

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Wanderli Rogério Moreira Leite

**DIGESTÃO ANAERÓBIA MESOFÍLICA DE LODO ADENSADO
DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

Florianópolis

2011

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Wanderli Rogério Moreira Leite

**DIGESTÃO ANAERÓBIA MESOFÍLICA DE LODO ADENSADO
DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho

Florianópolis

2011

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária
da
Universidade Federal de Santa Catarina

L533d Leite, Wanderli Rogério Moreira

Digestão anaeróbia mesofílica de lodo adensado de estação de tratamento de esgoto [dissertação] / Wanderli Rogério Moreira Leite ; orientador, Paulo Belli Filho. - Florianópolis, SC, 2011.

143 p.: il., grafs., tabs., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

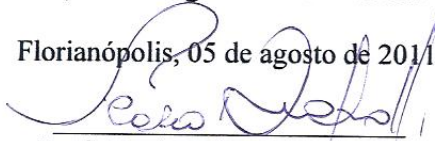
1. Engenharia ambiental. 2. Digestão anaeróbica. 3. Água - Qualidade. 4. Lodo de esgoto. 5. Metano. 6. Compostos orgânicos. I. Belli Filho, Paulo. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

CDU 628.4

**DIGESTÃO ANAERÓBIA MESOFÍLICA DE LODO ADENSADO
DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

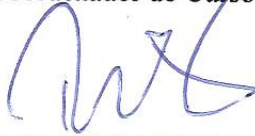
Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Ambiental, e aprovada em sua forma final pelo Programa Pós Graduação em Engenharia Ambiental.

Florianópolis, 05 de agosto de 2011.



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:



Prof., Dr. Paulo Belli Filho,
Orientador

Universidade Federal de Santa Catarina



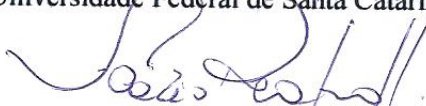
Prof.ª, Dr.ª Katt Regina Lapa

Universidade Federal de Santa Catarina



Prof., Dr. Luiz Sérgio Philippi

Universidade Federal de Santa Catarina



Prof., Dr. Flávio Rubens Lapolli
Universidade Federal de Santa Catarina

*Aos meus pais, com muita
gratidão!*

AGRADECIMENTOS

Então é o momento de relembrar e agradecer aqueles que estiveram no perfumado mundo do lodo comigo....

Aos meus pais e familiares, minha fonte inesgotável de inspiração e responsabilidade.

Ao meu orientador, prof. Paulo Belli Filho, por toda a confiança depositada em mim para “tocar” o projeto lodo, pelas correções sempre legíveis e por ter me proporcionado cruzar o Brasil e trabalhar na equipe de pesquisa de excelência que é o LABEFLU.

À profª Rejane Costa por me receber no ENS/PPGEA e me indicar ao meu orientador e pela disponibilidade de ajuda na pesquisa.

Aos bolsistas e voluntários pedreiros que enfiaram a mão no lodo sem ressentimentos. Foram inúmeros P2, diluições, filtrações, secagens, etc...Christian, Marina, Debora, Thaianna, Bruna, Mariana e Leandro. Espero que tenham gostado da experiência!

À minha família LABEFLU, em especial os grandes pesquisadores Cláudia, Rodrigo, Mariele, Viviane, Jamile, Murilo, Heloísa, Lorena, Tiago Vitor, Cissa, Stefânia e Henrique. Obrigado pelos agradáveis momentos de convivência!

Aos grandes amigos que fiz no PPGEA (Debora, Lorena, Márcia, Kahlil, Fenela, Lucila, Rafa, Mini Fran, Pilar, Cássio, Ana Schneider, Karina, Odinei, Gerson suíno, Gerson sauna, Valéria, Isabel, Marina Lisboa, vixie maria...quem mais Deus?? Ah sim, a mais (in)significante: Juliana Muller! POVO, sou muito grato aos momentos que passamos juntos, as festinhas, praias, HCN, integrais e derivadas na BU, churrascos,...felizmente muitos momentos mesmo!

À Pauline Amaral e Tiago Belli...os itambenses! Obrigado pelo convívio no A3 11...o apartamento, centro de convenções, buteco, salão de jogos, mais badalado do PPGEA.

Um alô especial ao meu amigo, irmão, cabra da peste Jorge Tavares... Pô cara, como agradecer a companhia nas farras, as mil correções, traduções, conselhos, bacalhaus, papéis pelo chão... “mestre, eu guardo e levo pra toda vida a vossa amizade!”

À equipe do LIMA, ao técnico, vulgo químico do laboratório, Vitor Weiss e à dona Eliane, pelo apoio nas análises laboratoriais e pela descontração e risadas com muito cafezinho.

Ao Alexandre Machado pelo apoio na gerência do projeto.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado, à FAPESC pelo financiamento da pesquisa. À CASAN, em especial ao Alexandre Trevisan e Felipe Trennenpohl pela parceria na execução do projeto.

É-gu-a!

Filósofo paraense.

RESUMO

O lodo produzido em estações de tratamento de esgotos demanda um gerenciamento adequado para atender as rigorosas políticas ambientais, principalmente relacionadas à estabilização e à disposição final do lodo tratado. A redução da fração orgânica dos lodos de ETE pode ser feita biologicamente através da digestão anaeróbia, processo que apresenta diversas vantagens de utilização, entre elas a redução do volume do lodo e a geração de gás metano. Neste contexto a presente pesquisa teve como objetivo estudar a digestão anaeróbia de lodo de ETE de Florianópolis – Brasil, sob condições mesofílicas de temperatura (35°C) em um digestor piloto. Para isso, o estudo foi conduzido com aumento gradual da carga orgânica volumétrica, tendo como objetivo verificar a mineralização do lodo bruto, a produção de biogás e CH₄ e as melhores condições operacionais para o funcionamento do digestor. A COV aplicada variou de 0,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ a 4,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ e seu incremento ocorria quando a eficiência de remoção de STV e DQO registrava um valor igual ou superior à 50%. O equilíbrio entre a alcalinidade e a concentração de AOV, essencialmente até a COV 4,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹, resultou na manutenção do pH do digestor entre 6,5 e 7,0. Os nutrientes N e P não foram limitantes para o processo. O digestor apresentou remoção de STV acima de 50% com operação até a COV de 3,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹. A COV de 4,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ foi limitante ao processo, haja vista que a partir dela as eficiências de remoção de STV, DQO reduziram, elevando a concentração de AOV no interior do digestor. A redução da COV para 2,0 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ não apresentou resposta satisfatória no desempenho do digestor. O biogás foi produzido em todas as condições operacionais testadas, apresentando constituição média de 60% em CH₄ e 34% em CO₂. A conversão de STV à biomassa e à biogás somada à quantidade de sólidos totais fixos no efluente ressalta a mineralização e a redução do volume do lodo bruto. De maneira geral, o digestor piloto mostrou-se capaz de remover matéria orgânica existente no lodo adensado, gerando um subproduto mais inorgânico e com menor massa de sólidos.

Palavras-chave: Digestão anaeróbia; temperatura mesofílica; Lodo de ETE; gás metano; Carga orgânica volumétrica.

ABSTRACT

The sludge from wastewater treatment plants demands a proper management to reach the stringent environmental policies, regarding especially, the stability and the final disposition of the treated sludge. The reduction of the organic fraction of sludge can be made by different treatment processes in which anaerobic digestion by biological way, presents several advantages including the volume reduction sludge and the methane gas production. The aim of this study was to evaluate the anaerobic digestion process of the waste activated sludge from wastewater treatment plant in Florianópolis – Brazil, under controlled mesophilic temperature (35°C) in a pilot digester. The study was realized with increasing organic loading rate to verify the rate mineralization of raw sludge, the biogas and methane production and the best operating conditions of the digester. The organic loading rate applied ranged from 0.5 kgVS·m⁻³·d⁻¹ to 4.5 kgVS·m⁻³·d⁻¹ and its increase was being held after the digester achieved a removal efficiency equal to or above 50% for volatile solids and chemical oxygen demand at anaerobic digester. The balance between alkalinity and the concentration of volatile fat acids, mainly up to the load of 4.5 kgVS·m⁻³·d⁻¹, resulted in the maintenance of pH between 6.5 and 7.0 at the digester. N or P concentrations were not limiting to the process. The results obtained show a removal efficiency for volatile solids over than 50% with a load until 3.5 kgVS·m⁻³·d⁻¹. The load of 4.5 kgVS·m⁻³·d⁻¹ was restrictive to the process and the digester had its removal to VS and COD decreased; as result, the VFA concentrations increased. The reduction of the OLR to 2.0 kgVS·m⁻³·d⁻¹ did not result in a satisfactory recover from the digester performance. Biogas production was observed in all operating conditions tested, having an average composition of CH₄ and CO₂ of 60% and 34%, respectively. The volatile solids mass reduction when combined with the mass of fixed solids in the effluent and the biogas generation emphasizes the occurrence of mineralization and volume reduction of the raw sludge. In general, the pilot digester was able to remove the organic matter content of the thickened sludge, producing a byproduct with high density and less solid mass.

Keywords: Anaerobic digestion, mesophilic temperature, waste activated sludge, methane gas, organic loading rate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Formação de monômeros na etapa da hidrólise.....	35
Figura 2 Degradação do piruvirato na fase acidogênica.	36
Figura 3 Transferência inter-espécies de hidrogênio relacionando as fase acetogênica e metanogênica.....	38
Figura 4 Formação do metano a partir do acetato (à esquerda) e a partir do dióxido de carbono (à direita).....	39
Figura 5 Etapas da conversão da matéria orgânica complexa submetidas à digestão anaeróbia.	41
Figura 6 Variações de temperatura aproximadas e temperaturas ótimas para o crescimento de várias espécies de microorganismos presentes nos processos anaeróbios.....	42
Figura 7 Representação de digestor anaeróbio de um estágio e baixa carga.	49
Figura 8 Representação esquemática de digestor anaeróbio de um estágio e alta carga.	50
Figura 9 Representação esquemática de digestor de alta carga e dois estágios.....	51
Figura 10 Representação esquemática do sistema de digestão anaeróbia de lodo adensado instalado na ETE Insular.	63
Figura 11 Sistema piloto para digestão de lodo (a); detalhe da região superior do digestor (b); painel de controle e comando do digestor (c).	65
Figura 12 Instrumentos utilizados para medição quantitativa do biogás produzido: gasômetro (a) e o bolhômetro (b).	66
Figura 13 Vista da parte lateral do digestor com destaque para os locais de coleta de amostras.....	67
Figura 14 Variação da carga orgânica volumétrica e do tempo de retenção de sólidos.....	70
Figura 15 Esquema utilizado para o teste AME e o ensaio de bioestabilidade de lodo.....	73
Figura 16 Aparelho GEM2000 usado na medição qualitativa do biogás.	77
Figura 17 Representação esquemática da medição de vazão de biogás com auxílio de bolhômetro.	82

