Há necessidade de um tempo, muitas vezes consideravelmente elevado, para que as populações de microrganismos possam crescer e levar o sistema a um ponto de equilíbrio. Os principais procedimentos utilizados na partida são: adição de inóculo

metanogênico (lodo de esgoto, estrume, etc.); adição de tampão; ajuste da umidade; entre outros (BARCELOS, 2009). Por causa dos níveis relativamente baixos de metanogenes na mistura de arranque a capacidade metabólica das metanogenises não é inicialmente suficiente para equilibrar com o aumento da atividade fermentadora. No trabalho de Sileset al. (2010), por exemplo, com a finalidade de ativar a biomassa, inicialmente o reator foi tratado com uma solução sintética de glicose, acetato de sódio e ácido láctico e após foi adicionado gradativamente a carga orgânica.

### **2.3.3 Umidade no reator**

Os resíduos advindos das atividades domiciliares apresentam significativo percentual de umidade, favorecendo a sua utilização no processo de bioestabilização aeróbia ou anaeróbia (LEITE et al. 2009). Além de suprir as necessidades dos microrganismos através da mobilização de nutrientes e substratos, a umidade possibilita o transporte de enzimas e outros produtos microbianos por todo o sistema (ALVES, 2008; LEITE et al. 2009). O teor de sólidos totais (ST) contidos na massa do reator classifica o sistema como digestão de alto teor de sólido, ou baixo teor de sólido ou ainda como “seco” ou “úmido”, respectivamente. Sistemas com baixo teor de sólido têm menos de 15% de ST, médio teor de sólidos quando estiver entre 15 e 20 %, e alto teor de sólidos quando estiver na faixa de 22 a 40% (BARCELOS, 2009). Deve-se considerar, segundo Ward et al. (2008), que reatores com alto teor de umidade requerem maior volume total para o tratamento de uma massa semelhante de matéria-prima.

Em termos práticos, de acordo com Guia Prático de Biogás (2010), a digestão úmida se realiza com substratos bombeáveis. A fermentação a seco faz uso de substratos empilháveis.

### **2.3.4 Massa bacteriana**

Nos processos de tratamentos biológicos a eficiência de transformação de material orgânico está associada à presença de uma equilibrada massa bacteriana, que seja capaz de suportar as variações de cargas orgânicas aplicadas, à presença de materiais com características tóxicas no substrato e às variações das condições ambientais (LEITE et al. 2004).

O uso de avançadas técnicas moleculares podem ajudar ainda mais para aumentar a eficiência deste sistema através da identificação da estrutura da comunidade microbiana e função e suas relações ecológicas em bioreator. Uma identificação dos ácidos individuais

presente num reator com desequilíbrio das populações bacterianas indicará qual tipo de bactéria metanogênica não está cumprindo a sua parte no sistema (CHERNICHARO, 1997). Quantificação de uma comunidade metanogênica por FISH pode ajudar na otimização do desempenho de um digestor anaeróbico (TAGAWA et al. 2000 apud MONTERO et al. 2010).

### **2.3.5 Adição de inóculos**

Adição de Inóculos tem mostrado resultados satisfatórios, já que propicia o equilíbrio da relação carbono/nitrogênio, melhora a estrutura física do substrato, a densidade microbiana, o percentual de umidade, além de incorporar diversos outros tipos de agentes tamponantes, proporcionando redução significativa do tempo de retenção de sólidos (BARCELOS, 2009). Os inóculos geralmente utilizados são lodos de estações de tratamento de esgotos ou alguns materiais de origem animal, como esterco bovino e outros (LEITE et al. 2009).

### **2.3.6 Co-substrato**

Resíduos de frutas e legumes tendem a ter baixos teores de sólidos totais e elevados teores de sólidos voláteis, e são facilmente degradados em um digestor anaeróbico. A hidrólise rápida destas matérias-primas pode levar a acidificação de um digestor devido a formação de solúveis orgânicos que podem ser facilmente convertidos em AGV (CHO et al. 1995; WARD et al. 2008). A fim de reduzir a inibição da fermentação de metano por ácidos orgânicos produzidos rapidamente na fase inicial da digestão anaeróbica, a co-digestão de materiais ricos em carboidratos com outras matérias-primas, ou usando um sistema de digestão de duas fases tem trazido bons resultados (LI et al. 2011).

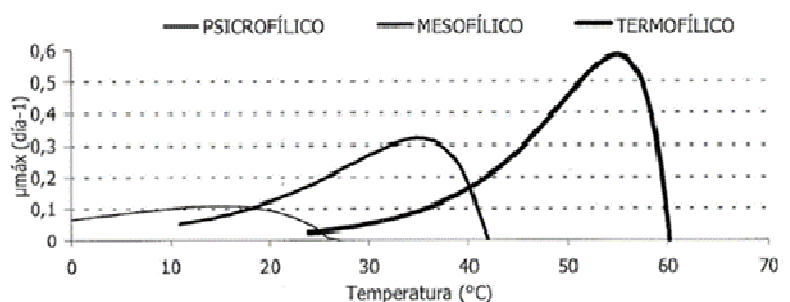
A relação C/N desempenha um papel crucial na digestão anaeróbia. Normalmente, os problemas com baixo rendimento de biogás são associados com uma relação C/N elevada ou alto conteúdo de lignina (CHEN et al. 2008). Os desequilíbrios de nutrientes também são considerados como um importante fator limitante da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos. Para a melhoria da nutrição e relações C/N, codigestão das misturas orgânicas é empregada (CUETOS et al. 2008).

A relação C:N ótima varia com o tipo de matéria-prima a ser digerido (LI et al. 2011). A maior parte da literatura recomenda uma faixa operacional relação C:N de 20/1 a 30:1, com uma ótima relação de 25:1 para o crescimento de bactérias anaeróbias, em um sistema de DA (PANG et al. 2008). Inadequadas C:N pode resultar em proporções de nitrogênio amoniacal total elevado e/ou acúmulo de AGV no digestor. No entanto, uma

concentração elevada de amoníaco pode ser vantajosa, quando utilizada com outras matérias-primas que têm baixas concentrações de nitrogênio. Matérias-primas podem variar muito em sua relação C: N, e alguns reatores são mais afetados do que outros devido a proporções não ideais. Codigestão de matéria-prima com baixa proporção de C:N com materia prima com alta relação C:N pode ajustar a relação mais próxima do ideal (WARD et al. 2008).

### 2.3.7 Efeito da temperatura

A temperatura influencia as atividades fisiológicas dos microorganismos e a taxa de formação dos produtos da fermentação, uma vez que cada célula de um microorganismo é considerada como um microsistema (TREVISAN, 2010). De acordo com Chernicharo (1997), os microorganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna e, desta forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externa. Segundo esse autor, três faixas de temperaturas podem ser associadas ao crescimento microbiano na maioria dos processos biológico: Faixa psicrófila (0°C a aprox. 20 °C), Faixa Mesófila (20 °C a aprox. 45 °C) e Faixa Termófila (45-70 °C ou mais). Segundo Carneiro (2005) dentro de cada faixa há um intervalo ótimo de temperatura onde a velocidade de crescimento dos microorganismos é máxima tendo um decréscimo acentuado fora desse intervalo. A figura 3 ilustra essa observação.



**Figura 3 - Dependência da velocidade específica de crescimento com a temperatura**

Fonte: Romero et al. 2002 apud Carneiro (2005).

Os intervalos ótimos para cada situação de substrato são definidos experimentalmente. No entanto, o que se deve observar é que a variação brusca de temperatura causa inibição na geração de biogás. Conforme relatado por Chaeet al. (2008), em um digestor normalmente operado a 35 °C, a temperatura foi baixada de repente para 30 °C, mantida durante 170 h, e então levantado de novo para 32 °C. A temperatura de choque, de 35 a 30 °C, levou a uma diminuição na taxa de produção de biogás comparado com o controle. Uma vez recuperado, não houve diferença clara no rendimento de biogás observada entre o controle e do reator de choque térmico. Este resultado indica que, embora

metanogênesesjam muito sensíveis à temperatura, têm considerável habilidade para se adaptar às mudanças delas. No trabalho de Ferrer et al. (2010) também foi relatado que flutuações na temperatura causadas por problemas operacionais ocasionais (em alguns casos somado ao excesso de carga orgânica) tinham como resposta imediata uma diminuição no conteúdo de metano no biogás para valores inferiores a 50%, além de acúmulo de AGV.

Em geral, a escolha de uma faixa de temperatura para a digestão anaeróbica é estritamente dependente das condições bioclimáticas (BOUALLAGUI et al.2004). A temperatura do processo influencia na velocidade da reação, no tempo de retenção de sólidos e também tem um papel-chave na estabilidade do processo (FERRER et al. 2010). Assim, a temperatura pela qual se desenvolve o processo anaeróbia afeta significativamente a atividade dos microorganismos (conversão, cinética, estabilidade, qualidade do efluente), a energia líquida do processo de conversão biológica e as constantes de equilíbrio físico-químico do meio (solubilidade dos sais, gases e constantes de dissociação). Para avaliar este importante aspecto é preciso realizar um balanço energético para estabelecer o interesse de manter determinada temperatura e um estudo econômico de cada caso em particular (CARNEIRO, 2005).

Bouallagui et al. (2004),afirmou que a digestão sob condição termofílica tem muitas vantagens, como maiores taxas metabólicas e uma destruição alta de patógenos e sementes de plantas daninhas. Carneiro (2005) complementa afirmando que a digestão termofílica aumenta a velocidade de conversão da matéria orgânica permitindo baixos tempos de retenção hidráulica e altas velocidades de carga. Nos estudos de Bouallagui et al. (2004), tratando resíduos vegetais, os autores reportaram que a DA em processo termofílico geram em média até 41% e 144% em comparação com a taxa de produção de biogás em condições mesofílica e psicofílica, respectivamente. Bolzonella et al. (2012), comparando os resultados dos ensaios submetidos à condições mesofílica e termofílicas, observou um aumento notável em termos de remoção de sólidos voláteis e DQO quando a temperatura transitou de mesofílica para termofílica, as taxas de remoção aumentou de 36% para 48% e de 35% para 45% para DQO e SV, respectivamente. A produção de biogás passou de 0,88 para 1,23 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> com conteúdo de metano a um nível constante: 63% e 64% em condições mesófila e termófila, respectivamente.

Por outro lado, o tratamento termofílico tem alguns inconvenientes, tais como uma menor estabilidade em relação a condições mesofílicas(BOUALLAGUI et al. 2004). De acordo com Riauet et al. (2010) as condições termofílicas estão normalmente associadas com



elevadas concentrações de propionato. Neste estudo, os autores relatam que as condições termofílica produziram um efluente com elevada concentração de propionato ( $500-600 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Bolzonella et al. (2012), relata um aumento nas concentrações de amônia, de  $2.380 \text{ mgN/L}$  em condições mesofílica a  $3130 \text{ mgN/L}$  em condições termofílica, isso devido ao aumento da hidrólise de materiais proteicos, sugere os autores. A concentração de amônia livre aumenta com o aumento da temperatura, influenciando o equilíbrio (CHAE et al. 2008) e foi apontado como uma das principais causas para a baixa produção de biogás no tratamento de dejetos suínos (FERRER et al. 2010).

A maioria da literatura disponível remete-se ao desempenho dos processos anaeróbios tratando diferentes substratos na faixa de temperatura termofílica e mesofílica. No entanto, é possível obter bons rendimentos de biogás tratando em faixas psicofílicas. Dhaked et al. (2010) relata o tratamento anaeróbio de esgoto sanitário no Himalaia sob condições psicofílica ( $10-15^\circ\text{C}$ ) obtendo biogás com um teor de metano de  $68-73\%$ , com uma redução de  $90\%$  de sólidos voláteis e efluente livre de qualquer odor. Estudo para entender o metabolismo das bactérias e as rotas de obtenção do metano em baixas temperaturas também são relatado por Nozhevnikova et al. (2007). Sob condições psicofílicas, cerca de  $95\%$  de metano foi originado a partir de acetato, em contraste com a comunidade termofílicas ( $50^\circ\text{C}$ ) onde até  $98\%$  do metano foi formado a partir de bicarbonato de sódio. Na comunidade mesofílicas ( $30^\circ\text{C}$ ), acetato foi o precursor de cerca de  $80\%$  do metano produzido. Os resultados obtidos neste estudo confirmam a influência da temperatura sobre a via da metanogênese. A percentagem de metanogênese hidrogenotrófica era baixa a temperaturas psicofílicas e muito altas sob condições termofílicas (NOZHEVNIKOVA et al. 2007).

Considerações cuidadosas do balanço de energia líquida entre o aumento da demanda de energia e melhora adicional da produção de metano em temperaturas mais altas devem ser levados em conta quando decidir qual a faixa de temperatura a ser trabalhada (CHAE et al. 2008). Temperatura e TRS têm influência direta sobre os custos do tratamento, em relação ao investimento de capital inicial (ou seja, volume de digestor depende do TRS), de operação, bem como e manutenção (digestor, mistura e bombeamento). Do ponto de vista econômico, é mais eficaz operar em um TRS mínimo permitindo otimizar a produção de metano e remoção de sólidos, enquanto assegurando a estabilidade do processo (FERRER et al. 2010).

Bouallaguet et al. (2004) avaliou a demanda energética aplicada à digestão anaeróbia de resíduos vegetais e concluiu que a produção líquida de energia no digestor

termofílico foi 195,7 e 49,07 kJ/dia mais elevada do que para os digestores psicrófilos e mesofílicos, respectivamente. As vantagens para a digestão termofílica incluem o aumento nas taxas de reação em relação à decomposição da matéria orgânica, a produção de uma menor quantidade e uma melhor qualidade de efluente digerido, a melhoria do balanço de energia da tecnologia, e, portanto, menos custos de capital, como resultado de menor tamanho do digestor. Entretanto, para Chen et al. (2008), o balanço da demanda da energia líquida requerida para aquecer o digestor e a produção energética do rendimento do metano com o aumento da temperatura deve ser simultaneamente considerados. Neste estudo, com a digestão a 25 °C a produção de metano é apenas 82,6% do produzido a 35 °C. O saldo líquido de energia, porém, também é diretamente dependente da concentração de sólidos voláteis (SV) do substrato, visto que o potencial de metano depende dos SV. Chen et al. (2008), tratando dejetos suínos, concluíram que acima de 45000 mg/L de SV é mais econômico trabalhar com 35°C e abaixo de 45000 mg/L é mais econômico em 30°C.

Considerando as condições de temperatura brasileira, deve-se esperar que o uso da digestão anaeróbia em condições mesofílicas é mais favorável energeticamente do que em condições termofílicas.

### **2.3.8 Sobrecarga orgânica**

A concentração inicial de substrato influencia a digestão anaeróbica mesófila da fração orgânica dos RSU (LI et al. 2011). Um problema com o processo de digestão anaeróbica é que é muito sensível a perturbações que resultam em sobrecarga orgânica no digestor. Esta sobrecarga pode ser definida como uma quantidade excessiva de matéria orgânica biodegradável para a população ativa capaz de digerir (MONTERO et al. 2010).

A Taxa de carga orgânica é a medida da capacidade de conversão biológica de um sistema de DA e é um parâmetro particularmente importante em sistemas contínuos. Se alimentarmos um sistema acima da TCO sustentável poderá resultar em baixa produção de biogás devido ao acúmulo de substâncias inibitórias como ácidos graxos no interior do digestor (REICHERT, 2005). A taxa de carga orgânica é o quociente entre a massa diária de sólidos voláteis na matéria-prima e o volume do conteúdo do digestor líquido caracterizada pela unidade [ $\text{kgSV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ] (LINDORFER et al. 2008).

A fim de manter um processo anaeróbio estável, existem limitações sobre a taxa de carga orgânica que dependem tanto do substrato como do tipo de digestor (ROBRA et al., 2010). De acordo com o relato de Lindorfer et al. 2008, tratando dejetos suínos com resíduos

agrícolas, um aumento na taxa de carga orgânica (de aproximadamente 2,11 para 4,25 kgSV/m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>) foi seguida por uma diminuição temporária da produção de biogás e um aumento paralelo das concentrações de AGV. No entanto, depois de algumas semanas de adaptação, ambos os parâmetros voltaram aos níveis anteriores. No trabalho de Ferrer et al. (2010), tratando lodo doméstico, a TCO, quando eventualmente aumentada (> 6 kgSV.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>) como resultado de flutuações no teor de sólidos da lama de alimentação, a atividade metanogênica foi severamente afetada, como indicado pela diminuição da produção de biogás, com teor de metano inferior a 50%, e um acúmulo súbito de AGV's, com uma concentração total superior a 6 g.L<sup>-1</sup>.

Wohlgemut (2007), tratando dejetos de suínos com incremento de glicerina, uma fonte extra de carbono, verificou que com 4% de glicerina adicionada ocorreu uma queda acentuada na produção de gás além de um acúmulo de AGV's para níveis acima de 10.000 mg/L, um ambiente que inibiu a atividade metanogênica. No mesmo trabalho, a adição de 2% de glicerina no digestor mostrou um efeito mais lento de choque. Os níveis de AGV's atingiram valores acima de 7000 mg/L o que correspondeu à redução acentuada do biogás e produção de metano. Neste caso, a alimentação de glicerina foi interrompida e o reator foi alimentado somente com dejetos suíno até a recuperação dos parâmetros ideais.

No trabalho de Bouallaguet al. (2003) os digestores foram testados quanto à degradação anaeróbia mesófila com frutas e verduras do mercado da Tunísia, com uma taxa de carga orgânica de 4%, 6%, 8% e 10% de TS e um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 10, 12, 15 e 20 dias. Segundo os autores, houve uma diminuição significativa na conversão do substrato em biogás quando a concentração de alimentação aumentou de 6% para 8%. Em 10%, obstrução do digestor foi observada após uma semana de operação e a experiência foi interrompida porque a metanogênese foi inibida devido a uma diminuição de pH.

### **2.3.9 pH**

Bactérias anaeróbias, especialmente as metanogênicas, são sensíveis às condições ácidas do reator e podem ser inibidas. RISE-AT (1998) apud Reichert (2005) descreve que o pH ótimo para a DA é entre 5,5 e 8,5. Já para Chernicharo (1997) as bactérias formadoras de metano tem um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora possa se obter uma estabilidade de formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Contudo, a operação de um reator anaeróbio com o pH constantemente abaixo de 6,5 ou acima de 8,0 pode ocasionar uma diminuição significativa na taxa de produção de metano, complementa este autor.

O pH ótimo depende do tipo de microorganismo envolvido no processo de digestão, como também do tipo de substrato. Bouallaguet al. (2004), trabalhando com a digestão anaeróbica de resíduos de frutas e vegetais obteve pH dentro de valores neutro (entre 7,0 e 7,8) mesmo alimentando o digestor com substrato com pH entre 3,5 e 4,2. No trabalho de Silva (2009) foi tratado resíduo sólido vegetal e o pH médio oscilou entre 5,25 e 5,76. O autor atribui ao regime de alimentação aplicado ao reator, a adição de solução de bicarbonato de sódio utilizado em alguns momentos e a característica de baixo pH do substrato tratado como causadores das variações do pH ao longo do processo. No entanto, segundo o autor, os reduzidos valores experimentais de pH não contribuíram na totalidade para inibição do processo metanogênico, haja vista ter se verificado produção de metano. As características iniciais dos substratos de frutas e vegetais têm como principal limitação na digestão anaerobia a acidificação rápida, diminuindo o pH no reator e uma maior produção de ácidos graxos voláteis, o que estressa e inibe as atividades das bactérias metanogênicas (BOUALLAGUI et al. 2005).