Figura 18 Representação esquemática do balanço de massa para o digestor anaeróbio de lodo de ETE.	84
Figura 19 Curvas médias de produção de metano para as condições avaliadas.	87
Figura 20 Concentração média de sólidos totais voláteis.	88
Figura 21 Períodos de produção acumulada de metano selecionados para o cálculo da AME.	89
Figura 22 Variação dos valores de pH e Eh para o lodo bruto e para o efluente.	90
Figura 23 Variação da alcalinidade e relação com pH e AOV para o digestor piloto de lodo de ETE.	91
Figura 24 Variação dos sólidos totais e voláteis no digestor de lodo, bem como as suas eficiências de remoção.	94
Figura 25 Comparação entre as eficiências de remoção de STV para as diferentes COV aplicadas ao digestor.	95
Figura 26 Relação STF/STV para o lodo bruto e efluente do digestor.	99
Figura 27 Perfil de sólidos ao longo da altura do digestor em diferentes dias de operação.	100
Figura 28 Variação dos valores da DQO afluente e efluente e relação com a concentração de STV ao longo do experimento.	101
Figura 29 Correlação entre as concentrações efluentes de STV e DQO.	102
Figura 30 Ácidos orgânicos voláteis presentes no digestor de acordo com cada COV aplicada.	104
Figura 31 Correlação entre concentração de ácido acético e produção de CH ₄	106
Figura 32 Vazão de biogás e metano produzidos no digestor de lodo.	108
Figura 33 Relação entre a PEB e a PEM relativamente à remoção de STV e para as diferentes COV aplicadas.	110
Figura 34 Visualização microbiológica do lodo adensado (a- aumento 200x; b- aumento 400x).	114
Figura 35 Visualização microbiológica do lodo do digestor (c- aumento 100x; d- aumento 200x).	114

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Fontes de sólidos e lodo em uma estação de tratamento de esgoto convencional.	31
Tabela 2 Métodos de estabilização de lodos de esgoto.	33
Tabela 3 Degradação de alguns substratos na fase acetogênica.	37
Tabela 4 Reações químicas de formação do metano na etapa metanogênica.	40
Tabela 5 Tempos de retenção de sólidos para a concepção de digestores anaeróbios de alta taxa.	46
Tabela 6 Critérios típicos de projetos para digestores de baixa e alta cargas.	51
Tabela 7 Condições operacionais ótimas e extremas para a ocorrência da digestão anaeróbia de lodo.	53
Tabela 8 Valores da constante cinética para a hidrólise de lodos de esgoto sanitário.	54
Tabela 9 Resultados de estudos com digestores mesofílicos de lodos de esgotos sanitários.	57
Tabela 10 Percentual teórico de metano para diferentes resíduos.	59
Tabela 11 Descrição das vias de saída de lodo existentes no digestor piloto.	66
Tabela 12 Características do lodo usado como inóculo e substrato.	68
Tabela 13 Tempo de detenção hidráulico, carga orgânica volumétrica e vazão aplicada durante a digestão do lodo bruto para os 180 dias de experimento.	69
Tabela 14 Resumo das configurações de alimentação e mistura, aplicadas ao digestor piloto.	71
Tabela 15 Composição das soluções utilizadas no teste AME.	72
Tabela 16 Ensaio de bioestabilidade de lodo desenvolvido.	74
Tabela 17 Métodos laboratoriais e frequência das análises realizadas com as amostras coletadas no experimento.	76
Tabela 18 Precisão de leitura do medidor utilizado.	78
Tabela 19 Programação de temperatura para análise de AOV's.	78
Tabela 20 Concentrações médias e desvios padrão dos lodos usados no experimento.	85
Tabela 21 Resultados do ensaio de bioestabilidade do substrato.	86

Tabela 22 Resumo dos valores médios da AME para cada inóculo.	89
Tabela 23 Concentrações médias e desvio padrão para os nutrientes avaliados.	92
Tabela 24 Resumo do comportamento dos sólidos para diferentes COV aplicadas no digestor de lodo.....	97
Tabela 25 Desempenho do digestor quanto à remoção de DQO do lodo bruto.	103
Tabela 26 Produção de AOV e relação AOV:DQO para o digestor piloto.....	107
Tabela 27 Avaliação qualitativa e quantitativa do biogás produzido para as diferentes COV aplicadas no digestor.	109
Tabela 28 Principais variáveis de entrada e de saída para o balanço de sólidos do digestor piloto.....	112

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

A/M – Relação Alimento/Microorganismo
AME_{max} – Atividade metanogênica específica máxima
AOV – Ácidos orgânicos voláteis
BRS – Bactérias redutoras de sulfato
CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CG – Cromatografia gasosa
CH₄ – Gás metano
CO₂ – Gás carbônico
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV – Carga orgânica volumétrica
DA – Digestão anaeróbia
DP – Desvio padrão
DQO – Demanda química de oxigênio
Eh – Potencial de oxidação-redução
ENS – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
EPA – United States Environmental Protection Agency
EPS – Polímeros extracelulares
ETE – Estação de Tratamento de Esgotos
FAPESC – Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina
FID – Fire ionization detector
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LABEFLU – Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos
LBBMM – Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microorganismos
LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente
N – Nitrogênio
n – Número de análises / amostras / dados
NH₃ – Amônia não ionizada
N-NH₄⁺ – Nitrogênio amoniacal
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
O₂ – Oxigênio gasoso
P – Fósforo
PEB – Produtividade específica de biogás
PEM – Produtividade específica de metano
pH – Potencial hidrogeniônico
PNSB – Plano Nacional de Saneamento Básico

PVC – Policloreto de vinila
Q – Vazão
 R^2 - Coeficiente de determinação
Redox – Potencial de oxidação-redução
REMAS – Laboratório de Remediação de Solos e Águas Subterrâneas
RPM – Rotações por minuto
SM – Standard Methods
SS – Sólidos suspensos
SSF – Sólidos suspensos fixos
SSV – Sólidos suspensos voláteis
ST – Sólidos totais
STF – Sólidos totais fixos
STV – Sólidos totais voláteis
STV/ST – Proporção sólidos totais voláteis e sólidos totais
TDH – Tempo de detenção hidráulico
TRS – Tempo de retenção de sólidos
UASB – Uplflow anaerobic sludge blanket
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
 ρ – Coeficiente de correlação de Pearson

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	25
1.1 OBJETIVOS.....	27
1.1.1 <i>Objetivo Geral</i>	27
1.1.2 <i>Objetivos Específicos</i>	27
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
2.1 LODOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	29
2.2 <i>TRATAMENTO DE LODOS DE ETE</i>	32
2.3 FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	34
2.3.1 <i>Hidrólise</i>	34
2.3.2 <i>Acidogênese</i>	35
2.3.3 <i>Acetogênese</i>	36
2.3.4 <i>Metanogênese</i>	38
2.4 REQUISITOS AMBIENTAIS.....	42
2.4.1 <i>Temperatura</i>	42
2.4.2 <i>Potencial hidrogeniônico (pH)</i>	43
2.4.3 <i>Potencial de oxidação-redução (Eh)</i>	44
2.4.4 <i>Tempo de detenção hidráulico (TDH) e tempo de retenção de sólidos (TRS)</i>	45
2.4.5 <i>Mistura / agitação</i>	46
2.4.6 <i>Ácidos orgânicos voláteis (AOV)</i>	47
2.4.7 <i>Nutrientes</i>	47
2.5 CLASSIFICAÇÃO DOS DIGESTORES ANAERÓBIOS.....	48
2.5.1 <i>Sistemas de um estágio</i>	48
2.5.2 <i>Sistemas de dois estágios e alta carga</i>	50
2.6 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO DE ETE.....	52
2.6.1 <i>Panorama do uso da tecnologia anaeróbia em lodos de ETE</i>	55
2.7 BIOGÁS.....	59
2.8 AVALIAÇÃO DO GRAU DE ESTABILIDADE DO LODO ADENSADO.....	60
2.9 AVALIAÇÃO DA ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA DA BIOMASSA ANAERÓBIA.....	61
3 MATERIAIS E MÉTODOS	63
3.1 UNIDADE PILOTO.....	63
3.2 INÓCULO E SUBSTRATO.....	67
3.2.1 <i>Lodo anaeróbio</i>	67
3.2.2 <i>Lodo adensado – afluente bruto</i>	67
3.3 OPERAÇÃO DO SISTEMA.....	68

3.3.1	<i>Avaliação da atividade metanogênica específica do inóculo</i>	71
3.3.2	<i>Avaliação do grau de estabilidade do lodo adensado</i>	74
3.3.3	<i>Métodos analíticos</i>	75
3.3.4	<i>Análise descritiva dos dados</i>	79
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	85
4.1	AVALIAÇÃO DO INÓCULO E DO SUBSTRATO	85
4.1.1	<i>Bioestabilidade do lodo adensado</i>	86
4.1.2	<i>Atividade metanogênica específica do inóculo</i>	88
4.2	AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS DO DIGESTOR PILOTO	89
4.2.1	<i>pH e Eh</i>	90
4.2.2	<i>Alcalinidade</i>	91
4.2.3	<i>Nutrientes – N/P</i>	92
4.3	AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO BRUTO	94
4.3.1	<i>Avaliação dos sólidos</i>	94
4.3.2	<i>Demanda química de oxigênio (DQO)</i>	101
4.3.3	<i>Ácidos orgânicos voláteis (AOV)</i>	104
4.4	ATIVIDADE METANOGÊNICA DO LODO DO DIGESTOR ...	107
4.5	BIOGÁS	108
4.6	BALANÇO DE MASSA PARA O DIGESTOR PILOTO	112
4.7	ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS	114
5	CONCLUSÕES	117
	REFERÊNCIAS	121
	APÊNDICES	137

1 INTRODUÇÃO

Os lodos biológicos são subprodutos inevitáveis dos processos de tratamento biológico dos esgotos e este processo não pode funcionar corretamente a menos que o lodo residual seja devidamente gerido (Le BLANC et al., 2008).

A maior preocupação com os lodos restringe-se a sua estabilização e sua desidratação para se atingir um teor de sólidos totais entre 15% a 40%, visando sua retirada por caminhões, porém sem uma definição clara do seu destino final que ocorre geralmente em aterros sanitários. A gestão dos lodos inclui, portanto um processo adequado de disposição final (CIWMB, 2008).

Segundo a legislação de diversos países, incluindo a brasileira, a responsabilidade pelos problemas advindos do destino inadequado de lodos biológicos excedentes é sempre dos produtores do resíduo, que estão aptos ao enquadramento na lei de crimes ambientais (lei nº. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998) (BRASIL, 1998). Neste sentido, cresce a exigência por órgãos ambientais pelo detalhamento da alternativa de disposição final de lodos no processo de licenciamento das Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), o que representa um grande avanço da gestão ambiental do país.

No Brasil a lei nº. 375, de 29 de agosto de 2006, define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de ETE, valorizando o aproveitamento deste resíduo como matéria prima.

A lei nº. 11.445, de 05 de janeiro de 2007, estabelece diretrizes nacionais para a política federal de saneamento básico, mas não especifica critérios particulares para a gestão do lodo de ETE, no entanto ela determine que o Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB) englobe o manejo de resíduos sólidos para a melhoria da salubridade ambiental. Mais recentemente, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (lei nº. 12.305 de 02 de agosto de 2010) estabeleceu princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluídos os perigosos, e define as responsabilidades dos geradores e do poder público, nas suas diferentes esferas.

Em Florianópolis, Santa Catarina, a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN deposita em aterro sanitário o lodo resultante do tratamento de efluentes domésticos. Esta prática é ambientalmente correta na concepção dos organismos internacionais, porém tendências como a escassez de áreas licenciadas para descarte de resíduos, a crescente produção de resíduos sólidos e a expansão da rede

de coleta de esgotos no meio urbano, podem tornar este modelo inadequado em poucos anos.

A abordagem tradicional de controle da poluição, que se concentra em transformar os poluentes sem recuperar benefícios vem recentemente perdendo importância e aplicabilidade, devido principalmente ao desperdício de potenciais insumos e subprodutos de elevado valor econômico e/ou ambiental que são desconsiderados. A opção por técnicas que valorizem ou reciclem subprodutos do tratamento dos resíduos orgânicos é uma tendência crescente, visto a necessidade de garantia de processos ambientalmente sustentáveis e economicamente rentáveis (SPINOSA; VESILIND, 2001).

A aplicação de tecnologias que proporcionem o potencial de redução do volume de substâncias com elevada concentração de matéria orgânica é bastante difundida pela comunidade científica na linha de pesquisa do tratamento de águas residuárias. O departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) vem desenvolvendo pesquisas quanto ao tratamento e gerenciamento de lodos de esgotos sanitários (PINTO, 2006; MANZOCHI, 2008, SUNTTI, 2009; FOGOLARI, 2010) o que reforça o interesse deste tema em novas pesquisas científicas.

Nesse sentido, a Fundação de Amparo a Pesquisa e Inovação de Santa Catarina – FAPESC em conjunto com a CASAN e a UFSC incentivam o desenvolvimento do projeto intitulado Estudos sobre Gerenciamento de Lodos Produzidos na Estação de Tratamento de Esgotos Insular – CASAN, que através de seu sub-projeto II – Digestão Anaeróbia de Lodo Adensado da ETE Insular/CASAN avaliou um digestor anaeróbio piloto atuando em temperatura mesofílica sob diferentes condições operacionais. Os resultados obtidos servirão de base para as orientações de projeto e implantação em escala real deste processo para tratar e reduzir o volume do lodo biológico excedente nesta estação.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar um digestor anaeróbio sob condição de temperatura mesofílica para reduzir o volume de sólidos de lodo adensado de ETE.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o desempenho do digestor anaeróbio em temperatura mesofílica quanto à mineralização e redução do volume de lodo adensado;
- Avaliar quantitativa e qualitativamente o biogás gerado à partir da degradação anaeróbia do lodo adensado;
- Determinar os parâmetros de projeto mais adequados para o funcionamento do digestor piloto de lodo adensado.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 LODOS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

O objetivo do tratamento dos esgotos domésticos é produzir um efluente que não cause nenhum dano, nem aos cursos de águas nem ao ecossistema no qual estão inseridos. O homem faz parte deste ecossistema, desta forma o principal objetivo das estações de tratamento de esgotos domésticos (ETE) é reduzir, ou mesmo eliminar, doenças por veiculação aquática (KIVAISI, 2001). Modernas ETEs são razoavelmente eficientes neste propósito, desta maneira, a prática do tratamento de esgotos tem tido sucesso em seus objetivos (SPINOSA & VESILIND, 2001).

Em pleno funcionamento, as ETEs produzem um subproduto do tratamento do esgoto: o lodo. Segundo Borges (2004) a produção de lodo pode ter seu aspecto positivo, uma vez que esgoto que corre a céu aberto (portanto não tratado) não gera este resíduo. Desta forma, uma maior geração de lodo indica um maior atendimento à população por sistemas de tratamento de esgotos. Segundo Metcalf e Eddy (2003) o lodo resultante das operações e processos de tratamento se apresenta geralmente, na forma líquida ou semi-sólida contendo normalmente, entre 0,25 a 12% de sólidos orgânicos e inorgânicos (em peso), dependendo das operações e dos processos utilizados. Para Mrayyan e Hamdi (2006) o lodo é conhecido como um subproduto inevitável do tratamento das águas residuárias, sendo considerado perigoso devido à eventual presença de metais pesados e oligo-elementos, além de outras substâncias perigosas em sua constituição, quem podem limitar os métodos de disposição final desse resíduo. Ao se fazer a disposição de lodos no solo o teor de substâncias tóxicas deve ser rigorosamente controlado para se evitar a lixiviação e a contaminação de águas subterrâneas (GENDEBIAN, 2010; TAMANINI et al., 2008; MRAYYAN; HAMDI, 2006).

De acordo com Turonskiy e Mathai (2006) vários aspectos, como a emissão de odores e a presença de organismos patogênicos, caracterizam o lodo de esgoto como um material indesejável do ponto de vista sanitário e ambiental. Além disso, para os autores, o lodo pode ser considerado indesejável em termos econômicos já que o seu custo de gestão pode variar entre 40% a 50% dos custos totais de uma ETE, embora sua produção seja em média 1% da quantidade de esgotos tratados. Este custo é originário do equipamento sofisticado e do período

de tratamento necessário, o qual deve não apenas satisfazer as exigências da regulamentação imposta para proteger o meio ambiente e a saúde pública, como também ser rentável (MATHIOUDAKIS et al., 2009).

A existência do serviço de saneamento básico é fundamental em termos de qualidade de vida e da qualidade do meio ambiente, sendo que sua ausência acarreta poluição dos recursos hídricos e diversos prejuízos à saúde da população. No Brasil, a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico divulgada no ano de 2008 ressaltou que apenas 45,7% de seus municípios tinham serviço de esgoto sanitário por rede coletora – crescimento de 36,4% relativamente ao ano de 2000 (IBGE, 2008). Para Andreoli et al. (2001) a geração de lodo no país está estimada entre 150 mil e 220 mil toneladas de matéria seca por ano, e que devido aos baixos índices de coleta e tratamento de esgoto existentes no país e à pressão da sociedade por melhores condições ambientais, existe tendência potencial de ocorrer um incremento substancial na quantidade de lodo a ser disposto na próxima década. Gonçalves (2007), por exemplo, evidencia que no ano de 2007, 485 toneladas de lodo foram geradas por dia em cinco ETE's da cidade de São Paulo, prevendo-se uma produção de 890 toneladas de lodo por dia no ano de 2013.

As ETE's podem contribuir com a produção de lodo de diferentes maneiras, com qualidade e quantidades diferentes. Os sólidos removidos por sedimentação nos decantadores primários constituem o lodo primário o qual é composto por partículas mais pesadas que sedimentam, com alto conteúdo de matéria orgânica, sendo facilmente biodegradável (CASSINI et al., 2003).

Para Andreoli et al. (2001) o lodo biológico excedente (lodo secundário) compreende a biomassa de microorganismos aeróbios gerada às custas da remoção da matéria orgânica das águas residuárias. Esta biomassa está em constante crescimento, em virtude da entrada contínua de matéria orgânica nos reatores biológicos, sendo o equilíbrio atingido quando a mesma massa de sólidos gerada é removida do sistema.

A Tabela 1 reporta as principais fontes de sólidos, lodos e os tipos de materiais gerados nas unidades ou processos existentes em plantas de ETE's convencionais.

Tabela 1 Fontes de sólidos e lodo em uma estação de tratamento de esgoto convencional.

Unidade operacional ou processo	Tipo de sólido ou lodo	Observações
Gradeamento	Sólidos grosseiros	Fonte geradora de lodo primário
Desarenadores	Areia e espuma	
Decantador primário	Lodo primário e espuma	
Tratamento biológico	Sólidos suspensos	Fonte geradora de lodo secundário
Decantador secundário	Lodo secundário e espuma	

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

O tipo de tratamento biológico define as características do lodo secundário. No tratamento aeróbio, o oxigênio é utilizado como receptor final de elétrons (processo termodinamicamente favorável), havendo maior produção de biomassa em função do crescimento acelerado dos microorganismos resultando em um lodo de características mais instáveis, e de menor potencial de desaguamento. Nos processos de fermentação anaeróbia o metabolismo mais lento provoca menor produtividade microbiana e por conseqüência um lodo menos instável em relação ao processo aeróbio (METCALF; EDDY, 2003).

Particularmente aos sistemas aeróbios de tratamento de esgotos, especificamente lodos ativados de aeração prolongada, o lodo gerado é classificado como lodo biológico ou lodo secundário, o qual é constituído fundamentalmente pela própria biomassa que se desenvolveu a partir da matéria orgânica (alimento) presente no esgoto afluente. Tal lodo apresenta como características, no momento de descarte, um teor de sólidos totais (matéria seca) entre 0,8% e 1,2% e uma relação entre sólidos em suspensão produzidos e a demanda química de oxigênio (DQO) aplicada e da ordem de 0,50 a 0,55 $\text{kgSS} \cdot \text{kgDQO}_{\text{aplicada}}^{-1}$ (ANDREOLI et al., 2001).

2.2 TRATAMENTO DE LODOS DE ETE

O descarte inapropriado de lodos de esgotos em lixões, aterros sanitários ou em outras áreas, pode criar um sério risco à saúde pública, assim como originar impactos ambientais de elevada significância. Rubio-Loza et al. (2010) relatam que no México, a maior parte das ETEs construídas antes do ano 2000 não possuem sistema adequado de disposição final de lodos, não realizando qualquer processo de tratamento, sendo o lodo excedente descartado até mesmo nos próprios sistemas biológicos das ETEs, reduzindo consideravelmente a eficiência de remoção do material orgânico do esgoto afluyente, além de causar outros prejuízos ao processo.

As principais etapas do gerenciamento do lodo são: adensamento, estabilização, condicionamento, desidratação ou desaguamento, higienização e disposição final. O adensamento é um processo físico de concentração de sólidos no lodo visando reduzir sua umidade e, conseqüentemente seu volume, facilitando as etapas subseqüentes de tratamento do lodo (ANDREOLI et al., 2001).