Durante a digestão, os dois processos de acidificação e metanogênese requerem valores diferentes de pH para controle dos seus processos (REICHERT, 2005). Segundo Chernicharo (1997) as bactérias metanogênicas são bastante vulneráveis a variação do pH do meio, diferentemente das bactérias acidogênicas, que demonstram atividade mesmo em pH próximo de 4,5.

Aquino e Chernicharo (2005) relatam que a inibição de microrganismos pela acumulação de produtos provenientes da acidogênese resulta na acumulação de ácidos graxos voláteis, contribuindo para o consumo de alcalinidade e redução no valor do pH. Neste caso, Chernicharo (1997) destaca a importância no monitoramento da alcalinidade do sistema o que vem a corroborar com Astalset al. (2011) que considera que a alcalinidade, que é a capacidade média de tamponamento, deve ser suficientemente alta para evitar a desestabilização do sistema originado pela possível acumulação de ácidos graxos voláteis. Com uma alcalinidade insuficiente, o digestor sofre acidose, resultando na cessação da produção de metano (JAYASINGHE et al. 2001). Ward et al. (2008) define alcalinidade como o equilíbrio entre o dióxido de carbono e íons bicarbonato que oferece resistência as mudanças significativas e rápidas do pH, e a capacidade de tamponamento é, portanto, proporcional à concentração de bicarbonato. Este autor também considera o monitoramento da alcalinidade como um método confiável de medição do desequilíbrio do digestor.

O TRH também tem influencia no pH. No estudo de Bouallaguet al. (2005) com a aplicação de um TRH de 20 dias foi possível manter o pH em 7,2 na maior parte do processo. Ao reduzir a HRT para 10 dias, o pH caiu para 5 e foi observada inibição.

### **2.3.10 Pré-tratamento da fração orgânica**

A composição química e estrutura de materiais lignocelulósicos dificultam a taxa de biodegradação dos resíduos sólidos orgânicos, sendo que a solubilidade de alguns substratos, principalmente da lignina é uma etapa limitante do processo da DA dos resíduos sólidos orgânicos (KHALID et al., 2011). Vários pré-tratamento físicos, químicos e enzimáticos são propostos para aumentar a solubilidade do substrato e acelerar a taxa de biodegradação de resíduos sólidos orgânicos:

- Zieminskiet al. (2012) fornece evidências de que o pré-tratamento enzimático pode ser usado para intensificar os processos de degradação anaeróbia da biomassa orgânica de forma eficiente e ambientalmente amigável;
- O estudo de Lei et al. (2010) avaliou a incorporação de fosfatos na digestão anaeróbia da palha de arroz obtendo como resultados um menor tempo de duração da DA;
- O pré-tratamento com  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  foi avaliado por Torres e Llorens (2008). Os autores obtiveram um rendimento de metano de até 172% em relação ao controle, atribuídos ao inchaço da matéria orgânica complexa tornando-a mais suscetível ao ataque enzimático por microorganismos;
- Pré-tratamento com NaOH foi utilizado para resíduo de milho para melhorar a biodegradabilidade anaeróbia e produção de biogás (PANG et al. 2008);
- Bolzonella et al. (2012), esgoto sanitário foi tratado em condições termofílica extrema ( $65^\circ\text{C}$ ). Após TRH de 2 dias nestas condições o material passava a  $55^\circ\text{C}$  (TRH de 18 dias). Um aumento na produção de biogás foi observado quando a temperatura do processo no sistema foi aumentada: a produção de biogás subiu de  $0,88 \text{ m}^3/\text{d}$  em condições mesofílicas para  $1,23 \text{ m}^3/\text{d}$  em condições termofílica e para  $1,33 \text{ m}^3/\text{d}$  no sistema gradual de temperatura (de  $65^\circ\text{C}$  para  $55^\circ\text{C}$ );
- Pré-tratamento com eletrocoagulação foi avaliado por Sileset al., (2010). Houve um decréscimo de 6,25% da DQO total e 13,60% da DQO solúvel.
- Trituração do resíduo. Autores como Carneiro (2005), Castillo M. et al (2006) e Fernandes et al. (2008), padronizaram o tamanho de partículas do

resíduos antes da DA. Illmer e Gstraunthaler (2009), na tecnologia KOMPOGAS de digestão anaeróbia, após a separação de metais e outras partículas maiores presentes, o resíduo é picado para obter diâmetros menores que 40 mm.

### **2.3.11 Outros contaminantes e inibidores**

Além dos fatores acima mencionados, a concentração de outros constituintes pode causar inibição e devem ser observada ao longo do processo da DA. Dependendo da origem, o fluxo de resíduos pode conter substâncias inibidoras ou mesmo tóxicas, tais como amônia, sulfuretos, metais pesados e orgânicos. O acúmulo destas substâncias pode causar distúrbios no reator, como indicado pela redução na produção de biogás e/ou teor de metano no biogás, e possível falha no sistema (CHEN et al. 2008).

Para Astalset al. (2012), o Nitrogênio é um importante nutriente para os micro-organismos que realizam o processo de digestão anaeróbia. No entanto, segundo Chaeet al. (2008); Guia Prático de Biogás (2010); Bolzonella et al. (2012), o aumento da temperatura aumenta a concentração de amônia no meio tornando-se um potencial inibidor, visto que, concentração de amônia livre acima de 150 mg/L é tóxicas às bactérias metanogênicas (CHERNICHARO, 1997).

A concentração de amônia é especialmente preocupante quando substratos ricos em proteínas são digeridos como co-substratos com resíduos de matadouros ou resíduos de cozinha (CHAE et al. 2008). No trabalho de Jayasingheet al. (2001) a inibição por amônia foi verificada. Segundo esse estudo, as taxas de produção de metano em 1500 para 3000 mg de N/L diminuiu 60% dos seus valores originais. Leite et al. (2009) relata que um dos aspectos problemáticos do líquido lixiviado no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos é a elevada concentração de nitrogênio amoniacal, tendo-se encontrado valores com magnitudes de até 1.300 mg.L<sup>-1</sup>, o que poderá funcionar como fator limitante quando se objetiva tratar biologicamente este resíduo. No entanto, segundo o Guia Prático de Biogás (2010), diferentes publicações sobre o tema da inibição por amônia/amônio evidencia uma grande disparidade dos valores, o que reforça a tese de que não é possível chegar a posições absolutas quanto à inibição por amônia/amônio.

A presença de metais pesados (WARD et al. 2008; ALVES, 2008; CHEN et al. 2008; CHERNICHARO, 1997), sulfetos (CHERNICHARO, 1997), além da concentração de sódio (GRADY Jr.,1999 apud TREVISAN, 2010) também são citados na literatura como possíveis inibidores do processo quando em concentrações elevadas.

Como pode se observar o processo anaeróbio destinado à geração de biogás como reaproveitamento energético da fração facilmente biodegradável dos RSU não é simplista. Devem-se avaliar os parâmetros ideais do processo considerando a heterogeneidade do substrato, além da escolha de uma adequada estrutura física (digestor). O controle de parâmetros como pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, produção de gás, remoção de matéria orgânica, fornece informações sobre a condição operacional do reator. Entretanto, esses parâmetros não antecipam desequilíbrios no sistema biológico, causados por variações bruscas na vazão ou na composição do afluente (TREVISAN, 2010).

#### **2.4 CARACTERIZAÇÃO DO BIOSSÓLIDO GERADO NA DIGESTÃO ANAERÓBIA**

A estabilização de resíduos orgânicos está relacionada com a mineralização de parte de seus compostos orgânicos (ASTALSet al. 2012). Da fração de sólidos totais voláteis retidos no interior do reator, parte é convertida para biogás e o restante se transforma em material parcialmente bioestabilizado, podendo ser convertido em biossólidos e aplicado em solos agrícolas (LEITE et al. 2009). No entanto, a presença de patogênicos no biocomposto deve ser avaliada antes da aplicação deste biocomposto.

A DA de resíduos sólidos orgânicos oriundos de feiras livres e centrais de abastecimento foi estudada por Leite et al. (2009) onde a massa bioestabilizada no final do processo apresentou relação C/N em torno de 13, que segundo os autores, este resíduo bioestabilizado apresenta características favoráveis para ser utilizado em solos agrícolas.

Ferrer et al. (2010), tratando lodo de água residuárias, sugere que um TRS mínimo de 6 dias a 55 °C pode ser suficiente para prevenir a disseminação de agentes patogênicos no ambiente após aplicação no solo do biocomposto obtido. No trabalho de Carneiro et al. (2010) também foi avaliado a remoção de coliformes fecais e *Salmonella* spp. no tratamento anaeróbio mesofílico (35°C) de lodo de estação de tratamento de águas residuais. Com um TRH de no mínimo 20 dias os autores concluíram que em condições mesofílicas é possível obter um biossólido de classe B, ou seja, uma densidade de efluentes com coliformes fecais inferior a  $2 \times 10^6$  colônias por grama de sólidos totais, conforme classificação da Agência de Proteção Ambiental Americana (APE). Biossólido classe B contém alguns patogênicos e deve ser utilizado com algumas restrições. Já no trabalho de Riauet al. (2010), que tratou o lodo em condições anaeróbia termofílica e mesofílica de forma combinada, obteve-se um biossólido classe A, ou seja, apto a diferentes aplicações devido a baixa concentração de patogênicos e *Salmonella* spp. Infere-se que quando do uso de

temperaturas mesofílicas, seja necessária uma etapa posterior aeróbia, como, por exemplo, a incorporação desse bio-sólido na compostagem.

## 2.5 GERAÇÃO DE BIOGÁS COM CODIGESTÃO DE GLICERINA

O processo predominante de produção de biodiesel no Brasil inclui uma fase de transesterificação, que consiste de uma reação química entre a gordura animal ou óleo vegetal, um álcool (metanol ou etanol), na presença de um catalisador. Esta reação produz como subproduto o glicerol também denominado glicerina, considerado um produto cru não refinado (LEONETI et al. 2012). Glicerina bruta consiste basicamente de glicerina ( $C_3H_5OH$ ), um álcool de açúcar também conhecido como propano-1,2,3-triol, e proporções variáveis de impurezas, incluindo ésteres, água, metais pesados, álcool, e catalisador, dependendo da qualidade do óleo vegetal e processo químico utilizado (ROBRA et al. 2010). Em torno de 10% de glicerina é gerado na produção de biodiesel (ROBRA, 2006, 2010; MA, et al. 2008; LÓPEZ et al. 2009; ASTALS et al. 2012; NUCHDANG e PHALAKORNKULE, 2012).

Devido a várias vantagens do biodiesel, tais como um complemento para combustíveis a base de petróleo, combustível renovável, um balanço energético favorável, menos emissões prejudiciais e de combustível não tóxico, estes têm atraído muita atenção recentemente (ITO et al., 2005). Outra vantagem atraente é que o biodiesel pode ser produzido a partir de matérias-primas renováveis, como óleo vegetal, resíduos de óleos de cozinha e gorduras animais (NUCHDANG e PHALAKORNKULE, 2012).

Segundo Balanço energético 2011, em 2010 o montante de biodiesel puro (B100) produzido no Brasil atingiu 2.397.272 m<sup>3</sup> contra 1.608.053 m<sup>3</sup> do ano anterior. Com isto, verificou-se aumento de 49,1% no biodiesel disponibilizado no mercado interno. Ao longo de 2010 o percentual de B100 adicionado compulsoriamente ao diesel mineral foi constante em 5%. A principal matéria prima foi o óleo de soja (82,2%) seguido do sebo bovino (13,0%).

A partir de 2008 a mistura de biodiesel B100 ao óleo diesel passou a ser obrigatória. Entre janeiro e junho de 2008 a mistura foi de 2%; entre julho de 2008 e junho de 2009 foi de 3% e entre julho e dezembro de 2009 foi de 4% (Balanço energético Brasil, 2011, rodapé tabela 2.19) o que acarretou um aumento expressivo na produção de biodiesel no país (Tabela 2).



**Tabela 2 - Produção Biodiesel no Brasil (Dados em 10<sup>3</sup>m<sup>3</sup>)**

Fluxo	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Produção	1	69	404	1.167	1.608	2.397	2.673	2.717
Variação de estoques, Perdas e Ajustes	0	0	0	- 46	- 50	- 51	-126	+ 36
Consumo Total	1	69	404	1.121	1.558	2.347	2.547	2.753

Fonte: adaptado de Balanço Energético 2013, tabela 2.19 – Biodiesel, EPE (2013)

A aplicação da glicerina tem uma vasta gama. No entanto, devido ao grande aumento na produção de biodiesel, a geração de glicerina é maior que a demanda, podendo se tornar um transtorno. No passado, a indústria de biodiesel considerou o glicerol um coproduto desejável, podendo contribuir para a viabilidade econômica da produção de biodiesel. Atualmente, o glicerol é muitas vezes considerado como um fluxo de resíduos com um custo de eliminação associado (FOUNTOULAKIS et al. 2010). É necessário desenvolvimento de novas alternativas para a aplicação da glicerina, pois, espera-se que a oferta futura de glicerina irá crescer rapidamente, o que levanta questões sobre a necessidade de alternativas para o aproveitamento economicamente viável e ambientalmente sustentável deste coproduto do processo de produção do biodiesel, uma vez que o mercado atual da glicerina não poderá absorver esta oferta adicional, mesmo considerando as novas aplicações (ROBRA, 2006, 2010).

Embora o glicerol em bruto possa ser queimado, com a conseqüente vantagem energética, a criação de biorrefinarias que coproduzem produtos de maior valor econômico, juntamente com os biocombustíveis tem sido proposto como uma solução para a viabilidade econômica deste produto (LÓPEZ, et al. 2009). No entanto, alternativas devem ser pensadas.

Segundo Leonetiet al. (2012), podem ser identificados dois principais grupos de alternativas. Um grupo inclui a produção de produtos químicos, aditivos para combustíveis, a produção de hidrogênio, o desenvolvimento de células de combustível e a produção de etanol ou metanol, que tem a conversão química ou bioconversão de glicerol em produtos de valor acrescentado como a característica mais importante. Outro, como alimentos para animais, codigestão e cogaseificação e de tratamento de resíduos pertencem ao segundo grupo, que tem uma aplicação prática, sem qualquer tratamento adicional de glicerol como a característica chave. Robra (2006; 2010) sugere a compostagem da glicerina bruta junto com outros resíduos orgânicos, de preferência sólidos, para a produção de adubo orgânico com teor de

potássio elevado, recuperando o hidróxido de potássio (KOH) usado como catalisador na transesterificação como fertilizante agrícola.

A codigestão é uma tecnologia cada vez mais aplicada para o tratamento simultâneo de um sólido e líquido de diferente resíduo orgânico (BOUALLAGUI et al., 2009). Como resultado, melhora o rendimento de biogás devido ao sinergismo positiva estabelecida no meio de digestão e ao complemento de nutrientes (KACPRZAK et al. 2010). Existe um potencial de alta energia a ser utilizada, tanto em resíduos agrícola como em resíduos industriais. A produção de biogás a partir de biomassa agrícola é de importância crescente por oferecer benefícios ambientais consideráveis, tais como economia de energia, reciclagem de nutrientes na agricultura e redução de emissões de CO<sub>2</sub> (KACPRZAK et al. 2010).

Glicerol bruto derivado de produção de biodiesel é caracterizado pela sua elevada concentração de compostos orgânicos de carbono e da sua solubilidade em água; propriedades que o tornam um adequado co-substrato para melhorar a eficiência de um digestor de estrume (ASTALS et al. 2012). O aproveitamento de resíduos orgânicos disponíveis regionalmente (ROBRA, 2006, 2010) e a possibilidade de armazenamento por longo período (FOUNTOULAKIS et al. 2010) complementam a viabilidade do uso da glicerina na codigestão. Porém, pela ausência de nitrogênio e de outros nutrientes em sua composição, a glicerina bruta não pode ser aproveitada como substrato único. É necessária a adição de outros substratos ricos em nitrogênio e minerais para completarem a oferta de nutrientes aos microorganismos (ROBRA, 2006; 2010).

Diversos estudos são dirigidos para o uso da glicerina como coproduto. Estação de tratamento de efluentes e águas residuais (FOUNTOULAKIS et al. 2010) tratamento de lodo industrial e resíduo agrícola (KONRAD et al. 2010; MA et al. 2008; KACPRZAK et al. 2010), dejetos suínos (NUCHDANG & PHALAKORNKULE, 2012; ASTALS et al. 2012), dejetos bovinos (ROBRA et al. 2010; CASTRILLÓN et al. 2011), resíduos sólidos urbanos (FOUNTOULAKIS & MANIOS, 2009).

Dentre esses estudos, não é possível definir uma proporção adequada de glicerina comum para todos os substratos usados. Para o tratamento anaeróbio de lodo de esgoto, no trabalho de Fountoulakis et al. (2010), a codigestão com glicerol bruto a 1% mostrou a maior taxa de produção de biogás. Já o estudo de Ma et al. (2008) tem uma particularidade, pois testou três diferentes tipos de glicerina, tendo encontrado o melhor rendimento e viabilidade econômica com 2% de glicerina bruta para o tratamento de efluentes do processamento de

batatas. No estudo de Konrad et al. (2010), o percentual glicerina bruta usado como coproduto no tratamento anaeróbio de lodo industrial foi de 3%, sendo que na condição testada em 6% ocorreu acentuada diminuição de biogás. O estudo de Astalset al. (2012) considerou 4% de glicerina como concentração limitante para manter uma digestão anaeróbia estável no tratamento de dejetos suíno. No trabalho de Wohlgemut (2007), o incremento de 2% de glicerina, porém com adição gradativa, foi considerado ideal para o tratamento anaeróbio de dejetos suínos.

Estes resultados demonstram que o glicerol pode ser aplicado vantajosamente, mas uma estratégia de controle rigoroso é necessária para regular a quantidade adicionada, para evitar o risco de sobrecarga orgânica (FOUNTOULAKIS et al. 2010), uma vez que a adição de baixas quantidades de glicerina significa um aumento significativo no estado sólido e conteúdo de matéria orgânicos na fonte de alimentação (ASTALS et al. 2012). Por conseguinte, o fornecimento de uma fonte de carbono orgânico superior favoreceu o crescimento da biomassa ativa no reator alimentado com resíduo sólido orgânico (FOUNTOULAKIS & MANIOS, 2009).

A fim de manter um processo anaeróbio estável, existem limitações sobre a taxa de carga orgânica que dependem tanto sobre o substrato e do tipo de digestor. De acordo com a Gruber, 2006 apud Robraet al. (2010), a taxa de carga orgânica em temperaturas mesofílicas não deve exceder 4 g/L de compostos voláteis, a fim de garantir a estabilidade do processo. Portanto, uma fonte de carbono altamente digestível, como glicerina em bruto, pode afetar negativamente a estabilidade do processo, mesmo se o limite superior de 4kg/m<sup>3</sup>.dia não for ultrapassado (FISCHER, 2006 apud ROBRA et al., 2010).

Por outro lado, os resíduos de metanol na glicerina bruta podem ter efeitos inibitórios sobre a biocenose (AMON, 2004 apud ROBRA et al. 2010). Robra et al. (2010) atribui o baixo rendimento de biogás da amostra contendo 10% de glicerina bruta à inibição do processo devido a maiores concentrações de metanol e KOH. Além do mais, os mesmos fatores são atribuídos pela autora para justificar a falha do processo quando usado 15% de glicerina bruta. Entretanto, no estudo de Wohlgemut (2007), o autor atribui a presença de metanol como uma fonte disponível de carbono, sendo favorável para o sistema. Isso pode ser possível, visto que pelo menos duas espécies de Methanosarcina são capazes de formar metano a partir de metanol ou ácido acético (CHERNICHARO, 1997).