Uma grande vantagem do adensamento é a capacidade de operação com lodos de baixa concentração de sólidos (1,0 a 3,0%) e altos volumes de água. A separação sólido-líquido aumenta o percentual de sólidos reduzindo o volume ocupado pela massa de lodo. (SCALES et al., 2001).

A estabilização do lodo pode ser um processo físico, químico ou biológico que objetiva reduzir o seu conteúdo de microrganismos patogênicos e inibir, reduzir ou eliminar o potencial de putrefação do lodo e, conseqüentemente, seu potencial de produção de odores (ANDREOLI et al., 2001; MALTA, 2001). Quanto aos métodos de estabilização biológica do lodo, Gavala et al. (2003) ressaltam que digestão anaeróbia é uma técnica adequada para o tratamento dos lodos de esgoto antes de sua disposição final, sendo a mesma, vista no mundo inteiro como o mais antigo e importante processo para a estabilização dos lodos. Metcalf e Eddy (2003) indicam os principais métodos de estabilização de lodos usados em ETEs, como se observa na Tabela 2.

Tabela 2 Métodos de estabilização de lodos de esgoto.

Método de tratamento	Função	Vantagem
Calagem (adição de cal)	Estabilização	-
Tratamento térmico		-
Digestão anaeróbia		Redução de massa
Digestão aeróbia		Redução de massa
Compostagem		Recuperação de produtos

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

No condicionamento são adicionados produtos químicos tais como a cal, o cloreto férrico ou polieletrólitos, visando facilitar a separação sólido-líquido, resultando em uma maior redução do volume do lodo (JORDÃO; PESSOA, 2005). Esta etapa é considerada essencial, principalmente quando a desidratação ocorre por processos mecanizados.

A desidratação remove e reduz ainda mais o volume do lodo produzindo um subproduto com comportamento mecânico próximo ao dos sólidos. Esta etapa tem um impacto importante nos custos de transporte e destino final, além de influenciar no manuseio do lodo (aproveitamento da torta, reciclagem, etc.), visto que o comportamento mecânico varia com o teor de umidade (ANDREOLI et al., 2001).

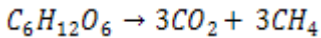
Na desinfecção ou higienização verifica-se a redução ou eliminação dos microorganismos patogênicos e parasitas do lodo de esgoto, no intuito, de enquadrá-lo nas diretrizes legais de aplicação de lodos em sistemas agrícolas. Gavala et al. (2003) referem, por exemplo, que os processos de digestão anaeróbia termófila de lodos satisfazem a política europeia do uso agrícola de lodo, através da eliminação de patógenos oriundos principalmente de humanos e animais. Os autores complementam ainda que a digestão anaeróbia em altas temperaturas pode conduzir à valorização do lodo com a formação de um biossólido tipo classe A, segundo a classificação da Agência Americana de Proteção do Meio Ambiente (*Environmental Protection Agency – EPA*), apropriado para aplicações no solo.

O destino final de lodos de esgoto é a etapa final do gerenciamento desse subproduto que necessita de uma adequada disposição final. Entretanto, Bettiol e Camargo (2000) indicam que diversos projetos de tratamento de esgotos não contemplam o destino final do lodo produzido e com isso, anulam-se parcialmente os benefícios da coleta e do tratamento dos efluentes. Assim, é importante e necessário, a prática ou o desenvolvimento de alternativas seguras e

factíveis para que esse produto não se transforme em um novo problema ambiental, mas sim que se torne uma fonte de vantagens ambientais através de sua disposição final. Atualmente, as pesquisas vêm sendo desenvolvidas na tentativa de melhorar a eficiência de sistemas, desenvolver e adaptar tecnologias para o tratamento do lodo, diminuindo assim os custos envolvidos. Destaca-se, por exemplo, a utilização dos filtros plantados com macrófitas para desaguamento e mineralização do lodo (SUNTTI et al., 2010).

2.3 FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio molecular (O_2), no qual um consórcio de diferentes tipos de microrganismos interage promovendo a fermentação estável e auto-regulada da matéria orgânica, da qual resulta, um gás denominado biogás composto principalmente pelos gases metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), conforme exemplifica a Equação 1.



Equação 1

O processo engloba múltiplas etapas com mecanismos bioquímicos complexos e atividades microbiológicas que dependem da natureza do substrato e de condições físico-químicas. Esse processo pode ser descrito em quatro fases principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (MALINA Jr.; POHLAND, 1992; VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994; SPEECE, 1996; METCALF; EDDY, 2003).

2.3.1 Hidrólise

Na primeira fase (hidrólise), componentes não dissolvidos, como celulose, proteínas e ácidos orgânicos de longas cadeias carbônicas são convertidos em monômeros (fragmentos solúveis em água, glucose, frutose... etc) por exo-enzimas (hidrolases) de bactérias anaeróbias facultativas e obrigatórias. De fato, ligações covalentes são desfeitas pela reação com a água, como exhibe a Figura 1 (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

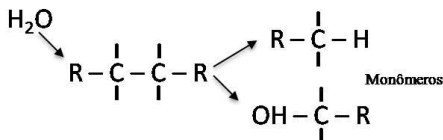


Figura 1 Formação de monômeros na etapa da hidrólise.

A hidrólise de carboidratos ocorre rapidamente, em algumas horas; a hidrólise de proteínas e lipídios leva alguns dias enquanto que outras substâncias como a lignocelulose e a lignina são lentamente degradadas (CHAMPAGNE; LI, 2009; RAINES; BINDER, 2010). Durante o processo, proteínas são convertidas a aminoácidos; carboidratos se transformam em açúcares solúveis e lipídios em ácidos graxos de longa cadeia e glicerina (APPELS et al., 2008).

A taxa de degradação de substratos com alta concentração de sólidos (tais como lodos adensados com até 4,0%) é relativamente lenta, visto que ocorre maior agregação e compactação das partículas, o que pode inviabilizar ou diminuir a biodisponibilização dos compostos orgânicos aos microorganismos anaeróbios. Para lodo ativado por exemplo, a hidrólise é considerada como o ponto limitante em todo o processo de digestão anaeróbia. Existem diversas causas para essa pequena taxa de degradação: a velocidade do processo é limitada pela hidrólise das partículas orgânicas; os microrganismos anaeróbios facultativos não são afetados no processo de degradação anaeróbia e algumas matérias orgânicas não são biodegradadas (METCALF; EDDY, 2003; LI; NOIKE, 1992; MALINA Jr.; POHLAND, 1991).

2.3.2 Acidogênese

Os monômeros formados na fase hidrolítica são utilizados por diferentes grupos bacterianos (facultativos e obrigatórios), sendo degradados na fase acidogênica em ácidos orgânicos de cadeia curta - moléculas de 1 a 5 carbonos (ácido butírico, ácido propiônico, acetato, ácido acético), alcoóis, hidrogênio e dióxido de carbono. A concentração dos íons de hidrogênio formada afeta o tipo de produto da fermentação: quanto maior a pressão parcial do hidrogênio, por exemplo, menor será a produção de compostos reduzidos, como o acetato. A Figura 2 exhibe a degradação do ácido acético via rota do ácido butírico.

Tabela 3 Degradação de alguns substratos na fase acetogênica.

Reações	ΔG^0 (kJ/mol)
Propionato \rightarrow acetato $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^- + \text{HCO}_3^- + 3\text{H}_2$	+76,1
Butirato \rightarrow acetato $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+48,1
Benzoato \rightarrow acetato $\text{C}_7\text{H}_5\text{CO}_2^- + 7\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_3\text{COO}^- + 3\text{H}^- + \text{HCO}_3^- + 3\text{H}_2$	+53
Etanol \rightarrow acetato $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$	+9,6

Fonte: Dolfing (1988) apud Khanal (2008).

Em uma co-existência de bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio e bactérias metanogênicas consumidoras de hidrogênio, predomina a simbiose entre os dois grupos, fenômeno denominado por transferência inter-espécies de hidrogênio, como se verifica na Figura 3 (KHANAL, 2008). As bactérias sintróficas acetogênicas são assim denominadas porque a sua existência depende da atividade de microorganismos consumidores de hidrogênio, evitando assim que o pH no meio aquoso diminua e prejudique o metabolismo dos demais grupos microbianos. As bactérias metanogênicas consumidoras de hidrogênio rapidamente eliminam o hidrogênio, mantendo uma pressão parcial de hidrogênio extremamente baixa. Isto gera uma condição termodinamicamente favorável para que as bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio degradem os derivados da acidogênese em acetato, H_2 e CO_2 (PLUGGE et al., 2009).

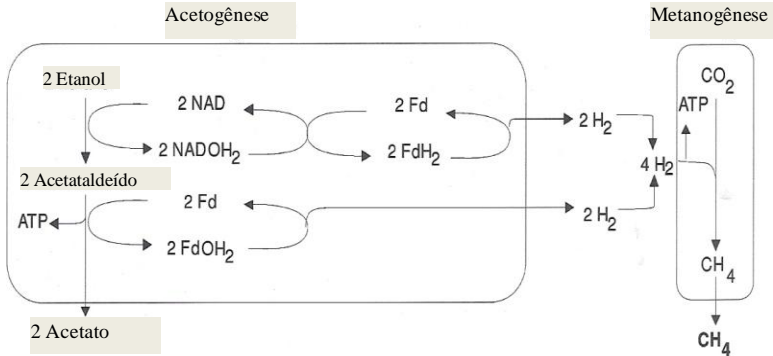


Figura 3 Transferência inter-espécies de hidrogênio relacionando as fase acetogênica e metanogênica.

Fonte: Adaptado Deublein e Steinhauser (2008).

O entendimento dos processos fermentativos com controle sobre a transferência inter-espécies de hidrogênio tem se tornado muito frequente e associado a técnicas de manipulação genética; esses estudos se apresentam como uma nova tendência para favorecer o equilíbrio do metabolismo microbiano em sistemas anaeróbios (OH; MARTIN, 2010; LEE; CHUNG, 2010; PARAMERSWARAN et al., 2009; LYKIDIS et al., 2011; ZHENG et al., 2009).

2.3.4 Metanogênese

Na quarta fase, a formação do metano ocorre em condições estritamente anaeróbias, sendo esta reação tipicamente exergônica. O metano é formado em grande maioria a partir do acetato, do dióxido de carbono e do gás hidrogênio, sendo também formado a partir de outros compostos orgânicos diferentes do acetato. Deublein e Steinhauser (2008) dividem os substratos aplicáveis à metanogênese em 3 grupos:

- Tipo CO_2 : CO_2 , HCOO^- , CO
- Tipo metil: CH_3OH , CH_3NH_3 , $(\text{CH}_3)_2\text{NH}_2^+$, $(\text{CH}_3)_3\text{NH}^+$
- Tipo acetato: CH_3COO^-

De fato, todos os produtos da fase fermentativa são convertidos em compostos utilizáveis direta ou indiretamente pelas bactérias formadoras de metano. Os produtos não degradados por estas bactérias acumulam-se na suspensão biológica do digestor, e conseqüentemente,

incrementam significamente a DQO do efluente do digestor (GERARDI, 2003). A Figura 4 mostra a rota da formação do metano a partir do acetato e do CO_2 .

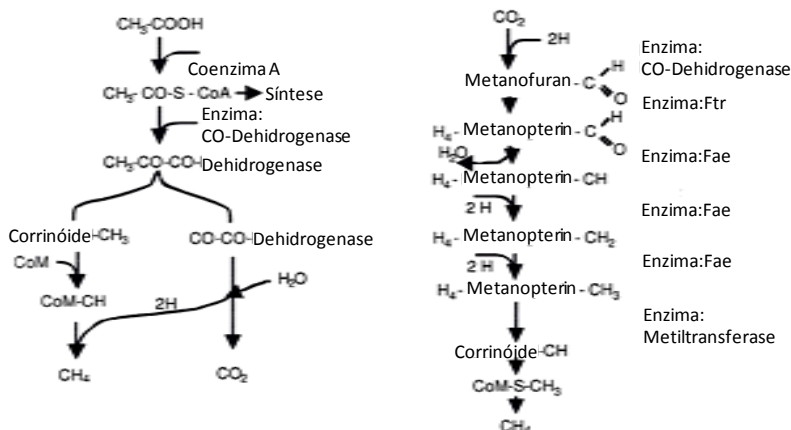


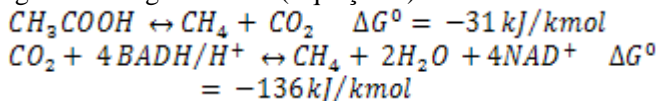
Figura 4 Formação do metano a partir do acetato (à esquerda) e a partir do dióxido de carbono (à direita). *Fae: enzima de ativação do formaldeído (*formaldehyde activating enzyme*); Ftr: formiltransferase; CoA: coenzima A; CoM: Coenzima M.

Fonte: Adaptado de Deublein e Steinhäuser (2008).

Segundo Chernicharo (1997), a metanogênese se caracteriza como uma respiração anaeróbia efetuada pelos microorganismos metanogênicos do grupo *Archaea*, onde o gás carbônico, ou o grupo metil de compostos C-1, ou o carbono do grupo metil do acetato, é o aceptor final de elétrons. O autor enfatiza que as *Archaea* metanogênicas removem o excesso de hidrogênios produzidos nas fases anteriores, proporcionando o abaixamento da pressão parcial desse gás no meio, tornando possíveis as reações da etapa acetogênica.

As *Archae* metanogênicas são divididas em dois grupos principais: as metanogênicas acetoclásticas formadoras de metano (*Methanosarcina barkeri*, *Methanobacterium söhngenii* e *Methanobacterium thermoautotrophicum*) a partir do ácido acético ou metanol, e as metanogênicas hidrogenotróficas produtoras de metano a partir do hidrogênio e dióxido de carbono (gêneros *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*). Cerca de 70% do metano gerado resulta da oxidação do ácido acético haja visto esta ocorrer de

maneira mais espontânea se comparada com a redução do $\text{CO}_2 + \text{H}_2$ na metanogênese hidrogenotrófica (Equação 2).



Equação 2

Para Demirel et al. (2008) o formato, ainda que em baixas concentrações no ambiente metanogênico, também é utilizado pelos organismos metanogênicos hidrogenotróficos para doar elétrons e reduzir o CO_2 a CH_4 . A Tabela 4 exhibe as reações metanogênicas típicas nos processos biológicos anaeróbios (DEMIREL, 2008 apud CHYNOWETH, 1996).

Tabela 4 Reações químicas de formação do metano na etapa metanogênica.

Tipo de substrato	Reação química	ΔG^0 (kJ/mol)
Hidrogênio	$4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	-139,0
Acetato	$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$	-127,0
Formato	$4 \text{HCOOH} \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	-28,0
Metanol	$4\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	-103,0
Monóxido de carbono	$4\text{CO} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{CO}_3$	-185,5
Trimetil- amina	$4 (\text{CH}_3)_3\text{N} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow 9\text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 4\text{NH}_3$	-75,8
Dimetil- amina	$2 (\text{CH}_3)_2\text{NH} + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{NH}_3$	-74,8
Monometil- amina	$4 (\text{CH}_3)\text{NH}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 4\text{NH}_3$	-76,7
Metil mercaptanas	$2 (\text{CH}_3)_2\text{S} + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{S}$	-74,0

Fonte: Deublein e Steinhauser (2008); Lomans et al. (2002).

Moraes (2005) indica que na presença de sulfato no afluente, muitos dos compostos intermediários passam a ser utilizados pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS), tais como *Desulfovibrio*, *Desulfuromonas*, *Desulfobulbus*, *Desulfobacter*, *Desulfococcus* e *Desulfosarcina*, provocando uma alteração das vias metabólicas no

2.4 REQUISITOS AMBIENTAIS

2.4.1 Temperatura

O processo anaeróbico depende fortemente das condições de temperatura visto que o grau de calor nas células microbianas é determinado pela temperatura ambiente externa, já que esses microorganismos não possuem mecanismos reguladores internos de temperatura, o que pode influenciar diretamente na síntese de novas células.

A ocorrência do processo de biodigestão anaeróbia tem sido observado entre as temperaturas 0°C e 97°C, abrangendo três faixas associadas ao crescimento microbiano: a faixa psicrófila compreendida entre 4°C e aproximadamente 15°C, a faixa mesófila, entre 20 e 40°C e a faixa termófila situada acima de 45°C. No entanto, os níveis de temperatura na faixa mesófila (30°C a 35°C) e termófila (50°C a 55°C) são considerados ótimos para o processo (SPEECE, 1996). A Figura 6 mostra as diferentes faixas de temperatura e a taxa de crescimento de algumas espécies de microorganismos envolvidos digestão anaeróbia.

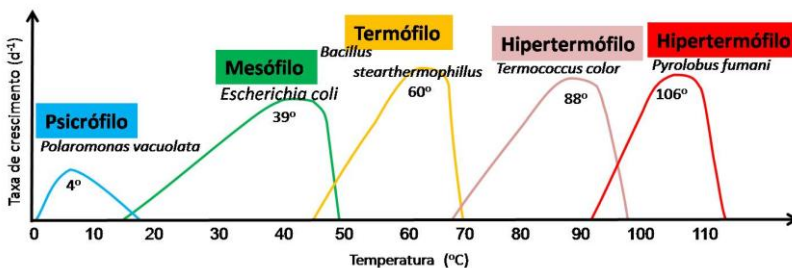


Figura 6 Variações de temperatura aproximadas e temperaturas ótimas para o crescimento de várias espécies de microorganismos presentes nos processos anaeróbios.

Fonte: Madigan et al. (1996).

A maioria dos microorganismos são mesófilicos, crescendo melhor em temperaturas que variam entre 20°C a 40°C; sendo assim, os processos convencionais de digestão anaeróbia ocorrem nessa faixa de temperatura. Gavala et al. (2003) indicam que isso se deve principalmente em função do menor consumo de energia e da maior estabilidade do processo.

Segundo Rehm et al. (2000, apud APPELS et al., 2008) as bactérias metanogênicas acetotróficas são as mais sensíveis aos incrementos de temperaturas. Para os autores a temperatura tem um efeito significativo na pressão parcial de H_2 nos digestores, uma vez que influencia a cinética do metabolismo dos microorganismos. A termodinâmica mostra que as reações endergônicas (aquém das condições padrões) – por exemplo, a quebra das cadeias do propionato em acetato, CO_2 e H_2 , tornar-se-iam energeticamente mais favoráveis a altas temperaturas, enquanto que reações exergônicas (a metanogênese hidrogenotrófica, por exemplo) são menos favorecidas em altas temperaturas.

2.4.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

A maioria dos processos anaeróbios tem operação otimizada em um pH próximo a neutralidade. A ocorrência de mudanças da neutralidade pode ser provocada pela introdução de substrato afluyente ou pelo excesso de produção e acúmulo de ácidos ou álcalis resultantes da conversão da matéria orgânica, tais como ácidos orgânicos voláteis ou amônia, respectivamente (MALINA Jr.; POHLAND, 1992).

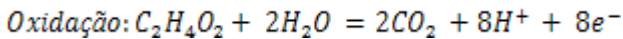
Campos (1999) ressalta que em digestores anaeróbios de alta taxa um valor adequado e estável do pH é obtido naturalmente, devido à predominância do sistema carbônico (H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-}) nos efluentes sanitários, conferindo uma capacidade tampão ao processo. Appels et al. (2008) destacam ainda que o pH do sistema é controlado pela concentração do CO_2 na fase gasosa e pela alcalinidade do bicarbonato (HCO_3^-) na fase líquida, sendo que uma concentração de 70 meq $CaCO_3/L$ (3500 mg $\cdot L^{-1}$) ou uma razão molar de no mínimo 1,4:1 de bicarbonato/ácidos orgânicos voláteis deve ser mantida para um processo de digestão estável.

Segundo Chernicharo (1997) os microorganismos produtores de metano tem um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora se possa conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, visto que podem inibir completamente os microorganismos metanogênicos. O autor ressalta ainda que as bactérias produtoras de ácidos têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 5,0 e 6,0. Dessa forma, o controle de pH objetiva principalmente a eliminação do risco de inibição dos microorganismos metanogênicos, seja pelos baixos valores associados aos ácidos orgânicos voláteis produzidos durante a digestão anaeróbia, ou pelas mudanças bruscas de

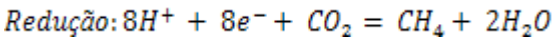
pH (choques de pH), visto que a recuperação do equilíbrio do sistema está relacionada à gravidade do dano causado ao microorganismo (RAJESHWARI et al., 2000; HORIUCHI et al., 2002).

2.4.3 Potencial de oxi-redução (Eh)

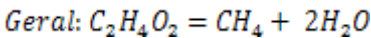
O potencial de redução e oxidação (redox) é um elemento essencial nos processos de digestão anaeróbia. Segundo Chang et al. (2002), as meias reações (redução e oxidação) não ocorrem independentemente, isto é, pelo tal qual uma reação de oxidação e uma reação de redução deve ocorrer para que o elétron liberado por um substrato possa ser aceito pelo outro. As Equação 5 e Equação 6 mostram um exemplo para a metanogênese, a partir das meias reações e na Equação 7 a reação global.