A presença de metanol na glicerina parece não influenciar no rendimento do biogás, pois no trabalho de Ma et al. (2008), tratando águas residuais do processamento de

batatas com uso de digestores UASB, obteve bons rendimentos com o uso de glicerina bruta (sem tratamento) e, devido ao menor custo em relação a glicerina tratada, os autores concluíram que a glicerina bruta é mais viável economicamente como suprimento na DA. Wohlgemut (2007) atribui a inibição do processo com uso de 10% de glicerina não aos contaminantes presentes na glicerina bruta, mas sim, ao excesso de carga orgânica presente no sistema, aumentando a concentração de AGV.

Além do aumento da matéria orgânica solúvel e o aumento da biomassa ativa no reator (MA et al. 2008), outros fatores em relação ao incremento da glicerina devem ser considerados, conforme descrito no trabalho de Astals et al. (2012),

- A insignificante alcalinidade da glicerina reduz a alcalinidade da mistura;
- Pode ocorrer o aumento da  $DBO_{5d}$  e,
- A relação C/N pode ser beneficiada a faixas ótimas devido à alta disponibilidade de carbono.

Em relação ao pH, nenhum estudo apontou variação brusca da mistura após adição de glicerina. Apesar da presença de compostos de enxofre na glicerina, o conteúdo de  $H_2S$  no biogás não teve alteração (MA et al. 2008).

## **2.6 CONSIDERAÇÕES SOBRE A GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ESCALA REAL**

O atraso do Brasil no desenvolvimento de tecnologias relacionadas com o reaproveitamento energético a partir da biomassa disponível, esta associada principalmente por ter uma matriz energética baseada majoritariamente na energia hidrelétrica. Diferente de outros países, como a Alemanha e a Espanha, que não possuem em seus territórios uma bacia hidrográfica tão atrativa para a obtenção desse tipo de energia.

No entanto, o Brasil sinaliza avanços em relação ao desenvolvimento de tecnologias para o melhor reaproveitamento energético e destinação adequada dos seus resíduos, e busca conhecimento justamente em países europeus como a Alemanha e a Espanha. Exemplo desse avanço, esta na aprovação da lei 12305/2010 que trata da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e tem como meta do Plano Nacional de Resíduo Sólido o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduos sólidos. Além disso, o Ministério das Cidades, em parceria com a Alemanha, esta desenvolvendo o projeto PROBIOGÁS, tendo como foco o aproveitamento energético de biogás no Brasil.

A Alemanha é um dos países que mais investe na conversão energética dos seus resíduos, destacando-se na produção de biogás a partir dos resíduos agrícolas e dejetos de animais. De acordo com o Guia Prático de Biogás(2010), desde que a Lei Alemã de Energias Renováveis (EEG) entrou em vigor, o número de usinas de biogás na Alemanha vem aumentando em ritmo crescente. Em fins de 2009, a Alemanha contava com cerca de 4900 usinas de biogás, sendo que cerca de 31 usinas com injeção de biogás na rede de gás natural, além disso, em alguns locais, em vez de ser injetado na rede de gás natural, o biogás foi convertido em eletricidade in loco, ou, no caso de uma usina de biogás, usado diretamente como combustível para veículos. Isso demonstra tecnologias apuradas na purificação do biogás gerado.

Segundo De Baere e Mattheews (2008), os desafios inerentes a geração de biogás a partir dos RSU foram superados lentamente pelos países europeus, e obtiveram melhores resultados a partir da contribuição da população na separação dos resíduos em seus domicílios. O número de estações de tratamento da fração orgânica dos resíduos domésticos na Europa cresceu de 03, em 1990, para 62 em 2000, e com estimativa de até 170 usinas instaladas até o ano de 2010. A capacidade de digestão de mais de cinco milhões toneladas por ano pode lidar com quase 3% da fração orgânica dos RSU produzido na Europa em 2010.

A tabela 3 traz dados referentes à produção de biogás em escala real, utilizando tecnologias patenteadas existentes na Europa.

**Tabela 3 – Tecnologia comercial de geração de biogás tratando RSU**

Tecnologia DA	Rendimento biogás	
	m <sup>3</sup> /tonelada RSU alimentada <sup>(A)</sup>	m <sup>3</sup> /kg SV <sup>(B)</sup>
BTA	80 – 120	0,39
Valorga	80 – 160	---
DRANCO	100 – 200	0,45
Kompogas	130	0,39
SEBAC	---	0,34
BTA	---	0,39

Fonte: Adaptado de (A) Shahriariet al. (2012); (B) Walker et al. (2011)

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

A presente pesquisa estudou o uso da biodigestão anaeróbia como opção para o tratamento da fração orgânica biodegradável dos RSU combinado com resíduo da produção de biodiesel (glicerina), visando à produção de biogás.

Trata-se de um estudo investigativo, que buscou encontrar condições operacionais que se aproximam das condições reais observadas em plantas de aproveitamento energético a partir de RSU.

Inicialmente elaborou-se um estudo piloto, em que foram testados o funcionamento e adaptações do sistema de medição da temperatura, medição de biogás, agitação, aquecimento entre outros. Outro objetivo foi a adaptação e aclimatização do inóculo utilizado com o substrato em estudo, obtendo assim, uma biomassa adequada para as próximas bateladas.

A disposição do resíduo já triturado dentro do digestor, no estudo piloto, permitiu a avaliação do comportamento do sistema de agitação e da eficiência da transferência de calor. O volume ocupado no digestor pelo resíduo fracionado permitiu definir uma quantidade fixa de resíduo bruto para as próximas bateladas.

O estudo piloto se estendeu até que a produção acumulada de biogás se manteve o mínimo possível. A fase seguinte foi à realização de bateladas utilizando como inóculo parte do material digerido das bateladas antecedentes. O incremento de glicerina foi testado com proporções fixas em relação à massa inicial do resíduo bruto adicionado.

Deve-se ressaltar que não houve ajustes na concentração do material a ser digerido. Segundo o Guia Prático de Biogás(2010), a capacidade de tamponamento do sistema decresce com o aumento da diluição.

A figura 4 descreve o fluxograma simplificado do processo.

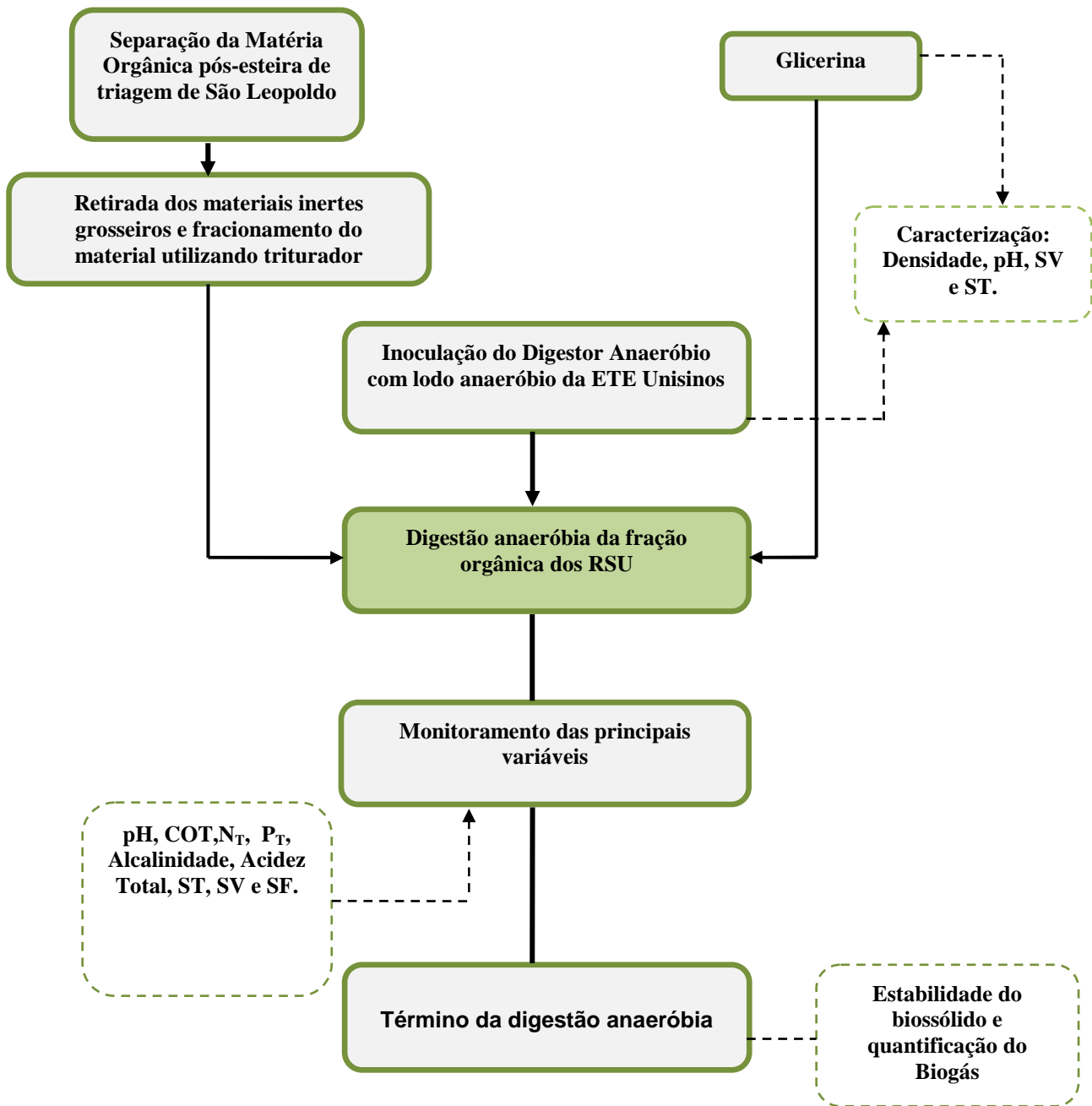


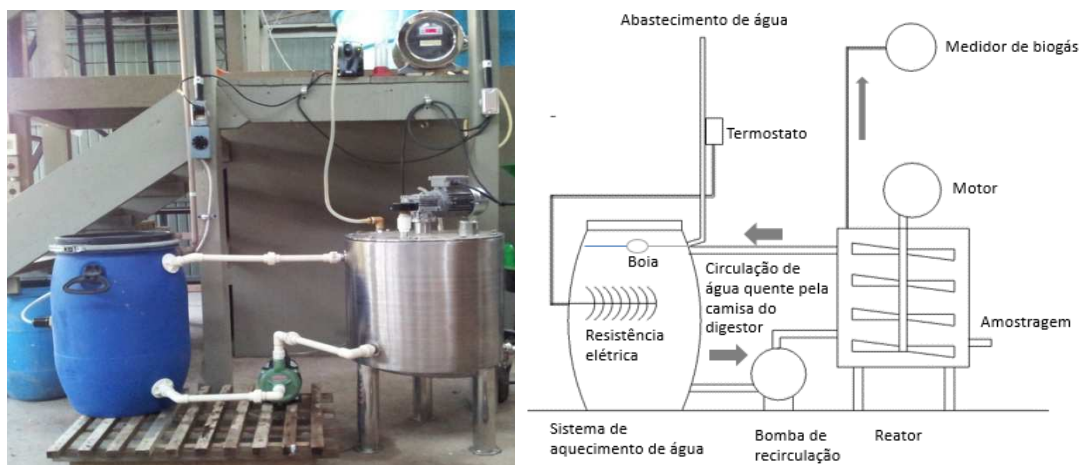
Figura 4 - Fluxograma simplificado do Processo

### 3.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

O processo de biodigestão da fração orgânica foi operado em batelada, utilizando um reator anaeróbio com mistura intermitente, confeccionado em aço inox 304. O reator tem um corpo cilíndrico com o fundo plano inclinado com abertura por válvula do tipo borboleta

para retirada do biossólido ao final do processo e para realização da amostragem. O volume total do reator é de 50L, sendo que para o experimento foi utilizado um volume útil de até 40L. O sistema operacional apresenta também um sistema interno de agitação, sistema de aquecimento e controle de vazão de biogás.

A figura 5 apresenta uma visão geral do sistema instalado no Anexo II do Laboratório de Saneamento Ambiental da Unisinos.



**Figura 5 - Sistema Experimental da Digestão Anaeróbia**

Em relação às características do digestor anaeróbio empregado na pesquisa, a tabela 4 apresenta alguns dados técnicos.

**Tabela 4– Dados técnicos do sistema operacional**

<b>Dados Técnicos</b>	
Volume Total	50 L
Volume útil	40 L
Potência do sistema de agitação	1,0 CV
Volume reservatório de água quente	50 L
Potência da resistência de aquecimento	2000 watts
Bomba de recirculação de água quente	0,5 CV monofásica 220 V
Pressão de projeto do corpo do reator	-0,5 – 0,5 kg/cm <sup>2</sup>
Diâmetro do corpo do reator	380 mm
Altura do corpo do reator	450 mm



### 3.2 OPERAÇÃO DO REATOR ANAERÓBIO COM MISTURA INTERMITENTE

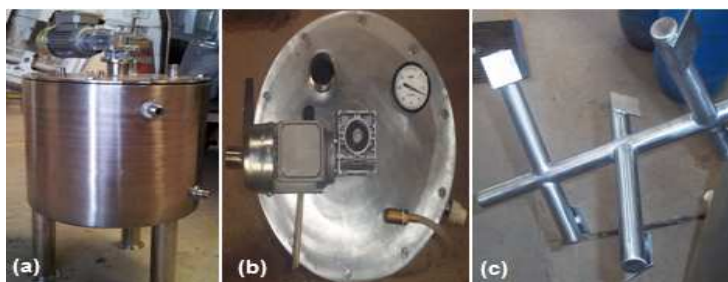
Foi elaborado o estudo piloto, seguido de mais seis batelas, sendo que o estudo piloto e a primeira batelada trataram somente a fração orgânica biodegradável do RSU. Nas bateladas seguintes foi adicionado glicerina e correção do pH.

Deve-se ressaltar que embora o sistema seja anaeróbio, não foi injetado nitrogênio gasoso no início de cada batelada para espulsar o oxigênio presente no sistema, visto que no processo em escala real este procedimento não é observado.

A estanqueidade do sistema foi testada com a injeção de metano, a partir de um cilindro de gás, por uma entrada existente na tampa do digestor, e verificou-se que não há vazamentos. Esta evidência foi observada pelo borbulhamento intenso na garrafa de Drashoff que antecede o sistema de medição de biogás, além da marcação de pulsos no medidor de biogás. O reator utilizado demonstrou eficiência em termos de estanqueidade gasosa, não apresentando no decorrer do experimento vazamentos de gases gerados na digestão anaeróbia. Sistema de agitação e controle da temperatura.

#### 3.2.1 Sistema de agitação e controle da temperatura

Os resíduos foram misturados mecanicamente a 29 rpm de forma intermitente a cada 2 horas, com igual período tanto para agitação quanto para repouso. Para tal foi utilizado um relé regulador para controle do tempo de mistura/repouso. O misturador é composto por um eixo vertical no qual está disposto um conjunto de três pás misturadoras inclinadas com ângulos distintos, conforme pode ser observado na figura 6.



**Figura 6 - Digestor Anaeróbio**

**(a) Digestor; (b) Vista superior do digestor; (c) Sistema de pás agitadoras do digestor.**

A forma de agitação dessa pesquisa, com intervalos de tempo breves e previamente definidos, com rotação lenta dos agitadores esta de acordo com o indicado pelo Guia Prático de Biogás (2010).

Buscou-se manter a temperatura do sistema em  $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1$ , controlada por um termostato, e com auxílio de recirculação de água aquecida em um tanque externo, constantemente recirculada pela camisa do reator, conforme pode ser observado na figura 5. A recirculação foi feita com auxílio de uma bomba centrífuga, marca Schneider com vazão de  $5,5\text{ m}^3/\text{h}$ . Porém, a temperatura do meio influenciou no aquecimento do sistema, principalmente na estação de verão, e a temperatura no digestor variou entre  $33^{\circ}\text{C}$  e  $42^{\circ}\text{C}$ .

### 3.2.2 Inoculação

A inoculação do reator foi realizada com base em dados da literatura (CASTILLO et al., 2006; CARNEIRO, et al. 2008; FERNÁNDEZ et al. 2008; LEITE et al. 2009), onde verificam-se inoculações com percentuais de lodo anaeróbio que variam entre 10 e 30% do volume útil do reator. Pelas características do resíduo após trituração, optou-se, para a partida do reator (estudo piloto), o uso de 30% de lodo anaeróbio para favorecer a agitação inicial do resíduo bruto. O lodo anaeróbio foi obtido de um reator UASB tratando esgoto doméstico existente na Unisinos.

No final de cada batelada foi mantida uma quantidade de material digerido (lodo) que serviu de inóculo para a batelada seguinte. Considerando a altura interna do digestor de 45cm, mantinha-se 15 cm lineares de material digerido em todas as bateladas (medido em régua), o que equivale aproximadamente a 30% do volume total do reator. Após a abertura da tampa do digestor, com auxílio de uma talha, retirava-se manualmente o material excedente, conforme mostrado na figura 7.



Figura 7 - Abertura do sistema para retirada do material digerido em excesso

A partir da primeira batelada, adicionou NaOH no inóculo para compensar a queda do pH logo após a adição do resíduo bruto.

Para cada batelada, encheu-se completamente o biodigestor com substrato fresco, fechando-o hermeticamente na sequência. O substrato permanece no reservatório até o fim do tempo de retenção selecionado, sem que fosse retirada ou feita adição de mais substrato. Ao fim do tempo de retenção, o biodigestor foi esvaziado e enchido com substrato fresco, e uma parte do material decomposto permaneceu no reator a fim de servir de inóculo a carga seguinte.

O material digerido, considerado como inóculo, foi caracterizado com relação à fração de sólidos totais, fixos e voláteis, COT, acidez total, alcalinidade, Nitrogênio Total, Fósforo Total e pH.

### **3.2.3 Definição do tempo de retenção de sólidos**

Por se tratar de um estudo investigativo, não se determinou um tempo de retenção de sólidos comum para todas as bateladas. A batelada era encerada quando não se observava mais a geração de biogás.

### **3.2.4 Coleta das amostras**

As amostras foram coletadas a partir de uma válvula do tipo borboleta, posicionada no fundo do digestor. Adaptou-se uma haste metálica que era introduzida no interior do digestor para a retirada das amostras, sem permitir a entrada de ar na base do reator.

Segundo o Guia Prático de Biogás (2010), devido à presença de bactérias anaeróbias facultativas, a entrada de oxigênio, desde que não seja em excesso, não ocasiona problema, por o oxigênio será consumido pelas bactérias facultativas antes de causar danos asarqueasmetanogênicas.

## **3.3 SUBSTRATOS UTILIZADOS**

### **3.3.1 Fração orgânica do RSU**

O substrato orgânico utilizado na pesquisa foi coletado após a esteira de triagem do Aterro de São Leopoldo. Foram descartados deste resíduo apenas os materiais considerados inertes e, portanto, sem benefício ao processo.

A fração orgânica foi triturada em triturador mecânico, marca TRAPP TR 200. Após a trituração foi coletada amostra para caracterização físico-química da fração orgânica

biodegradável. A caracterização se constitui em relação à granulométrica do material triturado, teor de sólidos totais, fixos e voláteis, umidade, pH, COT, Fósforo, Nitrogênio, conforme descritos no quadro 01.

A quantidade de resíduo adicionado no digestor foi fixada em 15 kg. Esse valor foi definido pela capacidade do espaço físico do digestor sem, no entanto, compactar o resíduo.

Para a realização da granulometria o material ficou exposto 3 horas ao sol para eliminação de odores e após foi mantido em estufa a 55 °C por 24h. O objetivo foi eliminar umidade sem retraindo fisicamente o material. A granulometria foi medida no laboratório de solos da Unisinos, utilizando as malhas entre 0,075 e 50 mm, conforme descritas na NBR 7181/84 (Solos – Análise de granulometria). Foi utilizado agitador de peneiras da marca Solotest com frequência de 7 Hz durante 15 minutos.

### **3.3.2 Glicerina**

A glicerina foi utilizada como cosubstrato, visando estudar a potencialização na produção de biogás, e foi fornecida pela empresa OLEOPLAN S/A de Veranópolis, RS. A caracterização química da glicerina foi fornecida pelo fabricante e possui as características a seguir:

- Glicerol: 86%
- umidade: 12%
- Outros resíduos traços como metanol e material inerte: 2%
- Densidade: 1,26 ton./m<sup>3</sup>.

A quantidade de glicerina foi calculada sobre a massa bruta do resíduo sólido orgânico adicionado no digestor (15 kg). A glicerina foi adicionada a partir da segunda batelada. Com exceção da segunda batelada, onde se adicionou 1% de glicerina no final do processo, as demais bateladas foram codigeridas com 5% em massa de glicerina.

A forma de adição da glicerina variou entre as bateladas. Na terceira e quinta batelada, a glicerina foi adicionada sobre o resíduo bruto antes de fechar a tampa do digestor. Na quarta batelada, a glicerina foi adicionada gradativamente: 2% de glicerina no carregamento do digestor e outras três adições de 1% cada, semanalmente.

### 3.3.3 Adição de insumos

Optou-se por corrigir o pH do meio com adição de NaOH 6N. A concentração elevada, baseada na literatura, era para evitar o volume mínimo da solução. Optou-se por expressar a quantidade de NaOH adicionada em uma relação de massa de NaOH por kgSV.

## 3.4 MEDIÇÃO DA VAZÃO DE BIOGÁS, DETERMINAÇÃO DO TEOR DE METANO E AGV

### 3.4.1 Medida de vazão e caracterização do biogás

Para a medição do volume de biogás foi usado um medidor do tipo Hyde, o qual mede o volume de biogás a partir do volume de água deslocada em uma câmara interna, controlado por sensor infravermelho. A figura 8 mostra uma imagem frontal do sistema de medição.



Figura 8 - Medidor Vazão Biogás

Cada pulso gerado no medidor foi multiplicado por 11,11, obtendo o volume de biogás gerado. Este medidor foi previamente calibrado utilizando-se uma bomba peristáltica, onde se mediu o deslocamento do volume de uma coluna d'água e o número de pulsos registrados pelo medidor. Desta calibração obteve-se o valor do volume de água que foi deslocado em uma coluna calibrada, necessária para o registro de cada pulso no medidor. Este valor corresponde a 11,11 mL de biogás.

## 3.5 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

Uma das dificuldades encontradas nessa pesquisa foi o desenvolvimento de metodologias para as análises de parâmetros utilizando materiais sólidos, visto que, os procedimentos analíticos existentes são basicamente para resíduos líquidos.

Alguns parâmetros tiveram como referência o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). A digestão do material sólido seguiu a

Instrução Normativa 28/2007 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).

O quadro 1 resume os parâmetros utilizados e suas respectivas frequências.

**Quadro 1 - Parâmetros e Frequência de análise do estudo**

PARÂMETROS	MÉTODO ANÁLISE	FREQUÊNCIA		
		Entrada do Digestor	No Digestor	Inóculo
Sólidos Totais, Voláteis e Fixos	Gravimétrico	A cada Alimentação	Duas vezes/semana	Na Inoculação do Digestor
COT (mg/g)	FR-NDIR <sup>3</sup>		Semanal	
NT (mg/L)	Analítico, Multi N/C 2100S (analytikjena)		Semanal	
P <sub>T</sub> (mg/L)	Colorimétrico		-----	
pH	Potenciométrico		Duas vezes/semana	
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Titulométrico		Duas vezes/semana	
Acidez Total (mgHAc/L)	Titulométrico	-----	Duas vezes/semana	
Volume de Biogás	Medidor biogás do tipo Hyde	-----	Diariamente (Dias úteis)	-----
Temperatura	Termômetro	-----	Semanal	-----

As análises foram realizadas, sempre que possível, logo após a coleta das amostras. Caso contrário, as amostras sólidas eram conservadas em câmara fria com temperatura inferior à 4°C.

### 3.5.1 Determinação de ST, SV e SF

Os procedimentos analíticos e as temperaturas de análises para a determinação de sólidos totais, voláteis e fixos basearam-se no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/2540B, (APHA, 2005). No entanto, a quantidade de amostra sólida utilizada nas análises foram da seguinte forma:

<sup>3</sup>FR-NDIR: método de detecção de CO<sub>2</sub>, formada pelo detector de infravermelho não dispersivo de radiação focalizada.

- 5,0 – 6,0 g para o material em processo de DA e o material final digerido (adaptado de LANGE et al. 2003);
- 25,0 – 26,0 g para o resíduo bruto triturado, a fim de minimizar o efeito da heterogeneidade do material.

Após estufa, a cápsula de porcelana com material sólido proveniente do resíduo bruto, era coberta com papel alumínio com pequenos orifícios, para evitar a combustão do material dentro da mufla.

### **3.5.2 Preparação da amostra sólida para a determinação de Nitrogênio Total, Fósforo e COT**

O preparo das amostras sólidas foi adaptado do procedimento de preparo de amostras de fertilizantes orgânicos e organominerais, conforme Normativa 28 de 2007 do MAPA. A adaptação refere-se à temperatura de secagem do resíduo sólido. Adotou-se 60° C e não 65°C. A secagem a 60°C foi para preservar o metanol presente na glicerina usada na codigestão.

Após a secagem, o resíduo bruto era triturado com o auxílio de um liquidificador, obtendo uma fração fina do resíduo sólido.

### **3.5.3 Determinação da Acidez Total, Alcalinidade e pH**

Para a determinação da acidez total e alcalinidade total, foi utilizado o método titulométrico proposto por DILALLO e ALBERTSON, (1961) apud Silva (2005).

A lixiviação da amostra sólida seguiu o método proposto por Carneiro (2005). Utilizava uma proporção de 1:10 de resíduo sólido picado com água deionizada. Geralmente utilizava 50g de resíduo para 500 mL de água deionizada. Mantinha-se em agitação constante por 2h, aguardava 30 minutos para a sedimentação e realizava a análise de acidez total e alcalinidade total do sobrenadante. O pH da mistura acima era avaliado imediatamente após o tempo de agitação. Para a determinação do pH, utilizou-se um potenciômetro modelo Tecnal com equalizador de temperatura.

## **4 APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.**

### **4.1 CARACTERÍSTICAS DO RESÍDUO SÓLIDO**

O resíduo orgânico bruto ( $R_B$ ) foi coletado no final da esteira de triagem do município de São Leopoldo. Coletou-se material orgânico como frutas, legumes, resíduo de jardinagem, resíduos de comida, etc. Incluíram-se também resíduos sanitários como papel higiênico e fraldas. Buscou-se simular um perfil de material orgânico, proveniente de uma triagem com baixa eficiência, como é o caso do município de São Leopoldo (GHESLA e GOMES, 2011).

Uma seleção grosseira manual era feita antes que o resíduo fosse triturado, para evitar danificações no triturador. Uma verificação meticulosa foi feita das amostras trituradas e secas de algumas bateladas, e verificou-se que a presença de materiais inertes, como diversos tipos de plásticos, tampinhas de garrafa, pedras, etc. compreendia-se entre 3-5% do resíduo bruto inoculado.

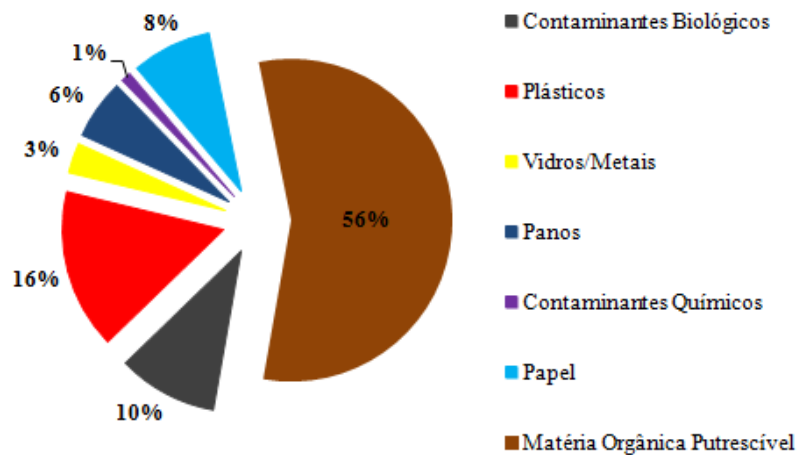
#### **4.1.1 Composição gravimétrica do RSU pós esteira de triagem**

Na figura 9 é apresentada a composição gravimétrica do resíduo pós-esteira de triagem do município de São Leopoldo.

A determinação gravimétrica do material após esteira de triagem foi baseado nos estudos de Pessinet al. (2002). Considerou-se como contaminante biológico: fraldas descartáveis, papel higiênico, curativos, absorventes higiênicos, cotonetes, algodão, seringas e lâminas de barbear; Contaminantes Químicos: pilhas, medicamentos, lâmpadas, embalagens de inseticidas, raticidas, colas em geral, cosméticos, vidros de esmalte, embalagens de produtos químicos e canetas com carga.

Trata-se de uma caracterização pontual, realizada em apenas um dia do mês de maio, mas nos traz informações importantes acerca da quantidade de resíduo com potencial de reciclabilidade destinada diretamente ao aterro sanitário da cidade. Destaca-se, por exemplo, a soma do percentual de materiais plásticos, vidros, metais e papéis, que juntos somam aproximadamente 27% dos resíduos destinados ao aterro local.

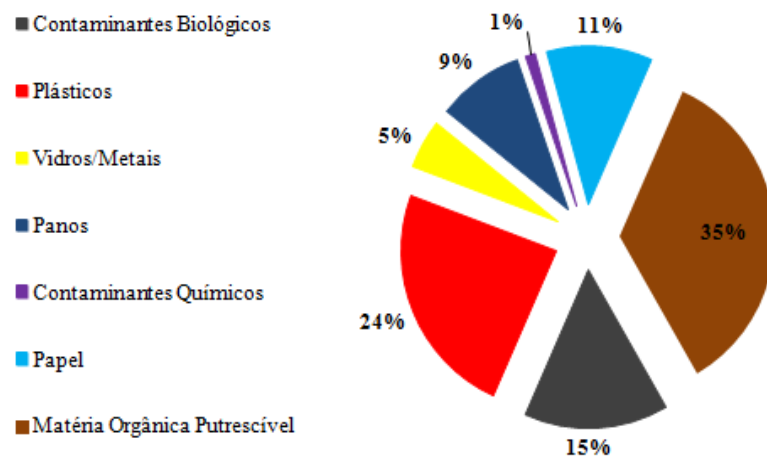




**Figura 9 - Distribuição Gravimétrica do RSUPós esteira<sup>4</sup> - Via Úmida**

Deve-se ressaltar que o elevado percentual de matéria orgânica nessa composição gravimétrica está relacionada com a diminuição do percentual de alguns materiais que foram retidos nas esteiras de triagem.

Desconsiderando a umidade presente na parcela referente ao resíduo orgânico putrescível e fazendo uma nova redistribuição dos percentuais mássicos dos demais resíduos, tem-se a composição gravimétrica em base seca, conforme mostrado na figura 10.



**Figura 10- Distribuição gravimétrica do RSU Pós esteira- Base Seca**

Observa-se a partir da figura 10, uma nova distribuição da gravimetria dos resíduos pós-esteira da cidade de São Leopoldo e verifica-se que a soma, por exemplo, dos

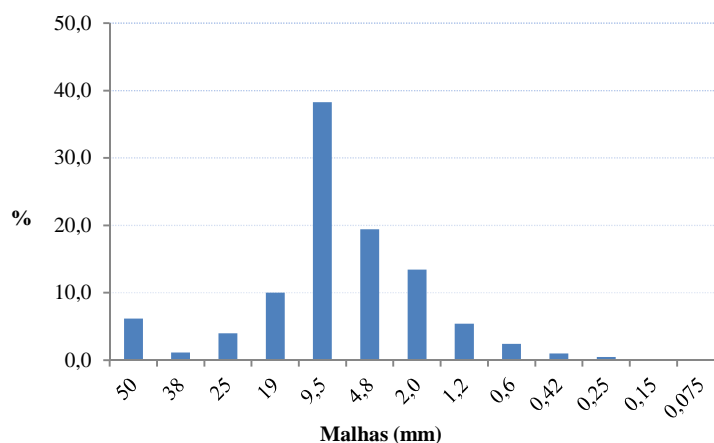
<sup>4</sup> Vidros e metais apresentaram pequena quantidade de massa. Decidiu-se agrupar para melhor representação na distribuição gráfica.

materiais plásticos, vidros, metais e papéis, destinados ao aterro sanitário local aproxima-se de 40%.

#### 4.1.2 Granulometria do RSU pós-seiteira de triagem

A fragmentação do substrato torna a sua superfície acessível ao processo de biodegradação e, portanto, acelera a digestão anaeróbia. De modo geral, embora a taxa de biodegradação aumente com substratos mais fragmentados, o rendimento de biogás não é necessariamente maior. Entre outros fatores, a geração de metano é produto da interação entre o grau de fragmentação e o tempo de permanência (GUIA PRÁTICO de BIOGÁS, 2010).

Foi realizada a granulometria do material orgânico após a trituração em todas as bateladas. Na figura 11 é apresentado o resultado do percentual médio das massas de resíduo retido nas peneiras com malhas compreendidas entre 0,075-50mm.



**Figura 11– Granulometria do RSU estudado**

Aproximadamente 80% da granulometria do resíduo estudado compreenderam-se entre 2,0 e 19,0 mm. Ressalta-se que em algumas malhas, o coeficiente de variação entre as médias, chegou próximo de 60%. Isso está relacionado com a heterogeneidade na composição do resíduo e a forma de trituração, que não teve o objetivo de padronizar a granulometria, mas facilitar o ataque microbiano.

#### **4.1.3 Característica físico-química do RSU pós esteira de triagem**

O conhecimento das características físico-químicas dos resíduos a serem empregados na digestão anaeróbia é um dos principais parâmetros a serem antecipados para obter-se um melhor rendimento em relação a produtividade e qualidade do biogás gerado. Com isso, possibilita a tomada de ações que visam contornar falhas mecânicas, inibição do sistema e deficiências de nutrientes. Além do mais, é possível obter melhor rentabilidade, utilizando diferentes substratos que visam à complementação das características apresentadas.

Em relação aos resíduos sólidos domésticos, a sazonalidade das características físicas e químicas carece de preocupações que supram tais flutuações. Variações da umidade, percentuais de sólidos voláteis, percentuais de nitrogênio e relação C:N, acidez e alcalinidade, além do pH, são parâmetros importantes citados por Reichert (2005), para se obter um bom desempenho da DA de resíduos sólidos domésticos. No entanto, segundo Illmer e Gstraunthaler (2009), tanto a qualidade e a quantidade de resíduos biodegradáveis na entrada do processo são fortemente influenciadas pela variabilidade sazonal, geralmente, instalações de digestão anaeróbias não tem a capacidade de equalizar essas variações sazonais.

A tabela 5 sumariza as principais características físico-químicas do resíduo orgânico bruto ( $R_B$ ), coletado pós-esteira da central de triagem do município de São Leopoldo/RS e dos inóculos empregados nas respectivas bateladas, além da glicerina empregada como codigestão.

Os resíduos foram coletados no período de julho de 2013 até fevereiro de 2014, compreendendo parte do inverno, a primavera e o verão. A coleta não tinha uma periodicidade definida, dependia do termino da batelada anterior.

Tabela 5 - Características físico-química do resíduo bruto (R<sub>B</sub>) e do inóculo

Parâmetros	Bateladas												Glicerina
	Ensaio Piloto		B1		B2		B3		B4		B5		
	R <sub>B</sub>	Inóculo	R <sub>B</sub>	Inóculo **	R <sub>B</sub>	Inóculo **	R <sub>B</sub>	Inóculo **	R <sub>B</sub>	Inóculo **	R <sub>B</sub>	Inóculo **	
pH	4,5	6,8	4,6	4,3	4,3	7,5	4,3	8,6	4,1	8,3	4,1	8,5	---
% Umidade	56,9	61,8	65,5	68,5	66,2	77,3	67,0	78,3	80,6	81,2	74,6	85,1	12 %
% ST	43,1	38,2	33,9	31,5	33,8	22,7	33,0	21,7	19,4	18,8	25,4	14,9	---
% SV	77,0	46,6	71,7	75,2	88,9	67,0	90,0	66,4	89,2	67,6	91,7	70,5	---
% COT	---	---	32,4	34,3	24,7	28,7	25,7	36,2	33,1	37,5	26,7	24,8	---
% N <sub>Total</sub>	---	---	2,12	1,51	1,31	0,72	2,75	0,65	1,52	1,06	1,65	1,10	---
C:N	---	---	15	23	19	40	9	55	22	35	16	22	---
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/L)	---	---	---	12,1	13,0	12,9	13,2	11,6	8,5	11,5	8,7	9,0	---
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	---	337	---	95	---	1846	---	2966	---	2231	---	2321	---
Acidez Total (mgAcH/L)	---	124	1012	2620	750	1934	893	3798	967	2657	979	2319	---
Densidade* (kg.m <sup>-3</sup> )	790	1043	674	1092	735	1054	642	1043	814	1082	771	1053	1260

\*Densidade do resíduo bruto triturado.

\*\* O Inóculo de uma batelada corresponde ao final da batelada antecedente, com excessão do ensaio piloto.

Observa-se a partir da tabela 5, que o resíduo estudado apresenta oscilações nas características físico-químicas, que são pertinentes dos fatores climáticos, sociais e econômicos. Deve-se fazer um contra ponto em relação à destinação desses resíduos em aterros sanitários, onde a geração do biogás ocorrerá de formaintrínseca, com poucas possibilidades de intervenção. Entretanto, em uma usina de geração de biogás, as variações nessas características podem ser operacionalizadas sem, no entanto, deixar de ser um desafio para o processo.

Segundo Guia Prático de Biogás (2010), para a operação normal, deve-se evitar a realização de digestão simples, sendo preferíveis composições de substratos variadas, mas constantes ao longo do tempo. Visando à otimização, podem-se modificar as frações da mistura até que se atinja a relação ideal entre a carga orgânica volumétrica e o tempo de

retenção. O processo biológico atinge seu pico de eficácia sob condições constantes. O ajuste de quantidades de alimentação constantes e a composição do substrato com elevada precisão é, portanto, um importante passo rumo à otimização do processo.

Diante das variações de alguns parâmetros, destaca-se a homogeneidade do pH do  $R_B$  em todas as bateladas. Uma particularidade observada na coleta do resíduo foi a presença de grande quantidade de cascas de frutas cítricas, principalmente no verão. Além disso, na maioria das bateladas, o resíduo foi coletado na segunda-feira. É rotina na central de triagem que o resíduo coletado no sábado seja armazenado para ser processado na esteira de triagem somente na segunda. Portanto, o resíduo adicionado no digestor, por vezes, já estava em processo de fermentação o que acentua ainda mais a acidez do meio. Na figura 12 é apresentado o resíduo triturado, onde é possível observar, por exemplo, a presença de cascas de laranja.