Equação 5



Equação 6



Equação 7

O Eh indica a capacidade de redução do meio, sendo influenciado pela presença ou ausência de oxigênio molecular (CHERNICHARO, 1997). O valor é expresso em milivolts (mV) de oxigênio. Quanto menor a concentração de oxigênio mais redutor é o ambiente.

No caso da digestão anaeróbia é necessário um potencial de oxidação redução no ambiente negativo, pois as bactérias anaeróbias só se multiplicam na ausência de oxigênio, com taxa de oxiredução compreendida entre -40 mV e -400 mV (NEUT; RAMOND apud MARTIN, 1995, apud BELLI FILHO, 1995). No entanto, segundo Malina Jr. e Pohland (1992) e Metcalf e Eddy (2003) o valor ideal seria aproximadamente -300 mV.

2.4.4 Tempo de detenção hidráulico (TDH) e tempo de retenção de sólidos (TRS)

O tempo de detenção hidráulico (TDH) e o tempo de retenção de sólidos (TRS, também denominado de tempo de retenção celular - θ_c) são dois parâmetros importantes na concepção de processos de tratamento biológicos.

O TDH indica o tempo em que a fração líquida dos resíduos permanece no reator em contato com a biomassa (VON SPERLING, 2005). O tempo necessário para atingir um determinado grau de tratamento depende da taxa de metabolismo microbiano. Segundo Miron et al. (2000), resíduos contendo compostos simples como o açúcar (facilmente degradável) requerem baixos TDH, enquanto que resíduos complexos como os compostos orgânicos clorados, são lentamente degradáveis e precisam de mais tempo para seu metabolismo.

O TRS controla a massa microbiana no reator para atingir um determinado grau de estabilização dos resíduos. TRS é uma medida da capacidade do sistema biológico para alcançar padrões específicos de efluentes e/ou manter uma taxa satisfatória de biodegradação de poluentes. A manutenção de um elevado TRS produz uma operação mais estável, maior tolerância a cargas de choque ou às substâncias tóxicas, e uma rápida recuperação da toxicidade (KHANAL, 2008).

No dimensionamento de reatores de mistura completa, o TDH é equivalente ao TRS, uma vez que esses sistemas não dispõem de mecanismos de retenção de sólidos (CHERNICHARO, 1997).

Para Apples (2008) em digestores anaeróbios mesofílicos, sem recirculação ou retirada de sobrenadante, o menor TRS é de 10 dias, evitando-se assim a remoção de microorganismos do sistema, fenômeno conhecido como “washout”. Para Metcalf e Eddy (2003) valores usuais de TRS estão condicionados à temperatura operacional (Tabela 5), e, além disso, uma margem de segurança na ordem de 2,5 vezes deve ser considerada para se evitar problemas operacionais nos sistemas anaeróbios.

Tabela 5 Tempos de retenção de sólidos para a concepção de digestores anaeróbios de alta taxa.

Temperatura operacional (°C)	TRS mínimo (d)	TRS usual (d)
18	11	28
24	8	20
30	6	14
35	4	10
40	4	10

Fonte: Metcalf; Eddy (2003).

A influência do tempo de retenção hidráulico na eficiência do desempenho de processos anaeróbios geralmente é estudada em escala laboratorial; a redução do TRS de 35 dias para 12 dias em um experimento aneróbio atestou a manutenção da capacidade do reator sem incidir em grandes reduções na eficiência de destruição de sólidos voláteis, resultando em um balanço energético positivo para o processo, haja vista que, quanto menor o TRS, maior é a quantidade de resíduo tratado, maior é a geração de biocombustível (metano) e menor é o tempo necessário para o tratamento, utilizando-se do mesmo sistema anaeróbio (NGES; LIU, 2010).

2.4.5 Mistura / agitação

A agitação tem a finalidade de manter uniforme a temperatura e a distribuição do substrato, além de reduzir a formação de espuma. Normalmente, em reatores anaeróbios descontínuos, a agitação é realizada por meio da recirculação do biogás gerado podendo ser realizada também por meio de misturadores mecânicos (CHERNICHARO, 1997).

Stafford (1982) estudou o efeito da mistura na digestão anaeróbia de lodo de esgoto e relatou que não houve incremento substancial na produção de gás para velocidades do rotor entre 140 e 1000 rpm. Sulaiman (2009) verificou que na digestão anaeróbia de efluentes de óleo de palma, a recirculação mínima do lodo foi suficiente para fornecer um bom contato entre o substrato e os microorganismos, viabilizando assim todo e qualquer biogás retido no fundo do digestor. Gómez et al. (2009) comparou condições de mistura com condições estáticas para a produção de bio-hidrogênio a partir da fermentação de

resíduos sólidos e concluiu que o desempenho da digestão anaeróbia era favorecido pela agitação do meio.

Em sistemas mecanizados de mistura, Metcalf e Eddy (2003) relatam que gradientes de velocidade (G) entre 50 e 80 s^{-1} são tipicamente aplicados em digestores anaeróbios para se aproveitar as vantagens advindas dessa agitação.

2.4.6 Ácidos orgânicos voláteis (AOV)

Segundo Mechichi e Sayadi (2005) os ácidos orgânicos voláteis (AOV) são as substâncias intermediárias mais importantes no processo da digestão anaeróbia, cuja degradação se dá por bactérias acetogênicas próton redutoras em associação com bactérias metanogênicas consumidoras de hidrogênio.

Entre os AOV produzidos durante a digestão anaeróbia, os ácidos com duas até seis cadeias de carbono são os mais estudados, entre eles: ácido acético, ácido propiônico, ácido isobutírico, ácido butírico, ácido isovalérico, ácido valérico, ácido isocapróico e ácido caprúico (PARKING; OWEN, 1986; WANG et al., 1999; KYMÄLÄINEN et al., 2011).

Para Wang et al. (1999) os AOV podem causar desequilíbrio no ambiente anaeróbio se presentes em elevadas concentrações, resultando na redução do pH podendo levar à paralisação das reações metabólicas. A concentração dos AOV é, portanto uma importante variável relativamente ao desempenho do processo anaeróbio. Para Parking e Owen (1986) a relação entre os ácidos orgânicos voláteis a alcalinidade e o pH é tão importante que essas três variáveis demandam discussão conjunta.

O efeito inibitório dos AOV é intensificado pelo pH, tal que, em $pH < 7$, a concentração limite para inibição é acima de $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de ácido acético. Para os ácidos isobutírico e isovalérico, este limite é reduzido para $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e se reduz ainda mais para o ácido propiônico, fortemente inibidor das reações anaeróbias em concentrações de $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

2.4.7 Nutrientes

As concentrações de carbono e nitrogênio determinam o desempenho do processo de digestão anaeróbia, sendo que estes elementos constituem um fator limitante; o carbono representa a fonte

de energia para os microorganismos e o nitrogênio realça o crescimento bacteriano (IGONI et al. 2008).

Além dos macronutrientes necessários à atividade bacteriana, alguns micronutrientes em pequenas concentrações são essenciais no ambiente anaeróbio para viabilizar reações enzimáticas do metabolismo bacteriano. Estes elementos são também denominados de elementos traços e representam 4% do peso seco das células. Entre os elementos traços considerados necessários para a atividade das bactérias metanogênicas, encontram-se o ferro, níquel, magnésio, cálcio, sódio, bário, tungstênio, molibdato, selênio e cobalto (PELCZAR Jr et al., 1997). Barton et al. (2003) relatam como exemplo, a necessidade do selênio e do molibdênio para as bactérias sulfatoredutoras na síntese de proteínas redox e desidrogenases.

Nitrogênio, fósforo e enxofre são os principais constituintes das células bacterianas e podem estimular positivamente a produção de metano a partir da matéria orgânica carbonácea. A baixa velocidade de crescimento dos microorganismos anaeróbios, quando comparada com a dos aeróbios, resulta em menor demanda nutricional. Em geral, admite-se que a relação DQO:N:P de 700:5:1 é suficiente para atender às necessidades de macronutrientes dos microorganismos anaeróbios formadores de metano (SPEECE, 1996).

2.5 CLASSIFICAÇÃO DOS DIGESTORES ANAERÓBIOS

Vandevivere et al. (2002) sugerem dividir os tipos de digestores anaeróbios em sistemas de um estágio, dois estágios e batelada. Ainda segundo os autores, a escolha de um destes sistemas dependerá, de uma série de fatores econômicos, técnicos e ambientais. Processos de estágio único utilizam somente um reator para as fases de acidogênese e metanogênese. Eles podem ser de baixa carga de sólidos ou alta carga de sólidos, dependendo do teor de sólidos no interior do digestor (REICHERT, 2005).

2.5.1 Sistemas de um estágio

Digestor anaeróbio de baixa carga

Os sistemas convencionais de digestão do lodo executados sob um único estágio caracterizam-se por apresentar, na mesma unidade, as funções de digestão, adensamento, e formação de sobrenadante. Nestes digestores, a taxa de aplicação de sólidos deve ser inferior ou igual a 1,2

kg SSV·m⁻³·d⁻¹, com tempo de retenção entre 30 e 45 dias. Na unidade há formação das seguintes zonas: zona de lodo digerido, zona principal de lodo em digestão, zona de sobrenadante e zona superior de acumulação de gás. Os digestores convencionais detêm uma má utilização do seu volume em função das suas zonas serem estratificadas, sendo a região de fermentação propriamente dita, reduzida a 50% da capacidade total da unidade (MALINA Jr; POHLAND, 1992).

Digestor anaeróbio de alta carga

Segundo Metcalf e Eddy (2003) diversas são as características dos digestores anaeróbios de alta carga de sólidos e único estágio. Entre essas características pode-se referir: a taxa de aplicação de sólidos (maior que para taxas convencionais), a existência de sistema de mistura bastante eficiente (pela recirculação de biogás ou misturadores mecânicos) e aquecimento com controle de temperatura do lodo, com a finalidade de se obter o máximo rendimento na digestão.

As informações quanto à retirada de sobrenadante e espuma são diversas dependendo do design do digestor. Alguns digestores possuem ainda saída de sobrenadante o qual recircula para o tratamento biológico, devido à existência de uma alta concentração de sólidos suspensos e matéria orgânica (NUVOLARI, 2003). Outros digestores não possuem sistema de separação de espuma e de sobrenadante em virtude das altas taxas de rendimento da digestão (METCALF; EDDY, 2003). As Figura 7 e Figura 8 mostram a representação esquemática de reatores anaeróbios de um estágio para digestão de lodos.