**Figura 12– Resíduo bruto triturado**

A análise química das várias amostras de biomassa retiradas da alimentação de resíduos de frutas e vegetais do estudo de Scanoet al. (2014), revelou pH em torno de 4-5. Para Sitoruset al. (2013), que estudou a geração de biogás a partir de resíduos de frutas e legumes em reator de bateladas com 200 L e temperatura mesofílica, uma das principais limitações da digestão anaeróbica desses resíduos é a acidificação rápida, devido ao pH mais baixo e da maior produção de ácidos graxos voláteis, o que reduz a atividade metanogênica do substrato, corroborando com Curry e Pillay (2012), que considera os resíduos alimentares como um substrato de entrada desejável, mas propenso a maior acidificação e níveis de pH mais baixos, devido à quantidade de ácidos graxos produzidos.

Leite et al. (2009) estudou o tratamento anaeróbio de resíduos sólidos vegetais oriundos de feiras livres e centrais de abastecimento e encontrou característica ligeiramente ácida, com pH médio de 6,9. Na mesma linha de pesquisa, o estudo de Silva (2009) que objetivou o estudo cinético do processo de bioestabilização anaeróbio de resíduos de frutas e verduras, encontrou pH próximo de 5,0 nos resíduos de entrada. Nos estudos de Bouallaguiet al. (2003) o pH dos substratos de frutas e legumes utilizado na pesquisa variou entre 3,7 e 4,2.

Em relação à biodegradabilidade, pode-se afirmar que o resíduo estudado apresentou boas expectativas, visto que, segundo Guelfo et al. (2011) um resíduo pode ser classificado como de fácil biodegradabilidade se a relação SV/ST for acima de 0,7. Para esse estudo, em todas as bateladas, os resíduos brutos apresentaram relação acima de 0,7. Outra característica interessante apresentada foi o elevado teor de umidade nos resíduos, o que pode favorecer a disseminação de nutrientes e substratos, além de possibilitar o transporte de enzimas e outros produtos microbianos por todo o sistema (ALVES, 2008; LEITE et al. 2009).

A relação C:N do resíduo bruto nas bateladas 01, 02, 03 e 05 ficaram abaixo do indicado como ideal. A maior parte da literatura recomenda uma faixa operacional da relação C:N de 20:1 a 30:1, com uma ótima relação de 25:1 para o crescimento de bactérias anaeróbicas, em um sistema de DA (PANG et al. 2008). Inadequadas C:N pode resultar em proporções de nitrogênio amoniacal total elevado e/ou acúmulo de AGV no digestor (WARD et al. 2008).

A relação C:N abaixo do ideal nesse estudo estimula o uso da codigestão com outros resíduos que possam aumentar a demanda de carbono para o sistema. Deve-se destacar que a adição da glicerina nesse estudo, terá como consequência o aumento na relação C:N, mas seu principal objetivo é potencializar o volume de biogás devido o seu aporte de carbono facilmente biodegradável para o sistema.

As concentrações de Fósforo estão coerentes com o encontrado por outros autores (CARNEIRO, 2005; CASTILLO M. et al. 2006; LEITE et al. 2009), um indicativo de condições nutritivas para o desenvolvimento das comunidades bacterianas.

#### **4.1.4 Característica do material digerido**

A figura 13 mostra o material digerido após encerrado o estudo de suas respectivas bateladas. O material apresenta aspecto pastoso onde ainda se observava material particulado não digerido. O material digerido apresentou elevada umidade (média entre as

bateladas de  $78 \pm 6,1$  %), decorrente do lixiviado gerado que era incorporado à mistura durante o processo de DA. Uma vantagem interessante, visto que uma elevada carga de nutrientes era homogeneizada.



**Figura 13– Material digerido (lodo)**

O volume ocupado pelo material digerido no final do estudo piloto reduziu-se à metade em relação ao volume inicial de resíduo carregado. Nas demais bateladas ocorreu a redução de aproximadamente 30% em relação ao volume carregado inicialmente. Essa é uma importante observação a ser considerada em escala real para otimizar o espaço físico do digestor.

O material digerido apresentou uma elevada relação C:N, não pela deficiência de nitrogênio, mas pelo aumento na carga orgânica pelo incremento da glicerina. A elevada relação de C:N no material digerido, pode ser um indicativo da baixa mineralização da matéria orgânica.

De acordo com Carvalho (2002), em caso de uma relação C:N elevada, a decomposição da matéria orgânica implicará numa competição com as plantas quanto ao nitrogênio disponível no solo. Além disso, o intervalo de temperatura empregado nessa pesquisa, não potencializa a eliminação de patógenos e uma caracterização microbiológica deve ser avaliada. O direcionamento desse resíduo para uma etapa aeróbica como a compostagem é indicado.

De acordo com Illmer e Gstraunthaler (2009), na tecnologia KOPOMGAS de digestão anaeróbica de resíduo urbano, após 3-4 semanas de digestão do resíduo, o material é prensado, e o líquido é reciclado para umedecer o resíduo fresco, enquanto os sólidos (com aproximadamente 25% m/m) são direcionados para a compostagem.

## 4.2 PRODUÇÃO ACUMULADA DE BIOGÁS

Foram elaboradas sete bateladas, sendo que uma delas refere-se ao estudo piloto. A última batelada foi elaborada para verificar o efeito da agitação constante sobre a produção acumulada do biogás, apresentado na batelada.

A tabela 6 apresenta um resumo de todas as bateladas com suas respectivas particularidades.

**Tabela 6 - Observações sobre as bateladas desenvolvidas**

Bateladas	Observações
Ensaio Piloto	Foi usado somente o material orgânico triturado, proveniente do aterro sanitário.
Batelada 01	Manteve-se por 33 dias digerindo o material orgânico. No 28º dia, corrigiu o pH com NaOH.
Batelada 02	Houve correção do pH desde o início e no 35º dia foi adicionado 1% de glicerina.
Batelada 03	Correção do pH desde o início e adição de 5% de glicerina no início do carregamento.
Batelada 04	Correção do pH desde o início e adição gradativa de glicerina, totalizando 5%. Foi adicionado excesso de NaOH.
Batelada 05	Correção do pH desde início e adição de 5% de glicerina no início do carregamento. A agitação manteve-se constante até o 20º dia.
Batelada 06	Correção do pH desde início e adição de 5% de glicerina no início do carregamento. Manteve agitação constante para comprovar se há efeito no volume de biogás.

### 4.2.1 Dados operacionais

Na tabela 7, está sumarizado a carga orgânica volumétrica, em relação aos SV e ao COT, o tempo de operação, temperatura e a quantidade de NaOH utilizado para todas as bateladas, com exceção da sexta batelada que será abordada em um estudo posterior.



Tabela 7– Dados operacionais das bateladas estudadas

Dados Operacionais						
Parâmetros	Ensaio Piloto	B01	B02	B03	B04	B05
Taxa Orgânica Aplicada (kgVS.m <sup>-3</sup> )	99,6	72,9	90,1	89,1	51,9	69,9
Taxa Orgânica Aplicada (kg COT.m <sup>-3</sup> )	---	97,2	74,1	77,1	99,3	80,1
Tempo de Operação	35	54	58	37	41	42
Adição de NaOH (kg/kgVS)	---	0,070	0,092	0,135	0,139	0,213
Temperatura (°C)			33 – 42			

Não foi possível manter a temperatura de operação em um valor fixo, principalmente na estação de verão, mas a temperatura de operação manteve-se na faixa de temperatura mesofílica.

Nas bateladas onde foi adicionado glicerina desde o início do carregamento, necessitou a adição de uma quantidade maior de NaOH para manter o pH próximo da faixa ótima (6,8 – 7,2) para digestão anaeróbia.

A adição de NaOH na primeira batelada (B01) foi inferior as demais, visto que o pH do meio não foi corrigido desde o início do carregamento. Na segunda batelada pode-se considerar que a adição de 1% de glicerina no final do processo não influenciou na quantidade de NaOH adicionado. Sendo assim, a segunda batelada pode ser referência na estimativa da quantidade de NaOH usado em escala real sem a interferência da glicerina.

A adição de glicerina conseqüentemente exige maiores quantidades de NaOH para manter o pH dentro da faixa ideal. Todavia, deve-se estar atento para oportunizar o uso de outros resíduos que possam contribuir com o aumento do pH do meio, como por exemplos, resíduos da suinocultura que possuem pH elevado (pH ~ 8,0). No entanto, Wohlgemut (2007) ressalta que altas concentrações de NH<sub>3</sub>/NH<sub>4</sub><sup>+</sup> é comum em dejetos de animais.

A carga orgânica foi definida a partir da capacidade máxima do volume útil do digestor. Padronizou uma quantidade de carregamento de 15kg de resíduos triturado para cada

batelada. Todavia, a partir da observação da redução do volume do resíduo após a digestão, pode-se pensar, para próximos estudos, em aumento nessa quantidade.

A homogeneidade do substrato introduzido no digestor é de suma importância para a estabilidade do processo fermentativo. A oscilação da carga e a troca da composição do substrato exigem que os microrganismos se adaptem às diferentes condições, o que se reflete negativamente no rendimento de biogás.

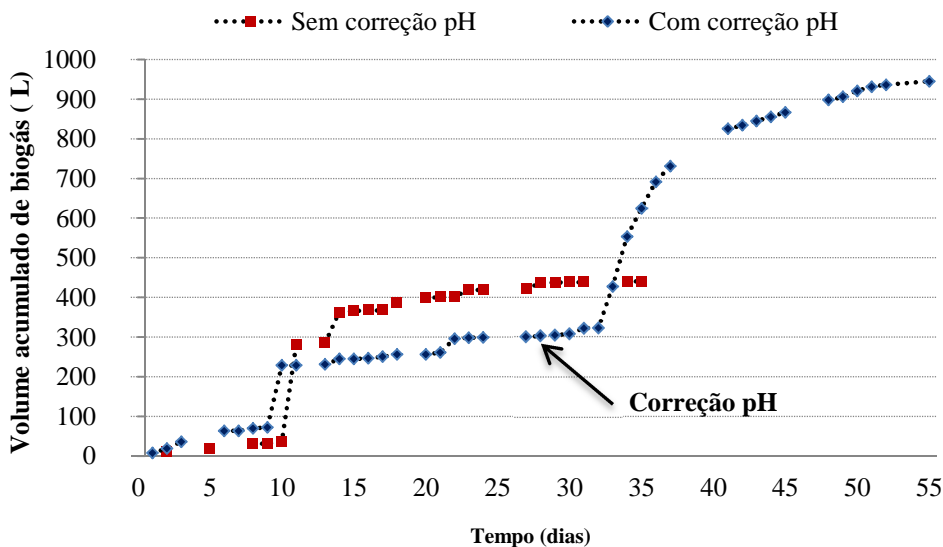
Embora se tratando da fração orgânica do RSU, em um intervalo de tempo com variações climáticas, a carga orgânica volumétrica expressa em SV desse estudo apresentou boa correlação entre as bateladas ( $R^2=0,81$ ) e a carga orgânica volumétrica expressa em COT apresentou uma correlação ainda melhor entre as bateladas ( $R^2=0,93$ ). No entanto, os resultados observados indicam que pode haver variações ainda maiores quando se trata de RSU, pois alguns substratos podem apresentar variações extremas em sua composição entre um lote e outro, o que pode acarretar oscilações indesejadas na carga orgânica volumétrica.

Não se observou nenhum efeito inibitório visível com a adição de 5% de glicerina. Na adição gradativa da glicerina foi observada uma redução na geração de biogás até praticamente dois dias após a adição da glicerina, isso possivelmente está relacionado com a adaptação da biomassa ao novo substrato adicionado. Diante disso, recomenda-se a adição da glicerina de forma contínua, com auxílio de uma bomba peristáltica, para que a biomassa do meio mantenha-se adaptada ao longo do processo.

#### **4.2.2 Comportamento frente à correção do pH**

A DA anaeróbia da fração facilmente biodegradável do RSU passa por uma forte acidificação do meio nas etapas iniciais do processo. Em alguns casos, como no estudo de Leite et al. (2009), essa forte acidificação chegou a intervalos de até 170 dias com pH próximo de 5,5 e a partir desse intervalo é que o sistema conseguiu, naturalmente, adquirir características de neutralidade. Esse comportamento demonstra as fases da DA bem definidas ocorridas naturalmente, iniciada pela acidogênese e concluída pela metanogênese.

No entanto, para conseguir otimização do processo de DA é necessário intervenção com adição de álcalis para estreitar a fase acidogênica inicial, conforme verificado na figura 14, referente ao comportamento das bateladas 01 e 02.



**Figura 14– Influência da correção do pH no volume acumulado de biogás (Bateladas 01 e 02)**

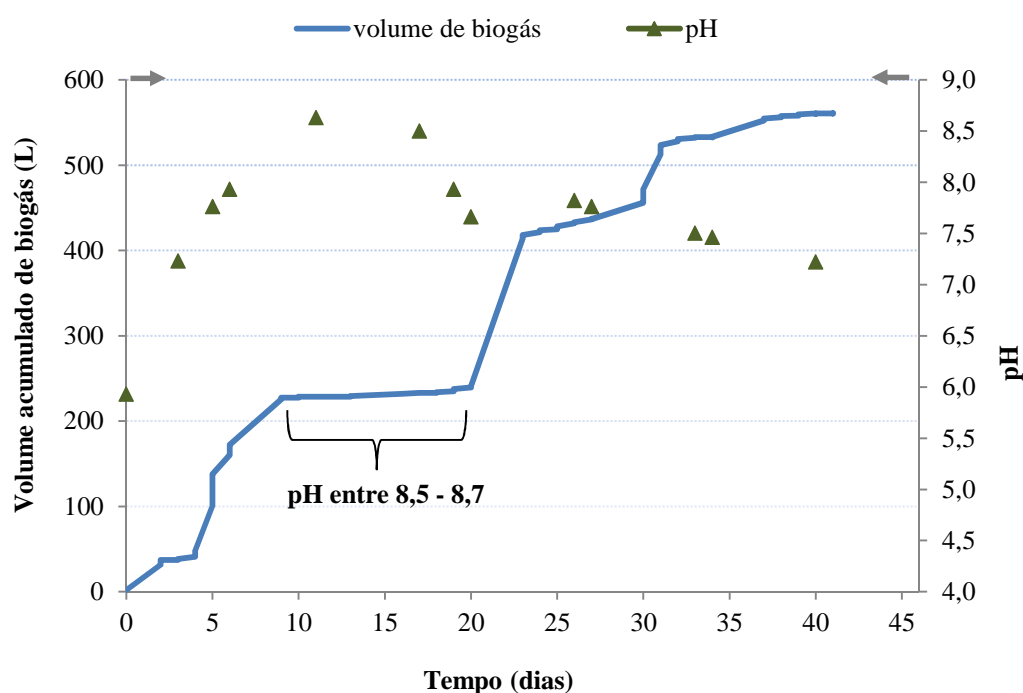
Conforme observado na figura 14, nos primeiros 10 dias predomina a hidrólise e a acidogênese em ambas as bateladas, representada pela formação de patamares. A partir desse período, se observa um comportamento menos definido como consequência da coexistência de todas as etapas do processo anaeróbio. Devido à presença no resíduo de frações com características biodegradáveis diferentes, observa-se em outros momentos do processo, pontos com novas evidências da atividade acidogênica, conforme verificado pelos patamares com valores de pH característicos da fase ácida ao longo das curvas.

Verifica-se, em ambas as bateladas, que a geração de biogás nos primeiros 30 dias é baixa e provavelmente, a concentração de metano na mistura esta abaixo de 50%, conforme observado no estudo Carneiro (2005). Nesse estudo, a autora tratou anaerobicamente a fração orgânica de RSU triturado, e demonstrou que nos primeiros 15 dias do experimento predominaram a fase de hidrólise e acidogênese com baixa concentração de metano na mistura gasosa.

Entretanto, há um aumento de aproximadamente 35% no volume de biogás com a adição de NaOH na segunda batelada, a partir do 27º dia, quando o pH foi elevado para valores próximo à neutralidade. Esse aumento ocorreu em um período de 4 dias e a evolução no volume de biogás prosseguiu até o 50º dia, onde encerrou-se a batelada. O aumento do pH provavelmente favoreceu o desenvolvimento de outros grupos de bactérias envolvidas na DA, que encontraram no meio, grande concentração de AGV e nutrientes gerados na fase inicial da batelada. Isso possivelmente refletiu no aumento significativo do volume de biogás.

Diante disso, é interessante sugerir para os próximos estudo, que a fase fermentativa e acidogênica seja mantida por aproximadamente 10 dias e somente após esse período seja corrigido o pH para valores que favoreçam a fase metanogênica. Dessa forma, a comunidade metanogênica será estimulada em um meio com elevada concentração de AGV. Nessa proposta, teremos uma configuração de reatores operando com duas fases, uma acidogênica e a segunda metanogênica.

Entretanto, deve-se ter cuidado na adição de NaOH, respeitando o intervalo ótimo de pH sugerido na literatura (CHERNICHARO 1995; REICHERT, 2005; SITORUS et al. 2013). O aumento do pH para valores acima de 8,0 inibiu a geração de biogás na batelada 4, conforme verificado na figura 15.



**Figura 15 – Influência do pH elevado na batelada 04**

É evidente a partir da figura 15, que nas condições desse estudo, valores de pH acima de 8,0 causam uma brusca interrupção na produção de biogás. A estagnação na geração do biogás provavelmente esteja relacionada com o efeito inibitório da amônia sobre a comunidade metanogênica nessa faixa de pH. De acordo com o Guia Prático de Biogás (2010), quanto maior o pH maior o efeito inibidor da amônia. A elevação do pH de 6,5 para 8, por exemplo, leva a um aumento de 30 vezes a concentração de amônia livre.

Observa-se também, a partir da figura 15, que o sistema não conseguiu se restabelecer naturalmente desse distúrbio, e após 7 dias foi necessária a intervenção com

adição de ácido. Foi utilizado  $\text{H}_2\text{SO}_4$  2N para a correção do pH. Um erro, visto que a adição de ácido sulfúrico pode favorecer o desenvolvimento das bactérias sulfetogênicas, que irão competir pelo substrato com as metanogênicas. Sugere a adição de  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , conforme usado no experimento de Guelfo et al. (2011).

Após a correção do pH a produção de biogás se restabeleceu em um curto período de tempo, no qual o pH foi deslocado para valores abaixo de 8,0, mantendo-se estável até o término da batelada. Observa ainda a formação de patamares, indicando que provavelmente ainda ocorre a atividade acidogênica, acetogênica e metanogênica, embora analiticamente isto não pode ser verificado.

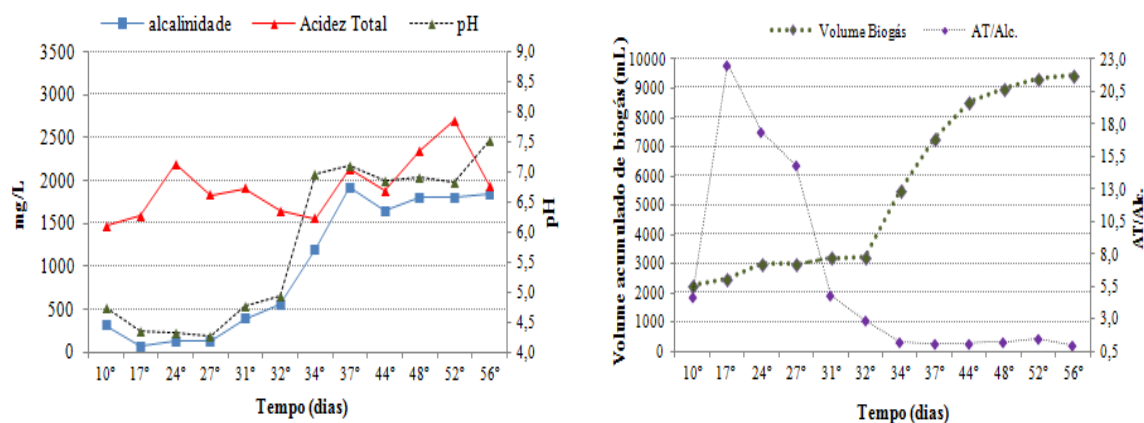
Buscou investigar o comportamento de algumas variáveis durante o período em que o pH manteve-se na faixa de 8,5-8,7. Em relação aos % COT e % SV, observou-se um pequeno decréscimo. Alcalinidade e acidez total tiveram um leve aumento na concentração, mas mantiveram uma relação AT/Alc. próxima de 1,0, do início ao término da batelada, conforme pode ser observado na figura 18.