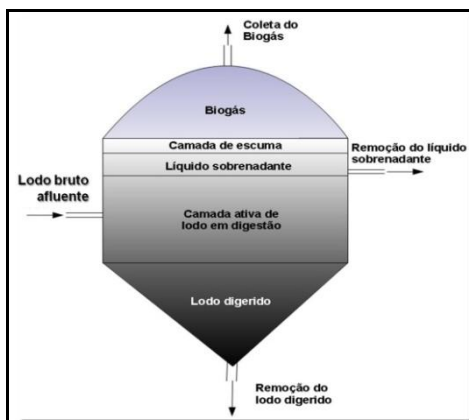


Figura 7 Representação de digestor anaeróbio de um estágio e baixa carga.

Fonte: Adaptado de Qasim (1999).

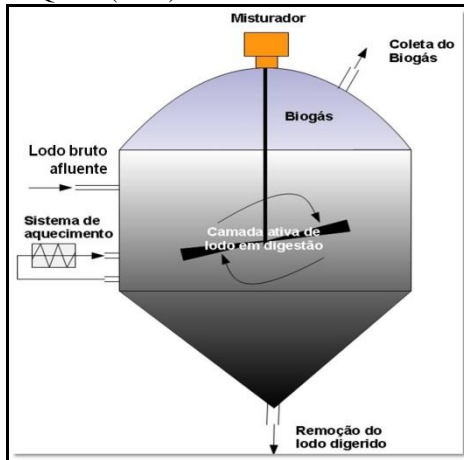


Figura 8 Representação esquemática de digestor anaeróbico de um estágio e alta carga.

Fonte: Adaptado de Qasim (1999).

2.5.2 Sistemas de dois estágios e alta carga

Um reator de alta taxa de digestão é adicionado em série com um reator secundário. No digestor de primeiro estágio, faz-se uma boa mistura e eventualmente o aquecimento com controle de temperatura. O lodo misturado passa então para o segundo estágio onde se faz a separação por gravimetria dos sólidos e do sobrenadante, assim como a recuperação do biogás, sendo também removidos (NUVOLARI, 2003). A Figura 9 ilustra um sistema de digestor anaeróbico de dois estágios.

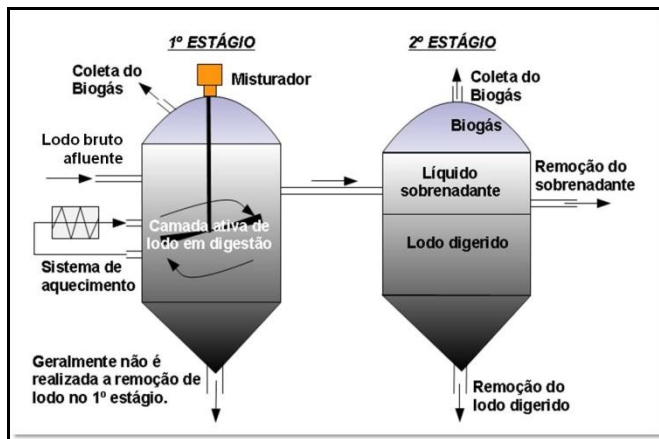


Figura 9 Representação esquemática de digestor de alta carga e dois estágios.

Fonte: Adaptado de Qasim (1999).

Para Rubio Loza et al. (2010) a aplicação de digestores de alta carga com dois estágios pode aumentar a estabilidade operacional, reduzindo problemas de formação de espuma, melhorando as condições ambientais para os microorganismos acidogênicos e metanogênicos e reduzindo o volume do reator bem como os custos operacionais como um todo. Um maior volume de biogás pode ser recuperado pelos sistemas de dois estágios, comparando-se com os de um estágio, o que pode compensar, por exemplo, na energia necessária para manter um processo de digestão termofílica (GHOSH et al., 1995).

Alguns critérios de projeto para digestores anaeróbios de lodo de baixa e alta carga, reunidos por Malina Jr. e Pohland (1992), são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 Critérios típicos de projetos para digestores de baixa e alta cargas.

Parâmetro	Faixa de valores*	
	Baixa carga	Alta carga
Carga de sólidos ($\text{kgSSV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$)	0,6 a 1,6	1,6 a 3,2
Tempo de retenção celular	30 a 60	15 a 20

*Para digestores operando na faixa mesófila de temperatura

Fonte: Adaptado de Metcalf; Eddy (2003).

2.6 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO DE ETE

Segundo Cassini (2003), os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgotos sanitários são constituídos fundamentalmente, de duas frações: água e sólidos totais (ST). A fração orgânica dos ST é representada pelos sólidos voláteis (STV) ou biomassa microbiana, e pela complexa gama de polímeros extracelulares (EPS) que se acumulam nesse meio.

Para Metcalf e Eddy (2003) a digestão anaeróbia (DA) é um processo apropriado para o tratamento de lodos previamente à sua disposição final, sendo conhecida como a mais importante e antiga técnica de estabilização de lodos.

Grandes progressos foram ocorreram quanto ao entendimento fundamental no controle do processo, como o tamanho dos digestores, e as características de formas e aplicação dos mesmos. Devido à ênfase na conservação e recuperação de energia e na conveniência de se obter um uso benéfico do bio sólido residual, a digestão anaeróbia continua a dominar os processos de estabilização de lodos. Além disso, a digestão anaeróbia de lodos de esgotos pode em muitos casos, produzir gases suficientes para suprir a demanda de energia do processo e assim valorizar esse resíduo orgânico (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2008).

As principais vantagens e desvantagens da digestão anaeróbia de lodos quando comparada a outros métodos de estabilização de lodos são (DOHÁNYOS; ZÁBRANSKÁ, 2001):

- Produção de biogás: a energia produzida é em excesso à requerida para manter a temperatura do digestor de lodo e seu sistema de agitação. A energia excedente pode ser usada para gerar eletricidade e/ou aquecimento;
- Redução da massa e do volume de lodo: a destruição dos sólidos que alimentam o digestor é normalmente entre 25-50% (em concentração) e pode resultar na redução dos custos da disposição final desse lodo;
- Estabilização: o lodo estabilizado apresenta reduzido odor e pode ser armazenado sem potencial de putrefação. Contem ainda nutrientes tais como, nitrogênio e fósforo assim como material orgânico que pode melhorar a fertilidade e textura de um solo;
- Higienização: uma higienização significativa do lodo ocorre durante a digestão anaeróbia, especialmente em condições termofílicas.

Na Tabela 7 são descritos resumidamente os fatores ambientais que influenciam as reações biológicas na DA.

Tabela 7 Condições operacionais ótimas e extremas para a ocorrência da digestão anaeróbia de lodo.

Variável	Ótimo	Extremo
pH	6,8-7,4	6,3-7,9
Potencial de oxidação e redução (mV)	-520 a -530	-490 a -550
AOV (mg·L ⁻¹ de C ₂ H ₄ O ₂)	48 a 480	>2100
Alcalinidade (mg·L ⁻¹ de CaCO ₃)	1300-3000	1000-5000
Carga orgânica aplicada (sólidos voláteis)		
Mesofílico (kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	0,8-2,0	0,4-6,4
Termofílico (kg·m ⁻³ ·d ⁻¹)	1,5-5,0	1,0-7,5
Temperatura		
Mesofílico (°C)	35	40
Termofílico (°C)	55	57
Tempo de detenção hidráulico (dias)	12-18	7-30
Composição do biogás		
Metano (% vol)	65-70	60-75
Dióxido de carbono (% vol)	30-35	25-40

Fonte: Khanal (2008).

A hidrólise pode ser considerada etapa limitante do processo visto a dificuldade de hidrolisar substratos com altos teores de sólidos, tal como referido anteriormente. Em lodos adensados, esta etapa é ainda mais significativa, visto que, a concentração de sólidos no lodo varia de 0,5% antes do adensamento a até 4,0% após o adensamento (METCALF; EDDY, 2003), garantindo maior agregação e compactação das partículas, o que pode inviabilizar ou diminuir a biodisponibilização dos compostos orgânicos aos microorganismos anaeróbios.

A cinética de primeira ordem é usada normalmente para representar o processo hidrolítico na qual, a hidrólise da matéria orgânica é diretamente proporcional à concentração do material hidrolisável, como pode ser visto na Equação 8:

$$\frac{dC}{dt} = -k \cdot C$$

Equação 8

Onde,

dC/dt : velocidade de consumo do substrato ($g \cdot L^{-1} \cdot d^{-1}$);

k : constante de velocidade de primeira ordem (d^{-1});

C : concentração do substrato ($g \cdot L^{-1}$);

Não existe limitação de difusão para o transporte de material solubilizado para fora da célula e, portanto, não há nenhuma distinção entre a hidrólise intracelular e extracelular. Nesse caso, a constante de hidrólise (k) representa a soma da hidrólise intracelular e extracelular (TAKEMOTO, 2006).

De acordo com Easrman e Ferguson (1981, apud TOMEI, 2008) a equação mais utilizada para a degradação anaeróbia de lodos biológicos é a Equação 8, no entanto, ela não é observada corretamente, pois as experiências reais mostram que a cinética de degradação depende também da concentração da biomassa. Uma explicação para o uso comum dessa equação pode estar associada à dificuldade na digestão anaeróbia de distinguir a biomassa dos SV do lodo representando o substrato.

A Tabela 8 contém informações sobre a constante de hidrólise para diferentes resíduos orgânicos. Como seria de esperar, a constante de hidrólise para diversos tipos de substratos orgânicos pode variar consideravelmente, devido principalmente ao tipo de substrato, mas também em função das condições dos experimentos e de outros fatores ambientais normalmente ausentes ou desconsiderados (MALINA Jr.; POHLAND, 1992).

Tabela 8 Valores da constante cinética para a hidrólise de lodos de esgoto sanitário.

Substrato	k (dia^{-1})	Temperatura ($^{\circ}C$)
Mistura de lodo primário e lodo secundário	0,15	35
Lodo primário de esgoto sanitário	0,007-0,990	35-60
Lodo secundário de ETE	0,168-0,6	35

Fonte: Gavala et al. (2003).

2.6.1 Panorama do uso da tecnologia anaeróbia em lodos de ETE

Bhattacharyya et al. (1996) em seus estudos de digestão anaeróbia de lodo de esgoto sanitário em digestores mesofílicos, de alta carga, em escala piloto, observaram para diferentes proporções de lodo primário e secundário constituídos com 4,1 a 3,3% de STV, respectivamente, geração de lodo efluente com fração de STV entre 3,0% a 1,7%. Conseqüentemente as eficiências apresentadas variaram entre 26% a 50%. O autor ainda comparou estes resultados com o desempenho de um digestor de dois estágios sob as mesmas condições. Foi atestado um acréscimo na eficiência de remoção de STV deste último, embora os autores tivessem concluído que o investimento para esta configuração não se justificaria pelo pouco acréscimo de eficiência na digestão do lodo.