#### **4.2.3 Comportamento da Acidez Total, Alcalinidade**

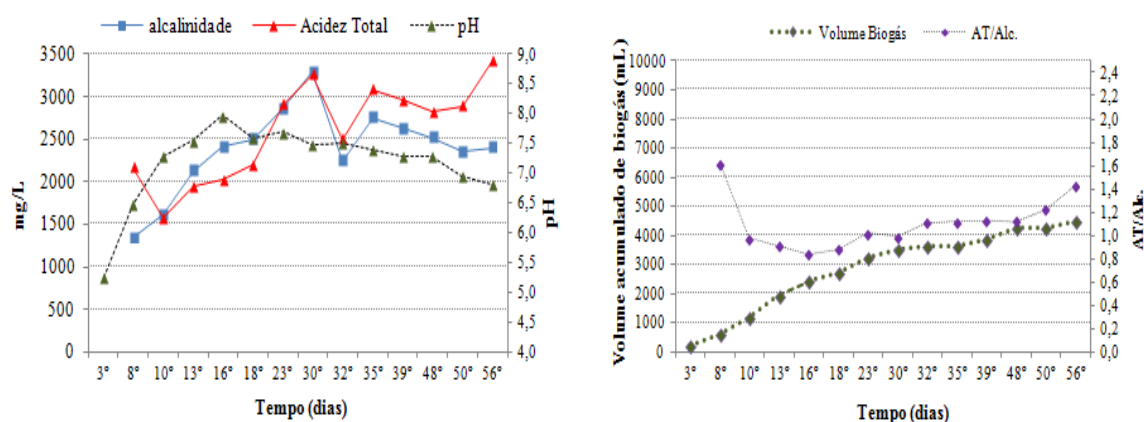
A interação das variáveis alcalinidade, pH e AGV expressam o equilíbrio dinâmico de um sistema de digestão anaeróbia, indicando que a fermentação ácida não possui predominância sobre a fermentação metanogênica (GOMES et al. 2009). De acordo com Astalset al. (2012) a relação entre a acidez total e a alcalinidade não deve ser superior a 0,4. No entanto, quando a concentração de ácidos prevalece sobre a concentração da alcalinidade, deve-se promover a suplementação da alcalinidade bicarbonato perdida na reação com os ácidos voláteis (Chernicharro, 1997).

A figura 16 mostra a relação entre a acidez total (expressa em mg de ácido acético/L), a alcalinidade (expressa em mg  $\text{CaCO}_3$ /L), a variação do pH e a influência destes no volume acumulado de biogás.

### Batelada 01



### Batelada 02



**Figura 16– Comportamento Acidez Total, Alcalinidade e AT/Alc nas Bateladas 01 e 02**

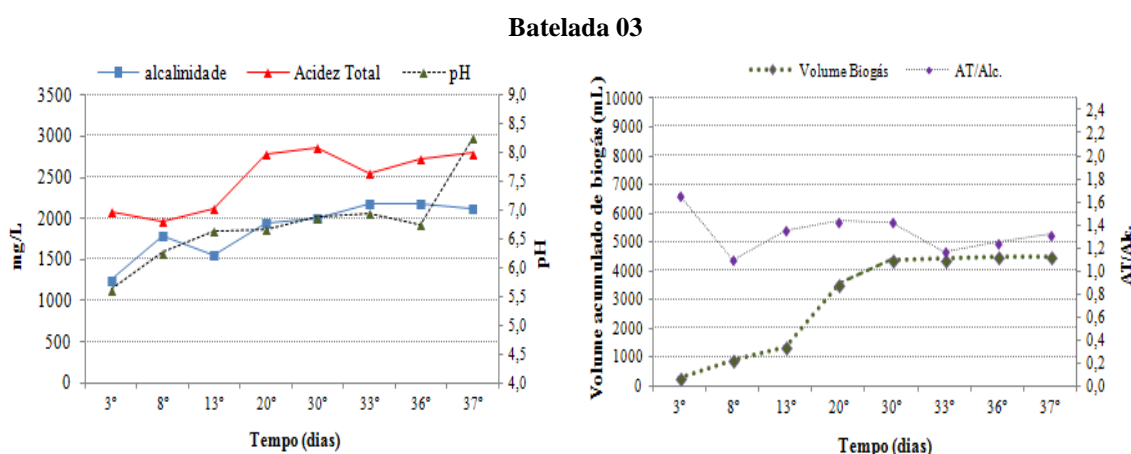
Na batelada 01, ocorre uma elevada concentração de ácidos, diminuindo o pH do meio para valores inferiores a 5,0. O sistema não conseguiu gerar alcalinidade naturalmente e a relação AT/Alc. assumiu valores muito elevados. Como consequência, a formação de biogás é baixa. A partir da intervenção externa, pela adição de NaOH, a relação AT/Alc. Assumiu valores próximos a 1,0 e se verificou um aumento expressivo no volume de biogás gerado. Portanto, para as condições operacionais dessa pesquisa, a adição de álcali é necessária para se obter um melhor rendimento de biogás.

Na batelada 02, a adição de NaOH foi desde o início do carregamento. Houve uma tentativa de ajuste do pH utilizando bicarbonato de sódio, conforme utilizado por Castillo M. (2006). No entanto, a adição de bicarbonato de sódio gerou imediatamente um aumento no volume de biogás produzido no digestor, este efeito provavelmente foi devido ao desprendimento de CO<sub>2</sub> quando o bicarbonato foi adicionado. Este fato influenciou na leitura do volume acumulado de biogás. No caso específico desta batelada, o volume de biogás gerado neste momento foi subtraído do volume total medido. Portanto recomenda-se que seja usado NaOH para correção do pH.

A adição de NaOH desde o início do carregamento manteve a relação AT/Alc abaixo ou muito próximo de 1,0. Observa-se, a partir da curva de biogás acumulado da batelada 02, que os patamares de valores que indicam as fases de hidrólise e acidogênese não são tão definidas como na batelada anterior. A adição de álcali na etapa inicial impede o aumento da concentração de AGV's influenciando na rota microbiológica de formação do biogás. É importante ressaltar que a alcalinidade fornecida ao meio é diferente da alcalinidade gerada pelo meio, visto que essa última é proveniente principalmente do CO<sub>2</sub> gerado pelo processo da DA.

Nas bateladas 03, 04 e 05, o comportamento da Acidez Total e Alcalinidade, além do pH foram influenciados pela adição da glicerina.

O aporte de carbono fornecido pela adição de glicerina exigiu um maior controle do pH, observado pelo aumento no volume de NaOH (expresso em Kg NaOH/KgSV, conforme tabela 7), adicionado para manter o pH próximo de 7,0. A adição de carbono facilmente disponível presente na glicerina, possivelmente teve preferência em termos de metabolização pela biomassa, provavelmente sendo consumido primeiro em relação ao carbono particulado presente na fração orgânica do RSU. Desta forma o aumento da concentração de matéria orgânica disponível prolongou a fase fermentativa acidogênica, conforme visto pelo patamar de valores presentes na curva de biogás da batelada 03 (figura 17), mesmo tendo a reposição de alcalinidade pela adição de NaOH.



**Figura 17 – Comportamento Acidez total e alcalinidade na produção de biogás (B03)**

O pH próximo de 8,5 observado no final da batelada 03, é proveniente da adição de NaOH para preparar o inóculo da batelada subsequente, conforme descrito no item 3.2.2 da metodologia desse material.

Na batelada 04 (figura 18), a adição gradativa da glicerina, possibilitou um comportamento semelhante ao discutido anteriormente na figura 14. No entanto, observa-se que a adição gradativa de glicerina antecipou o patamar referente à fase fermentativa e metanogênica. Nossos resultados indicam que a adição gradativa da glicerina possibilitou que a fração orgânica particulada do RSU fosse consumida paralelamente à fração solúvel da glicerina. Entretanto, esta informação precisa ainda de maiores estudos que comprovem este efeito, ficando desde já uma sugestão para trabalhos futuros.

#### Batelada 04

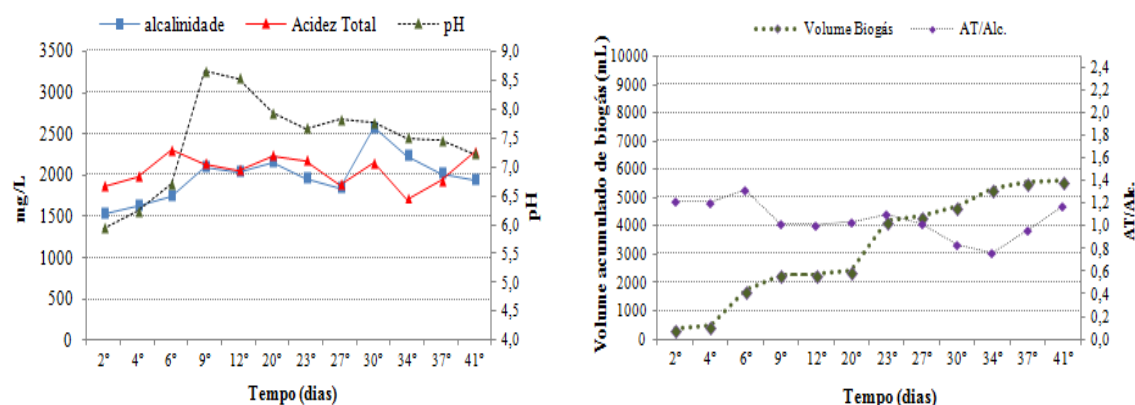


Figura 18 - Comportamento Acidez total e alcalinidade na produção de biogás (B04)

Em relação à batelada 05 (figura 19), todo o volume de glicerina a ser testado foi adicionado no início do carregamento do digestor, e o pH também foi controlado com adição NaOH desde o início.

#### Batelada 05

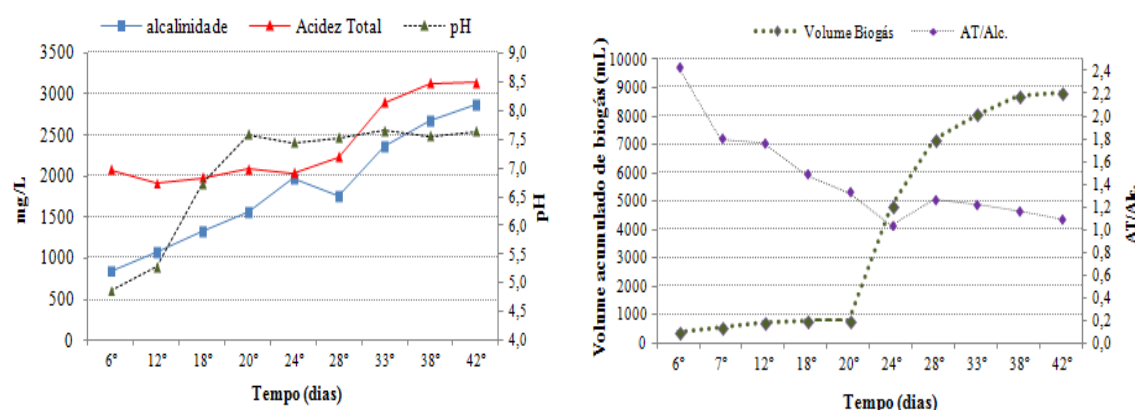
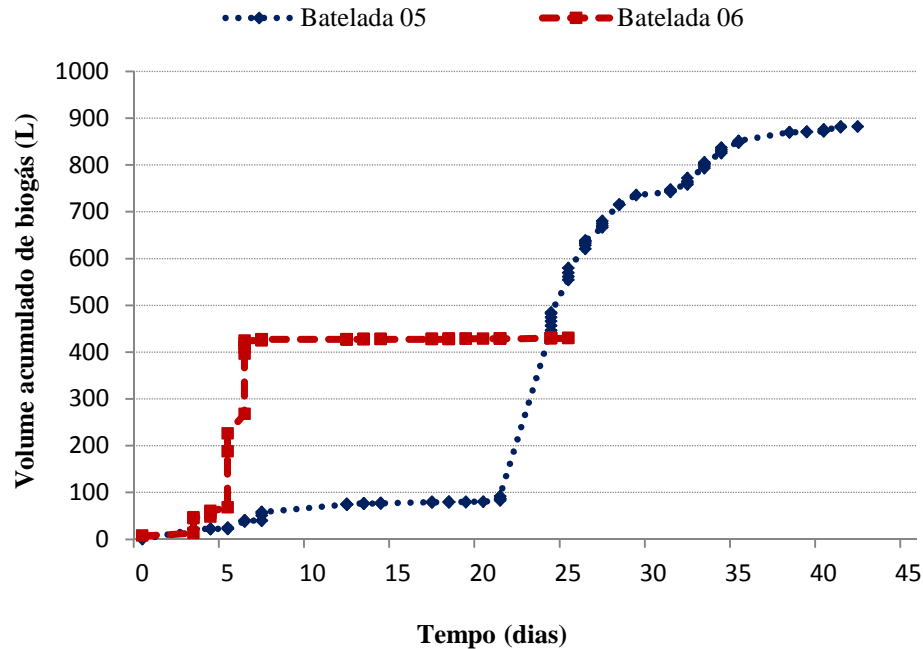


Figura 19 - Comportamento Acidez total e alcalinidade na produção biogás (B05)

No entanto, uma pane elétrica ocorreu no relé regulador que controla o tempo de mistura/reposo do misturador mecânico, e o sistema de agitação manteve-se ligado constantemente durante 20 dias consecutivos, provocando uma modificação no perfil de



geração de biogás, conforme pode ser verificado na figura 20. No período em que a agitação ficou constante, houve uma intensa intensificação na acidez total do meio.



**Figura 20 – Efeito da agitação constante**

A agitação constante influenciou negativamente na produção do biogás, diminuindo a produtividade. Este efeito também é relatado na literatura, a qual sinaliza para importância da agitação, visando manter um intenso contato entre o substrato e os microrganismos (CASTILLO M. et al. 2006), ressaltando que a agitação não deve desintegrar os consórcios microbianos estabelecidos (GÜELFO et al. 2011), principalmente as metanogênicas, que formam uma estreita comunidade (GUIA PRÁTICO de BIOGÁS, 2010), devendo-se evitar agitação intensa e contínua sob risco de queda na geração de biogás.

Para comprovar-se o efeito da mistura não intermitente no processo de geração de biogás, foi executada outra batelada (batelada 06), mantendo-se a agitação constante por 20 dias consecutivos. Observa-se, a partir da figura 20, que ambas as bateladas tiveram comportamento semelhante, ou seja, houve realmente uma estagnação na produção de biogás quando a agitação foi mantida constante. Na batelada 05, o sistema restabeleceu a produção de biogás em um curto período de tempo após retornar a agitação intermitente, indicando que realmente a agitação constante promove um decréscimo na produtividade de biogás. Porém, na batelada 06, o mesmo não ocorreu dentro do período observado, ou seja, 30 dias.

O aumento acentuado na produção de biogás observado na batelada 06 nos primeiros dias de operação pode estar relacionado com a intensa atividade metanogênica ainda presente no inóculo proveniente da batelada anterior (~ 30%).

Na batelada 05, a fase acidogênica se estendeu por aproximadamente 20 dias. Observou-se também, a manutenção do pH abaixo de 6,0 sendo necessário diversas adições de NaOH para corrigir o valor para próximo de 7,0. Nessa batelada foi consumido uma massa de álcali correspondendo a 0,213 kg NaOH/Kg.SV, quantidade superior às bateladas anteriores. A relação AT/Alc assumiu valores relativamente altos, chegando a 2,4 nesse período.

O comportamento das variáveis citadas acima indica que a agitação constante favoreceu a desintegração da matéria orgânica por cisalhamento, aumentando a disponibilidade de material orgânico a serem consumidos pelas acidogênicas, o que por consequência possivelmente levou a um aumento nas concentrações de AGV's no meio. Cabe salientar a importância de se medir as concentrações de AGV para responder estas questões, o que neste trabalho não foi possível.

Os estudos de Karimet al. (2005), também apontam para uma influencia na produção de biogás conforme o modo de agitação adotado. Nesse estudo, diferentes formas de agitação foram testadas, além de verificar se a concentração do substrato tem relação com a forma de agitação.

Conforme observado nas figuras 16-19, a relação AT/Alc manteve-se muito acima do considerado ideal pela literatura para se obter biogás com elevada concentração de metano. Em alguns estudos (CARNEIRO, 2005; SILVA, 2005; BROWN e LI, 2013) a relação AT/Alc também ficou acima do ideal e a concentração de metano na mistura de biogás ficou próximo de 50%, indicando que a relação ideal deve ser considerada em função das características pertinentes de cada resíduo para obtenção de concentrações de metano que tornem viável seu aproveitamento, usualmente valores acima de 65%.

#### **4.2.4 Comportamento frente à adição de glicerina**

A adição da glicerina alterou significativamente a dinâmica do processo. Primeiramente, observou-se uma significativa redução no pH devido ao incremento de matéria orgânica que prolonga as fases de hidrólise e acidogênese. Como consequência foi necessária a adição de maior quantidade de NaOH para manter o pH nas condições desejadas. Tomando como referência a quantidade de NaOH adicionado na batelada 02, tem-se que a

adição de 5% de glicerina aumentou aproximadamente em 47%, 51% e 130% a quantidade necessária de NaOH, respectivamente, para as bateladas 03, 04 e 05. Sendo que na batelada 04 teve um pequeno excesso de adição de NaOH (conforme figura 15) e na batelada 05 a influência da agitação contante prejudicou a geração de biogás.

Portanto, pode-se inferir que a adição de 5% (m/m) de glicerina aumenta em aproximadamente 50% a quantidade de NaOH necessária para manter o pH ideal em relação a digestão sem adição de glicerina. Esta observação é pertinente considerando as condições operacionais e características dos resíduos desse estudo. Outro fator importante a ser observado é a factibilidade da adição de NaOH em elevados volumes e concentrações quando se projeta operação de sistemas em escala plena.

A adição de glicerina aumenta a produção de biogás. Na batelada 02, foi adicionado 1% (m/m) de glicerina a partir do 35º dia. Observa-se a partir da figura 21 (adição posterior de glicerina), que a produção acumulada de biogás mantinha-se praticamente nula e a adição da glicerina favoreceu a formação de biogás. A produção acumulada aumentou aproximadamente 15 % em um período de 10 dias após a adição da glicerina, e não foi necessário a correção do pH até o término da batelada.

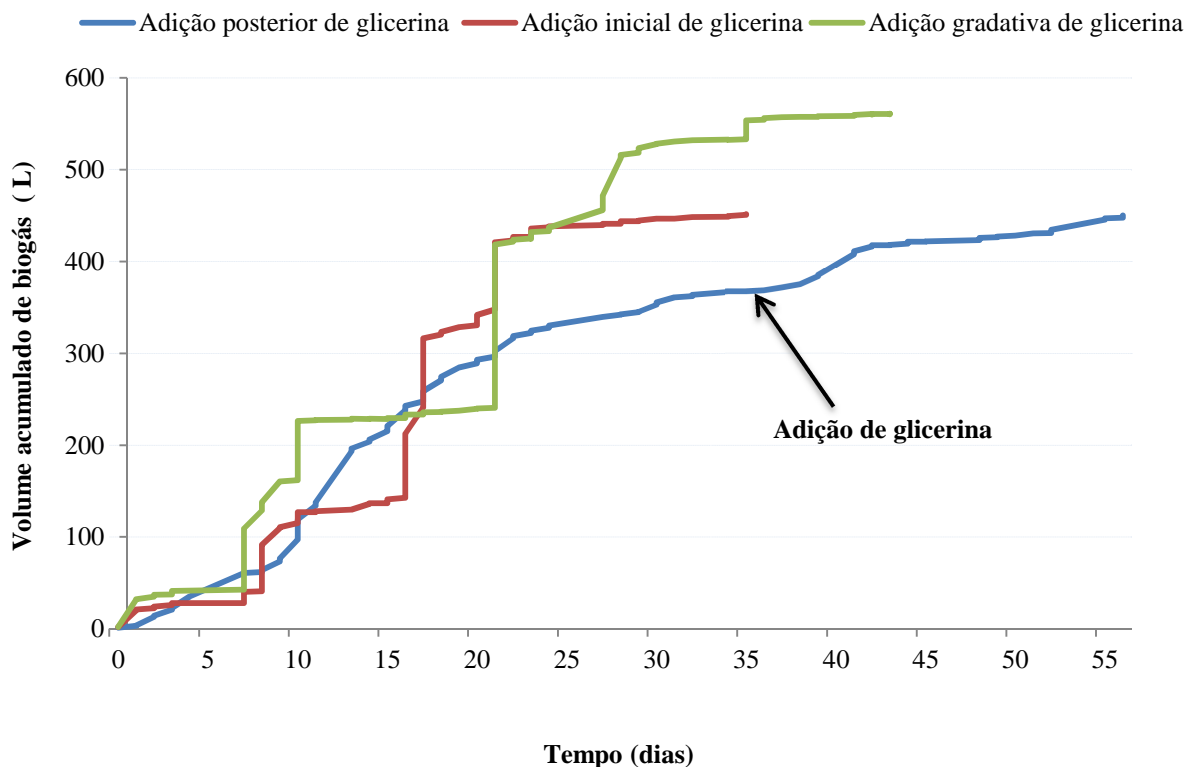


Figura 21 – Bateladas com adição de glicerina

Devido às diferenças nas cargas orgânicas aplicadas entre as bateladas, fez-se a comparação entre as bateladas cujas cargas orgânicas apresentaram valores semelhantes, o mesmo foi considerado quando da adição de glicerina. Desta forma, conforme a tabela 7, as bateladas 02 e 03 apresentaram uma carga orgânica expressa em SV semelhante, enquanto as bateladas 01 e 04 apresentaram uma carga orgânica semelhante quando expressa em termos de COT. Essas comparações tiveram como referência o 25º dia de operação. Este tempo foi identificado como o TRS máximo, pois apresentou o melhor rendimento na produção de biogás.

A adição de 5% (m/m) de glicerina na batelada 03 conduziu a um aumento de aproximadamente 30% no volume de biogás em relação à batelada 02 (sem adição de glicerina nesse período). Deve-se considerar também, que o volume de biogás produzido e acumulado pela batelada 02 no 25º dia foi obtido com 10 dias de antecedência em relação à batelada 03. Portanto, a adição de 5% (m/m) de glicerina permitiu produzir um volume maior de biogás em um tempo menor de operação.

Em relação às bateladas 01 e 04, respectivamente, sem adição de glicerina e adição gradativa de 5% (m/m) de glicerina com correção pH, verificou-se que a batelada 04 produziu aproximadamente 42% a mais de biogás em relação à batelada 01. A comparação frente à antecipação da produção entre as bateladas não foi possível, porque ocorreu uma redução drástica na produção acumulada do biogás na batelada 04, devido ao excesso de NaOH adicionado, conforme discutido anteriormente pela figura 15.

Portanto, deve-se considerar que a adição de glicerina aumenta a geração de biogás além de antecipar o tempo de produção. No entanto, tem como inconveniente um elevado consumo de álcali para manter o pH dentro da neutralidade. Salienta-se que estudos envolvendo adição contínua de glicerina devem ser conduzidos, para verificar se este comportamento pode ser autocontrolado ou otimizado.

#### **4.2.5 Comportamento SV e COT**

Na tabela 8, são apresentados os resultados referentes às variações dos percentuais de SV e COT e suas respectivas remoções do meio.

**Tabela 8 - Percentual de remoção dos SV e COT das bateladas**

Bateladas	% Sólidos Voláteis Totais			% Carbono Orgânico Total		
	Inicial	Final	Remoção	Inicial	Final	Remoção
B 01	71,7 ± 0,17	67,1 ± 0,14	6,4 %	32,4 ± 6,2	28,7 ± 3,8	11,4 %
B 02	88,9 ± 0,12	66,4 ± 0,24	25,3 %	24,7 ± 0,38	36,2 ± 16,9	+ 46,5 %
B 03	90,0 ± 0,03	67,6 ± 0,30	24,9 %	25,7 ± 12,7	37,5 ± 19,9	+ 46,0 %
B 04	89,2 ± 0,06	70,5 ± 0,04	21,0 %	33,1 ± 2,8	20,8 ± 9,9	+ 37,2 %
B 05	91,7 ± 0,05	66,5 ± 0,001	27,5 %	26,7 ± 9,9	26,6 ± 16,1	0,4 %

O aumento da concentração de COT no final das bateladas 02, 03 e 04 e a insignificante remoção na 5ª batelada estão associados ao aporte extra de carbono fornecido ao sistema pela adição de glicerina. No entanto, algumas considerações podem ser feitas, como: i) o aporte de carbono facilmente disponível, adicionado ao sistema pela glicerina, pode ter conduzido a um aumento no crescimento da biomassa anaeróbia, observado pelo aumento acentuado no volume de biogás produzido; ii) no balanço geral de carbono consumido, pode-se esperar que a quantidade de carbono removido para a produção de biogás seja inferior ao carbono utilizado para o crescimento bacteriano. Todas estas observações podem ser exploradas em trabalhos futuros.

Todavia, o estímulo ao desenvolvimento de novas células bacterianas pode ter contribuído para a digestão de uma parcela do carbono proveniente do resíduo orgânico que outrora seria consumido mais lentamente.

Outra possibilidade a ser investigada é que a adição de NaOH ao meio, pode ter esterificado uma parcela da glicerina adicionada, indisponibilizando-a para a geração de biogás, mantendo uma maior concentração de COT no meio, pois o éster gerado pode ter uma menor biodegradabilidade.

Entretanto, deve-se considerar que a quantidade de carbono ainda presente nas bateladas é muito grande, indicado a presença de matéria orgânica disponível quando se observa a relação C:N do material digerido, que serviu de inóculo para as bateladas seguinte, conforme pode ser observado na tabela 5.

A sinergia do processo de digestão empregando codigestão de glicerina com substratos orgânicos do RSU parece exigir a adição de glicerina em um intervalo definido

para adição, e que provavelmente não está relacionado com a maior quantidade possível de glicerina a ser adicionada. No trabalho de Robra (2010), os resultados correspondentes à adição de 5% e 10% de glicerina, no tratamento anaeróbio de dejetos bovinos, e não foi observada diferença significativa na produção de biogás e composição de metano na mistura. A adição de 10% de glicerina pura, não correspondeu ao aumento proporcional comparado à adição de 5%. Em nenhum desses casos foi observado perturbação ao sistema associado ao excesso de carga orgânica.

#### 4.2.6 Definição do melhor TRS

O tempo de retenção requerido para a ocorrência completa das reações de DA nos reatores varia com as diferentes tecnologias, temperaturas do processo, e composição dos resíduos (REICHERT, 2005). A tabela 9, expressa a produção acumulada de biogás e o percentual de variação em intervalos de tempo das bateladas estudadas nessa pesquisa.

**Tabela 9 – Variação na produção biogás**

	Variação do volume gerado (%)							Produção acumulada biogás (mL)						
	Intervalo (dias)							5°	10°	15°	20°	25°	30°	35°
	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40							
Piloto	19%	30%	5%	5%	5%	0,5%	---	307	366	3658	3980	4188	4383	4404
B01	260%	7%	5%	17%	7%	127%	14%	635	2287	2449	2565	2995	3217	7309
B02	237%	864%	33%	16%	5%	3,0%	12%	352	1189	2206	2930	3398	3553	3669
B03	214%	86%	47%	21%	3%	2%	1%	413	1299	2410	3546	4276	4383	4467
B04	66%	2%	3%	78%	10%	17%	1%	1379	2284	2321	2402	4280	4716	5541
B05	201%	4%	4%	623%	27%	15%	3%	246	741	772	801	5795	7356	8514

A figura 22 demonstra graficamente os resultados da tabela 9.

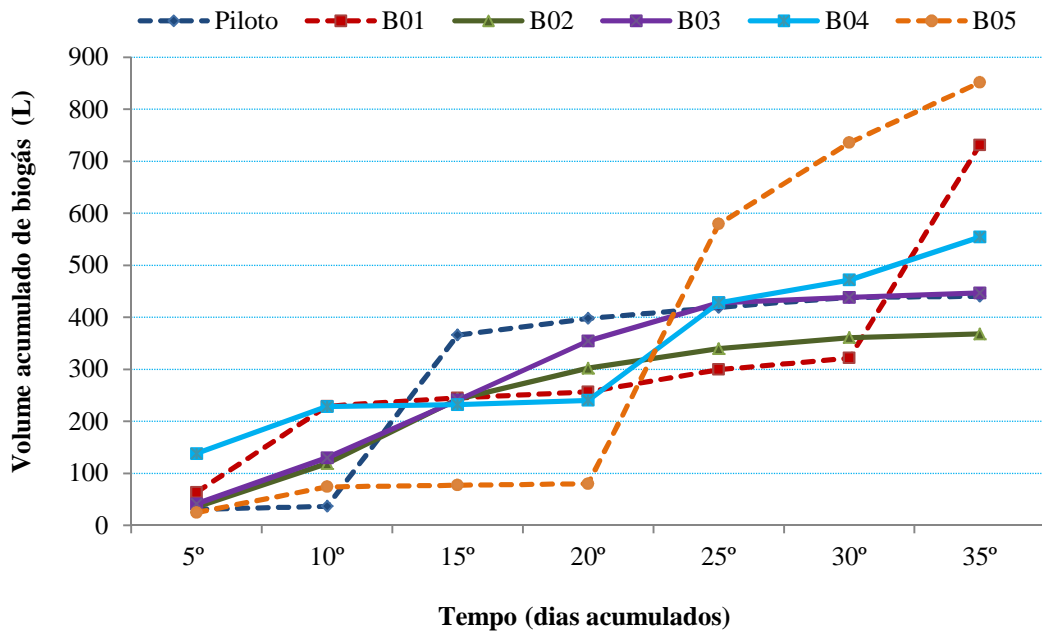


Figura 22 – Volume de biogás acumulados das bateladas

Considerando, a partir da figura 22, apenas as bateladas onde não ocorreram falhas operacionais ou alterações de processo (batelada 02 e 03), fica mais evidente definir o melhor tempo de retenção de sólidos (TRS), tomando como base o rendimento do volume acumulado de biogás. As bateladas em questão foram realizadas com resíduos com características físico-químicas diferentes, além da quantidade de cosubstrato adicionado. No entanto, pode-se verificar, a partir da figura 23, o comportamento semelhante entre elas em relação à variação do biogás gerado por intervalo de tempo.

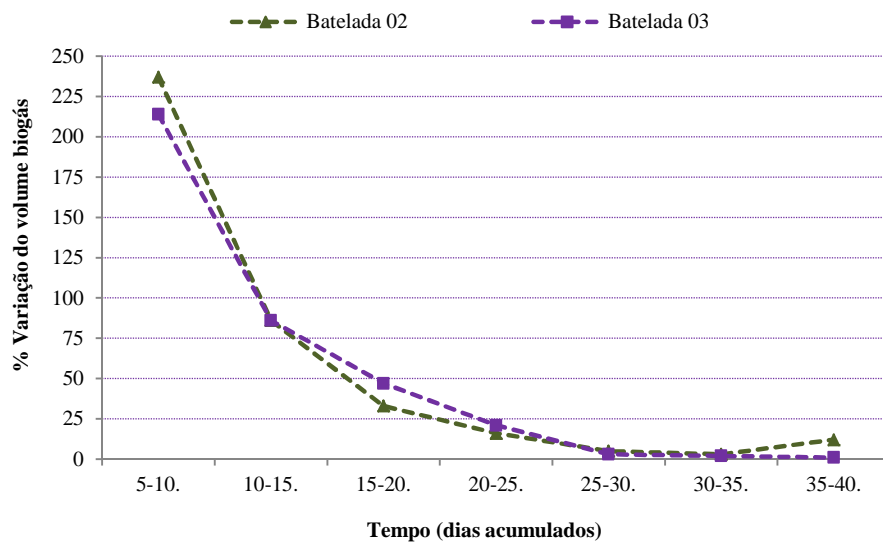


Figura 23 – Variação percentual do volume de biogás gerado  
Bateladas 02 e 03

Ambas as bateladastiveram maior percentual de produção do biogás entre o 5° dia e o 15° dia. A partir do 25° dia a produção acumulada do biogás teve pouca expressividade.

Tomando como referência a geração de biogás acumulado das bateladas 02 e 03, é possível propor TRS máximo de 25 dias para a digestão anaeróbia da fração orgânica facilmente biodegradável do RSU, nas condições operacionais desse estudo. No entanto, devem-se aprimorar os estudos operacionais a fim de potencializar o volume de biogás gerado em um intervalo menor de tempo, incluindo também o volume gerado após o 25° dia.

### 4.3 ESTIMATIVA GERAÇÃO BIOGÁS

A partir dos resultados encontrados nesse estudo, tais como, média % ST e SV do resíduo bruto (a partir da tabela 5), dados de geração de resíduo no município de São Leopoldo (tabela 09) e o volume de biogás gerado nessa pesquisa, elaborou uma estimativa do volume de biogás gerado (por tonelada de resíduo), considerado os aspectos operacionais desse estudo e das características pertinentes do resíduo estudado. Não foi possível verificar o teor de metano presente no biogás devido a problemas técnicos no cromatógrafo gasoso. No entanto, pode-se fazer uma estimativa simples, baseando-se na literatura que descreve um percentual médio entre 50-60% de metano na mistura de biogás gerado a partir da fração orgânica de RSU, de acordo com a produção diária de resíduo destinado ao aterro sanitário de São Leopoldo, fornecidos pelo setor da coleta seletiva e aterro sanitário da Secretaria de Serviços Públicos, tendo como base dados do ano de 2013, verificados na Tabela 10.

**Tabela 10 – Dados operacionais**

<b>Dados</b>	<b>Valores</b>
Produção diária RSU (ton.) <sup>(1)</sup>	130,0
% material retirado na esteira de triagem <sup>(1)</sup>	5,0
Massa de resíduo pós-esteira (ton/dia)	123,5
Massa total matéria orgânica pós esteira (ton/dia) <sup>(2)</sup>	69,2
% médio ST desse estudo	31,4 ± 8,1
% média de SV sobre %ST desse estudo	84,7 ± 8,3
Massa de SV (ton/mês).	552,1

1 – Fonte: Secretaria de Serviço Público da cidade de São Leopoldo (2014).

2 – considerando 56%, conforme composição gravimétrica desse estudo (figura9).



**Tabela 11 – Geração de biogás, consumo de NaOH e Glicerina**

Bateladas	Volume Biogás gerado (m <sup>3</sup> )	m <sup>3</sup> biogás/ ton. SV	m <sup>3</sup> biogás/ ton.alimentada <sup>(1)</sup>	Quantidade NaOH (ton/mês)	Quantidade Glicerina (m <sup>3</sup> /mês) <sup>(2)</sup>
01	0,944	240	60	39,0	
02	0,451	110	30	51,0	
03	0,451	110	30	74,0	2,7
04	0,561	140	40	77,0	
05	0,882	220	60	117,0	
Média	0,658	164	44	---	---
D.Padrão	0,238	61,8	15,2	---	---
C.V	36,0	38,0	36,0	---	---

1 – Considerando a partir de 15 kg de R<sub>B</sub> no digestor.2 – Densidade considerada: 1,26 ton/m<sup>3</sup>.

Conforme tabela 11, verifica-se a necessidade de uma elevada quantidade de NaOH para manter o ajuste de pH com base na massa de resíduos a ser digerida, principalmente se houver adição de glicerina. Este fato pode ser um impeditivo para o processo de acordo com os resultados observados, mas ressalta-se que adição de outros resíduos ricos em alcalinidade, por exemplo dejetos suíno, podendo compensar esta demanda pela elevada alcalinidade que possui.

Observa-se também, que o NaOH utilizado nessa pesquisa era analítico (PA), e portanto, em escala real, utilizando soda comercial, a quantidade seria ainda maior. Esse parâmetro deve ser melhor avaliado sobre aspectos de aplicabilidade e de economia.

No entanto, a quantidade de glicerina usada, é um ponto positivo, pois trata-se de um resíduo da produção do biodiesel.

Em relação aos desvios padrões dos parâmetros apresentados na tabela 11, pode-se considerar relevantes no caso de resíduos sólidos domésticos, segundo Cecchiet al (1986).Entretanto, as flutuações no volume de biogás proveniente da sazonalidade do resíduo sólido não são interessantes para o processo, conforme relatado por Illmer e Gstraunthaler (2009).

## 5 CONCLUSÃO

A fração orgânica do RSU, coletado pós-esteira de triagem do município de São Leopoldo, apresentou características de biodegradabilidade, que permite afirmar que houve um bom desenvolvimento dos grupos bacterianos envolvidos na DA, indicado pelas etapas bem definidas nas curvas de produção acumulada de biogás.

A geração de biogás ficou abaixo do esperado quando comparado com as tecnologias existentes no mercado (VALORGA, DRANCO, KOMPOGAS, BTA,...).

Conforme este estudo o TRS máximo ideal para digestão do RSU foi definido em 25 dias, pois a partir deste tempo a produção de biogás decresce consideravelmente;

O controle no sistema de mistura (tempo de mistura/repouso) do reator mostrou-se fundamental para geração de biogás, mostrando a importância da mistura intermitente.

O controle de pH é fundamental para manutenção da biocenose na digestão anaeróbia de RSU. Neste estudo verificou-se que pH superior 8,0 diminui a geração de biogás.

O controle da alcalinidade e acidez, através da relação AT/Alc, são parâmetros importantes no controle operacional, e neste estudo observou-se que valores próximos a 1,0 mostraram bom rendimento em biogás, enquanto a literatura recomenda valores abaixo de 0,4.

A adição de glicerina possibilitou um aumento significativo no volume de biogás. No entanto, o percentual de 5% (m/m) utilizado nessa pesquisa, nas condições desse estudo, exige um eficiente controle de pH e alcalinidade para evitar a acidificação do meio ou uma alcalinização excessiva.

### 5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Tratando-se de um estudo investigativo sobre as melhores condições operacionais para otimizar a geração do biogás, a partir da fração orgânica de RSU pós-esteira de triagem, algumas sugestões para estudos futuros podem ser citadas.

- Outras proporções de glicerina deverão ser testadas. Sugere-se que sejam testadas adições em percentuais intermediários aos estudados nesta pesquisa.
- Estudar a adição gradativa de glicerina durante todo o tempo de digestão dos RSU.

- Codigestão com outros substratos de elevada alcalinidade natural, juntamente com a glicerina, visando diminuir a demanda por controle externo da alcalinidade.
- Estudar a condução de bateladas que inicialmente mantenham uma fase ácida por um determinado período, para o melhor desenvolvimento das fases de hidrólise e acidogênese, antes da correção do pH.
- Testar a influência da agitação intermitente e/ou contínua durante a fase inicial, primeiros 10 dias de processo, visando estudar a possibilidade de obter-se uma fase acidogênica com TRS menor.
- Analisar qualitativamente os componentes do biogás e a presença de ácidos graxos voláteis durante todo o processo.
- Avaliar a qualidade do biosólido para fins agrícolas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7181: Solo - Análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. 186p. 2012.

ALVES, I.R.F.S. Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos. Dissertação de mestrado. UFPE, Recife/PE, 2008.

APHA: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION (Ed.). Standard methods for examination of water and wastewater. 21. ed. Washington: Apha, 2005.

AQUINO, S.F; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo De Ácidos Graxos Voláteis (AGVs) Em Reatores Anaeróbios Sob Estresse: Causas e Estratégias de Controle. Revista Eng. Sanitária e Ambiental, v.10, p.152-161, 2005.

ASTALS, S.; ARISO, M.; GALÍ, A.; MATA-ALVAREZ, J. Co-digestion of pig manure and glycerine: Experimental and modelling study. Journal of Environmental Management, v.92, p.1091-1096, 2011.

ASTALS, S.; NOLLA-ARDÈVOL, V.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: Biogas and digestate. Bioresource Technology, v.110, p. 63–70, 2012.

BARCELOS, B.R. Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília (UnB), 2009.

BOLZONELLA, D.; CAVINATO, C.; FATONE, F.; PAVAN, P.; CECCHI, F. High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: A pilot scale study. Waste Management, v.32, p.1196–1201, 2012.

BORGES, E.S.M.; GODINHO, V.M.; BEJAR, D.O.; CHERNICHARO, C.A.L. Tratamento térmico de lodo anaeróbio com utilização do biogás gerado em reatores UASB: avaliação da autossustentabilidade do sistema e do efeito sobre a higienização e a desidratação do lodo. Revista Eng. Sanitária e Ambiental, v.14, p.337-346, 2009.

BOUALLAGUI, H.; CHEIKH, R.B.; MAROUANI, L.; HAMDÍ, M. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. Bioresource Technology, v.86, p.85–89, 2003.

BOUALLAGUI, H.; CHEIKH, R.B.; MAROUANI, L.; HAMDÍ, M.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. Process Biochemistry, v.39, p.2143–2148, 2004.

BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R.B.; HAMDIA, M. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, v.40, p.989–995, 2005.

BOUALLAGUI, H.; LAHDHEB, H.; ROMDAN, E.B.; RACHDI, B.; HAMDIA, M. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. *Journal of Environmental Management*, v. 90, p. 1844-1849, 2009.

BRASIL, Lei nº 12.305 de 2 de Agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF, 2 de agosto de 2010. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm)>. Acesso em: abril de 2014.

BROWN, D.; LI, Y. Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. *Bioresource Technology*, v. 127, p. 275-280, 2013.

CARNEIRO, T.F. Digestão anaeróbia termofílica seca de resíduo sólido urbano: estudo das variáveis do processo de arranque e estabilização do bioreator. Tese de Doutorado, Universidade de Cádiz, Espanha, 2005.

CARNEIRO, T.F.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Influence of total solid and inoculum content on performance of anaerobic reactor treating food waste. *Bioresource Technology*, v. 99, p.6994–7002, 2008.

CARNEIRO, T.F.; RIAU, V.; PÉREZ, M. Mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge to obtain class B biosolids: Microbiological methods development. *Biomass and Bioenergy*, v. 34, p. 1805-1812, 2010.

CARVALHO, P.C.T. Introdução e fundamentos sobre a compostagem do lodo de esgoto. In. *Biossólido na Agricultura*. 2. ed. São Paulo: ABES/SP, p.468, 2002.

CASTILHOS JÚNIOR, A. B. (Org.); LANGE, L.C.; GOMES, L.P.; PESSIN, N. Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro sustentável para Municípios de Pequenos Porte. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 294p.

CASTILLO, E.F.; CRISTANCHO, D.E. ARELLANO, A.V. Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes. *Waste Management*, v.26, p.546–556, 2006.

CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ, N. Y.; ORMAECHEA, P.; MARANÓN, E. Optimization of biogas production from cattle manure by pre-treatment with ultrasound and co-digestion with crude glycerol. *Bioresource Technology*. v.102, p.7845–7849, 2011.

CECCHI, P.; TRAVERSO, P.G.; CESCONE, P. Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid wastes - performance digestion. *The Science of the Total Environment*, V. 56, p. 183—197, 1986.

CHAE, K.J.; JANG, A.; YIM, S.K.; KIM, I.S. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresource Technology*, v.99, p.1-6, 2008.

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

CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores Anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. UFMG, v.5, 246 p. Belo Horizonte/MG, 1997.

CHO, J.K; PARK, S.C, CHANG, H.N. Biochemical methane potential and solid-state anaerobic-digestion of Korean food wastes. *Bioresource Technology*, v.52, p.245–53, 1995.

CORTEZ, C.L. Estudo do potencial de utilização da biomassa resultante da poda de árvores para a geração de energia: estudo de caso AES Eletropaulo. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Energia (PPGE) do Instituto de Eletrotécnica e Energia (IEE) da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

CUETOS, M.J., GOMEZ, X., OTERO, M., MORAN, A. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Biochemical Engineering Journal*, v.40, p.99–106, 2008.

CURRY, N.; PILLAY, P. Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy*, v.41, p. 200-209, 2012.

DE BAERE, L.; MATTHEEUWS, B. State-of-the-art,2008- Anaerobic digestion of solid waste. Disponível em: <http://www.waste-management-world.com/articles/print/volume-9/issue-4/features/state-of-the-art-2008-anaerobic-digestion-of-solid-waste.html>. Acesso em: maio, 2014.

DHAKED, R.K.; SINGH, P.; SINGH, L. Biomethanation under psychrophilic conditions. *Waste Management*, v.30, p.2490–2496, 2010.

DMLU – Departamento Municipal de Limpeza Urbana. Acessado em 28/05/2012, disponível em [http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmlu/default.php?p\\_secao=110](http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dmlu/default.php?p_secao=110)

ELANGO, D.; PULIKESI, M.; BASKARALINGAM , P.; RAMAMURTHI , V.; SIVANESAN, S. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage. *Journal of Hazardous Materials*, v.141, p.301–304, 2007.

EPE - Empresa de pesquisas energéticas - Ministério de Minas e Energia (BRASIL). Balanço Energético Nacional 2013 (ano base 2012). Disponível em [www.mme.gov.br](http://www.mme.gov.br). Acesso em maio, 284p. 2013.

FERNÁNDEZ, M.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Bioresource Technology*, v. 99, p. 6075-6080, 2008.

FERRER, I. Felicitas Vazquez c, Xavier Font. Long term operation of a thermophilic anaerobic reactor: Process stability and efficiency at decreasing sludge retention time. *Bioresource Technology*, v.101, p.2972–2980, 2010.

FIGUEIREDO, N. J. V. Utilização de biogás de aterro sanitário para geração de energia elétrica – estudo de caso. São Paulo, SP. Dissertação de mestrado. USP, 148 p. 2011.

FLECK, E.; REIS, M.F.P. Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares de porto alegre. In. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES, 2011, Porto Alegre/RS, 2011.

FOUNTOULAKIS, M.S.; MANIOS, T. Enhanced methane and hydrogen production from municipal solid waste and agro-industrial by-products co-digested with crude glycerol. *Bioresource Technology*, v.100, p.3043–3047, 2009.

FOUNTOULAKIS, M.S.; PETOUSHI, I.; MANIOS, T. Co-digestion of sewage sludge with glycerol to boost biogas production. *Waste Management*, v.30, p.1849–1853, 2010.

GHESLA, P. L.; GOMES. L. P. Comparação entre a eficiência de gestão dos resíduos sólidos urbanos nos municípios de São Leopoldo/RS e Zurique/CH. In. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES, Porto Alegre/RS, 2011.

GHESLA, P.L. Análise de sistemas de gestão de resíduos sólidos urbanos em municípios a partir da experiência das cidades de São Leopoldo/Brasil e Zurique/Suíça. Dissertação de mestrado, UNISINOS, SÃO LEOPOLDO/RS, 2012.

GOMES, L.P.; LANGE, L.C.; AMORIM, A.; MIRANDA, L.A.S.; FERREIRA, C.F.A.; MORAVIA, W.G.; GOMES, L.A. Aplicação de Tratamento Biológico Anaeróbico para Lixiviado de Resíduo Sólido Urbanos. In: Estudos de caracterização e Tratabilidade de Lixiviado de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. PROSAB 5, São Leopoldo, ABES, 360 p. 2009.

GÜELFO, F.L.A.; ÁLVAREZ, C.; SALES, D.; GARCÍA, L.I. Determination of critical and optimum conditions for biomethanization of OFMSW in a semi-continuous stirred tank reactor. *Journal Chemical Engineering*, v.171, p. 418– 424, 2011.

GUIA PRÁTICO DE BIOGÁS - Geração e Utilização (versão original: 2010). Disponível em: [www.cidades.gov.br/probiogas](http://www.cidades.gov.br/probiogas). Acesso em: abril de 2014.

HERNANDES, A. R.; SILVA, T. A.; SILVEIRA, T. A.; MORAES, C. A. M. Diagnóstico preliminar do processo produtivo de duas unidades de triagem de Resíduos Sólidos Domésticos Recicláveis (RSDR) de São Leopoldo, RS. In. . 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES, Porto Alegre/RS, 2011.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br) Acesso em: Janeiro 2014.

ILLMER, P.; GSTRAUNTHALER, G. Effect of seasonal changes in quantities of biowaste on full scale anaerobic digester performance. *Waste Management*, v.29, p.162–167, 2009.

ITO, T.; NAKASHIMADA, Y.; SENBA, K.; MATSUI, T.; NISHIO, N. Hydrogen and Ethanol Production from Glycerol-Containing Wastes Discharged after Biodiesel Manufacturing Process. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, v. 100, p.260-265, 2005.

JAYASINGHE, P.A.; HETTIARATCHI, J.P.A.;MEHROTRA, A.K.;Kumar, S. Effect of enzyme additions on methane production and lignin degradation of landfilled sample of municipal solid waste.Bioresource Technology, v.77, p.9-18, 2001.

KACPRZAK, A.; KRZYSZEK, L.; LEDAKOWICZ, C. Co-digestion of agricultural and Industrial Wastes, Chemical Papers, v. 64(2), p. 127-13, 2010.

KAYHANIAN, M. Biodegradability of the organic fraction of municipal solid waste in a high-solids anaerobic digester.Waste Management e Research, v. 13, p. 123-136, 1995.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L.The anaerobic digestion of solid organic waste. Waste Management, v.31, p.1737–1744, 2011.

KOMEMOTO, K.; LIM, Y.G.; NAGAO, N.; ONOUE, Y.; NIWA, C.; TODA, T. Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. Waste Management, v.29, p.2950–2955, 2009.

KONRAD, O.; HEBERLE, A.N.A.; CASARIL, C.E.; KAUFMANN, G.V.; LUMI, M.; OGLIO, M.D.; SCHMITZ, M. Avaliação da produção de biogás e geração de metano a partir de lodo de estação de tratamento de efluentes e glicerina residual. Revista destaques acadêmicos, ano 2, n. 4. CETEC/UNIVATES, 2010.

KRYVORUCHKO, V.; MACHMÜLLER, A.; BODIROZA, V.; AMON, B.; AMON, T. Anaerobic digestion of by-products of sugar beet and starch potato. Biomassandbioenergy, v. 33, p. 620-627, 2009.

LANGE, L.C.; COELHO, H.M.G; ALVES, D.E.W.S.; FERREIRA, C.F.A; SIMÕES, G.F.; SILVA, F.V.B. Metodologia para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos , líquidos lixiviados de aterros sanitários e solos. In. Castilhos Jr.(org.). PROSAB - Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro sustentável para Municípios de Pequenos Portes. Rio de Janeiro: ABES, Apêndice 1, p. 199-221, 2003.

LEI, Z.; CHEN, J.; ZHANG, Z.; SUGIURA, N. Methane production from rice straw with acclimated anaerobic sludge: Effect of phosphate supplementation. Bioresource Technology, V.101, p. 4343–4348, 2010.

LEITE, H. E. A. S. Estudo do comportamento de aterros de RSU em um bioreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB. Dissertação de Mestrado. UFCG, 220 p. 2008.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; SOUSA, J.T.; PRASAD, S.; SILVA, S.A. Tratamento anaeróbico de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. Revista Eng. Sanitária e Ambiental, v. 9, p.280-284, 2004.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUZA, J. T.; PRASAD, S.; SILVA, S.A.Tratamento anaeróbico de resíduo sólido orgânico com alta e baixa concentração de sólidos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.13, n.2, p. 190-196, Campina Grande/PB, 2009.



LEONETI A.B.; LEONETI, V.A.; OLIVEIRA, S.V.W.B. Glycerol as a by-product of biodiesel production in Brazil: Alternatives for the use of unrefined glycerol. *Renewable Energy*, v. 45 p.138-145, 2012.

LI, Y.; PARK, S.Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.15, p.821–826, 2011.

LIMA, A.M.F. Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil – Inserção de Perspectivas. Dissertação de Mestrado. UFB, Salvador, 116 p. 2007.

LINDORFER, H.; CORCOBA, A.; VASILIEVA, V. BRAUN, R.; KIRCHMAYR, R. Doubling the organic loading rate in the co-digestion of energy crops and manure – A full scale case study. *Bioresource Technology*, v.99, p. 1148–1156, 2008.

LÓPEZ, J.A.S.; LOS ÁNGELES, M.; SANTOS, M.; PÉREZ, A.F.C.; MARTÍN, A.M. Anaerobic digestion of glycerol derived from biodiesel manufacturing. *Bioresource Technology*, v. 100, p.5609–5615, 2009.

MA, J.; WAMBEKE, M.V.; CARBALL, M.; VERSTRAETE, W. Improvement of the anaerobic treatment of potato processing wastewater in a UASB reactor by co-digestion with glycerol. *Biotechnology Letters*, v.30 p. 861–867, 2008.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Instrução Normativa 28. 2007.

MONTERO, B.; MORALES, J.L.G.; SALES, D.; SOLERA, R. Evolution of butyric acid and the methanogenic microbial population in a thermophilic dry anaerobic reactor. *Waste Management*, v.30, p.1790–1797, 2010.

NOZHEVNIKOVA, A.N.; NEKRASOVAL, V.; AMMANN, A.; ZEHNDER, A.J.B.; WEHRLI, B.; HOLLIGER, C. Influence of temperature and high acetate concentrations on methanogenesis in lake sediment slurries. *FEMS Microbiol Ecol.* v.62 p.336–344, 2007.

NUCHDANG, S.; PHALAKORNKULE, C. Anaerobic digestion of glycerol and co-digestion of glycerol and pig manure. *Journal of Environmental Management*, v.101, p. 164-172, 2012.

PANG, Y.Z.; LIU, Y.P.; LI, X.J.; WANG, K.S.; YUAN, H.R. Improving biodegradability and biogas production of corn stover through sodium hydroxide solid state pretreatment. *Energy & Fuels*, v.22, p.2761–6, 2008.

PESSIN, N.; DE CONTO, S. M.; QUISSINI, C. S. Componentes potencialmente perigosos nos resíduos sólidos domésticos - estudo de caso de sete municípios de pequeno porte da região do Vale do Caí/RS. In: Seminário Nacional de Resíduos Sólidos, 6., 2002, Gramado. Anais... Gramado: ABES, 2002. 1 CD-ROM.

REICHERT, G.A. Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. In. 23º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental ABES, Campo grande/ MS, 2005.

RIAU, V.; DE LA RUBIA, M. A.; Pérez, M. Temperature-phased anaerobic digestion (TPAD) to obtain Class A biosolids. A discontinuous study. *Bioresource Technology*, v.101, p.65–70, 2010.

ROBRA, S. Uso da glicerina bruta em biodigestão anaeróbica: Aspectos tecnológicos, ambientais e ecológicos. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz, BA. 126 p., 2006.

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

SANTOS, S.M; REIS, A.S; JÚNIOR, W.S.S; BARROS, K.K; LUCENA, L.M. Avaliação da tratabilidade de resíduos sólidos orgânicos por meio de digestão anaeróbia. In. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES, Porto Alegre/RS, 2011.

SCANO, E.A.; ASQUER, C.; PISTIS, A.; ORTU, L.; DEMONTIS, V.; COCCO, D. Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: Experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant. *Energy Conversion and Management*, v. 77, p. 22-30, 2014.

SCHNEIDER, D. F. Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos de São Leopoldo-RS. Trabalho de Conclusão de Curso – Engenharia Ambiental, Universidade Luterana do Brasil, Canoas, RS, 82 f. 2012.

SHAHRIARI, H.; WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K.J. Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. *Waste Management*, v.32, p.41–52, 2012.

SILES, J.A.; MARTÍN, M.A.; CHICA, A.F.; MARTÍN, A. Anaerobic co-digestion of glycerol and wastewater derived from biodiesel manufacturing. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 6315–6321, 2010.

SILVA, W.R. Estudo Cinético do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Vegetais. Tese de Doutorado. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa/PB, 2009.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Diagnóstico de Manejo de Resíduos Sólidos e dos Serviços de Água e Esgoto para ano 2012. Disponível em <http://www.snis.gov.br/>, acesso em maio, 2014.

SITORUS, B.; SUKANDAR; PANJAITAN, S.D. Biogas recovery from anaerobic digestion process of mixed fruit-vegetable wastes. *Energy Procedia*, v. 32, p. 176-182, 2013.

SOUSA, J.T.S., HAANDEL, A.V.; LIMA, E.P.C.; HENRIQUE, I.N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Revista Eng. Sanitária e Ambiental*, v. 9 (4), p.285-290, 2004.

TORRES, M.L.; LLORENS, M.D.C.E. Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. *Waste Management*, v.28, p.2229–2234, 2008.

TREVISAN, V. Proposta de metodologia para determinação da atividade hidrogenica especifica. Tese de doutorado, UFRGS, 2010.

VIMIEIRO, G. V.; LANGE, L. C. Utilização do índice de qualidade de usinas de compostagem (IQC) como instrumento para avaliação de seis unidades de triagem e compostagem de resíduos sólidos urbanos de Minas Gerais. In. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES, Porto Alegre/RS, 2011.

ZIEMINSKI, K.; ROMANOWSKA, I.; KOWALSKA, M. Enzymatic pretreatment of lignocellulosic wastes to improve biogas production. *Waste management*, v. 32, p. 1131-1137, 2012.

WALKER, L.R.; RUWISCH, R.C.; SCIBERRAS, S. Performance of a commercial-scale dicom™ demonstration facility treating mixed municipal solid waste. In. International conference on Solid Waste Moving Towards Sustainable Resource Management, 2011.

WALLA, C.; SCHNEEBERGER, W. The optimal size for biogas plants. *Biomass and bioenergy*, v. 32, p. 551-557, 2008.

WARD, A.J.; HOBBS, P.J.; HOLLIMAN, P.J.; JONES, D.L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. *Bioresource Technology*, v.99, p.7928–7940, 2008.

WOHLGEMUT, O. Co-Digestion of Hog Manure with Glycerol to Boost Biogas and Methaneproduction. TeseDoutorado, 100f. Master of Science, University of Manitoba, Winnipeg, EUA. 2007.

ZIEMINSKI, K.; ROMANOWSKA, I.; KOWALSKA, M. Enzymatic pretreatment of lignocellulosic wastes to improve biogas production. *Waste management*, v. 32, p. 1131-1137, 2012.