Ge et al. (2011) combinaram o pré-tratamento termofílico com a digestão anaeróbia mesofílica de lodo de esgoto sanitário em digestor com agitação e mistura e 4,2 L de volume. Foi observado degradação de STV na ordem de 37% no sistema de 1º estágio e 2º estágio (em mesofilia), enquanto que no sistema com pré-tratamento termofílico foi possível obter remoção de STV entre 41 e 48%. A produção de metano no digestor mesofílico, segundo os autores, foi inferior em relação ao pré-tratamento termofílico. Os microorganismos metanogênicos resistem às condições inapropriadas, metabolizando o substrato e produzindo CH₄ como subproduto, ainda no primeiro estágio, inferindo, portanto, na discussão da real necessidade do 2º estágio de digestão.

Conforme ressaltado anteriormente, a digestão anaeróbia de lodo de esgoto gera diversos ácidos orgânicos voláteis, que no fim do metabolismo são transformados em metano e gás carbônico.

Yuan et al. (2011), em investigações sobre produção de AOV na DA de lodos, concluíram que na temperatura mesofílica de 24,6 °C obteve-se a maior produção de ácidos orgânicos (cerca de 2154 mg.L⁻¹ em 6 dias), além das melhores concentrações de amônia e fósforo obtidas no experimento (64 e 14 mg.gSSV⁻¹, respectivamente). Estes resultados sugerem ainda a possibilidade de recuperação e valorização do fósforo na forma de estruvita.

Nges e Liu (2010) investigaram a aplicação da DA em lodo de esgoto sanitário a uma temperatura de 40°C em reator de alta taxa funcionando com regime de alimentação contínua de 2,5 L de volume útil. Os autores incrementaram gradualmente a carga orgânica volumétrica e conseqüentemente ocorreu a redução do tempo de

retenção de sólidos. Foi verificado que para 35 dias de TRS, foi produzido $518 \text{ Nm}^3\text{biogás}\cdot\text{gSTV}_{\text{adicionado}}^{-1}$ com 55% de remoção de STV enquanto que, para o menor TRS testado, três dias, foram obtidos $62,6 \text{ Nm}^3\text{biogás}\cdot\text{gSTV}_{\text{adicionado}}^{-1}$ com 22% de redução de STV. Em resumo, os autores ressaltam que a diminuição do TRS e conseqüente aumento da COV favorecem o aumento da produção de biogás e da produtividade volumétrica de metano; assim como proporciona o decréscimo da destruição de STV.

A Tabela 9 exhibe um panorama de aplicações da tecnologia anaeróbia em lodos de esgotos sanitários sob temperaturas mesofílicas.

Tabela 9 Resultados de estudos com digestores mesofílicos de lodos de esgotos sanitários.

Tipo digestor	Op.	Origem lodo	So	COV	TDH	Efic.	Rend _{CH₄}	Referência
1 estágio (150L)	308d	LS	71,7 gDQO·L ⁻¹	1,2 kgDQO·m ⁻³ ·d ⁻¹	27d	54%DQO	0,36-0,38 m ³ ·m ⁻³ ·d ⁻¹	De la Rubia et al., 2005.
1 estágio (60L)	n/d	LS+CD	n/d	3,0 kgDQO·m ⁻³ ·d ⁻¹	30-10d	87-53%DQO	45-136 LCH ₄ ·d ⁻¹	Flor et al., 2003.
1 estágio (3L)	223d	LS	49-68 gDQO·L ⁻¹	1,6-20,5 kgSTV·m ⁻³ ·d ⁻¹	3-35d	22-59%DQO	62,6-307,2 Nm ² CH ₄ ·gSTV ⁻¹ ·d ⁻¹	Nges; Liu, 2010.
1 estágio (1,7L)	90d	LS+CD	0,9-1,42 gDQO·L ⁻¹	0,02 - 0,09 kgDQO·m ⁻³ ·d ⁻¹	15-35d	47-57%DQO	0,06-0,14 LCH ₄ ·L ⁻¹	Fernandéz et al., 2010.
batch (120mL)	120d	LS	56,5 gDQO·L ⁻¹	n/d	10-20d	40-43%DQO	500-1000 mLCH ₄ ·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Kiyohara; Noyola, 2010.
batch (1,2L)	270d	LS	13,5 gDQO·L ⁻¹	0,67 - 6,75 kgDQO·m ⁻³ ·d ⁻¹	2-20d	18%DQO	0,1-3,6 gDQO·CH ₄ ·L ⁻¹ ·d ⁻¹	Lee; Rittmann, 2011.
1 estágio (5L)	60d	LS	25-28 gDQO·L ⁻¹	1,25 - 2,5 kgDQO·m ⁻³ ·d ⁻¹	10-20d	31-43,4%DQO	52-64 mgCH ₄ ·gDQO _{adicionado} ⁻¹	Wei et al., 2011.

*Op: tempo de operação; LS: lodo secundário (+CD: em co-digestão); So: concentração inicial substrato; COV: carga orgânica volumétrica; n/d: não disponível; TDH: tempo de detenção hidráulico; Efic.: Eficiência remoção carga orgânica; Rend_{CH₄}: Rendimento de produção de CH₄.

Tabela 9 Resultados de estudos com digestores mesofílicos de lodos de esgotos sanitários (*continuação*).

Tipo digestor	Op.	Origem lodo	So	COV	TDH	Efic.	Rend _{CH₄}	Referência
2 estágios (4,2L)	450d	LS	27,4±3,5 gDQO·L ⁻¹	1,95 kgDQOm ⁻³ ·d ⁻¹	14d	37%SV	0,07-0,11 LCH ₄ ·gSTV _{adicionado} ⁻¹	Ge et al., 2011.
1 estágio (12,2L)	70d	LS	25,08 ±7,78 gSTV·L ⁻¹	1,43 gSTV·L ⁻¹ ·d ⁻¹	20d	43,5%±8,4SV	64,7%±2,6	Song et al., 2004
1 estágio (5L)	154d	LS	49 gSSV·L ⁻¹	1,4-4,4 gSSV·L ⁻¹ ·d ⁻¹	12d	38%SSV	346-880 mL·d ⁻¹	Oropeza et al., 2000.
2 estágios (3,5+5,0L)	220d	LS+CD	30,3±2,2 gSTV·L ⁻¹	4,1-4,8 kgSTV·m ⁻³ ·d ⁻¹	13-16d	31-32%SV	0,50-0,67 NTP·STV _{destruído} ⁻¹	Rubio-Loza; Noyola, 2010.
1 estágio (10L)	60d	LS	18,83±0,87 gSTV·L ⁻¹	38-113 kgSTVm ⁻³ ·d ⁻¹	20d	15-35%SV	0,36-0,45 m ³ ·kgSTV _{removido} ⁻¹	Roberts et al., 1999.
1 estágio escala real	720d	LS	2,6-3,9% STV·L ⁻¹	1,0 kgSTV·m ⁻³ ·d ⁻¹	20-40d	13-27%SV	0,07-0,18 m ³ ·kgSTV _{destruído} ⁻¹	Bolzonella et al., 2005.
1 estágio (5L)	276d	LS+CD	2,16-3,35% STV	1,08-4,41 kgSTV·m ⁻³ ·d ⁻¹	16-20	52-70%SV	278-315 m ³ ·kgSTV _{adicionado} ⁻¹	Luostarinen et al., 2009.

*Op: tempo de operação; LS: lodo secundário (+CD: em co-digestão); So: concentração inicial substrato; COV: carga orgânica volumétrica; n/d: não disponível; TDH: tempo de detenção hidráulico; Efic.: Eficiência remoção carga orgânica; Rend_{CH₄}: Rendimento de produção de CH₄.

2.7 BIOGÁS

O interesse em desenvolver aplicações de tratamento anaeróbio é grande, em função da possibilidade de aproveitar o biogás gerado, e dos baixos custos de projeto, operação e manutenção. O biogás pode ser utilizado como combustível para geração de energia utilizável. Os resíduos produzidos em centros urbanos (por exemplo, os lodos de esgotos) podem, tornar-se uma fonte de energia complementar local. Além disso, o biogás purificado pode ser utilizado como um substituto para o gás natural e, portanto, reduzir a quantidade de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, uma vez que o carbono produzido pela combustão do biogás é considerado biogênico e, portanto, não contribui para o aquecimento global (MORIN et al., 2010).

Os principais constituintes do biogás são o metano e o dióxido de carbono. Outros gases, como o sulfeto de hidrogênio, também estão presentes, porém em quantidades inferiores. As proporções típicas de metano e dióxido de carbono no biogás são: CH₄: 50 a 80%; CO₂: 20 a 40%. Hidrogênio e azoto variam entre 1,5 e 6% e o sulfeto de hidrogênio, juntamente com outros gases, variam de 1 a 5% (LA FARGE, 1995). A concentração de metano no biogás pode variar dependendo do tipo de resíduos, tal como consta a Tabela 10:

Tabela 10 Percentual teórico de metano para diferentes resíduos.

Tipo de resíduo	Reação	Produção de biogás (m ³ .kgSV ⁻¹)	% CH ₄ no biogás
Carboidratos	$(C_6H_{10}O_5)_n + n H_2O \rightarrow 3n CH_4 + 3n CO_2$	-	50
Proteínas	$4C_{11}H_{24}O_5N_4 + 58H_2O \rightarrow 33CH_4 + 15CO_2 + 19NH_4^+ + 16HCO_3^-$	-	69
Lipídios	$4C_{15}H_{30}O_6 + 98H_2O \rightarrow 139CH_4 + 61CO_2$	-	70
Lodo primário	$C_{10}H_{19}O_3N + 4.5H_2O \rightarrow 6.25CH_4 + 3.75CO_2 + NH_3$	0.7	62.5
Lodo secundário	$C_5H_7O_2N + 3H_2O \rightarrow 2.5CH_4 + 2.5CO_2 + NH_3$	0.5	50

Fonte: Khanal (2008).

As informações quanto à comparação da produção de biogás nas faixas mesofílicas e termofílicas apontam para uma maior produção de biogás nas faixas mais altas de temperatura. A degradação anaeróbia termofílica é cerca de quatro vezes mais intensa, tem maior eficiência de remoção de STV e conseqüentemente produz mais biogás (NICHOLS, 2004). Vindis et al. (2009) apontam um incremento médio de 35% na produção de biogás na digestão anaeróbia termofílica de resíduos orgânicos agrícolas, com prevalência da composição em metano. Para Nichols (2004), porém, ainda que haja maior produção de biogás nas condições termofílicas, este detém maior composição de CO₂ e, por conseguinte menor composição de metano.

Segundo Deublein e Steinhauser (2008), a energia consumida por uma planta de biogás, nas etapas de aquecimento do substrato, agitadores, bombeamento, entre outras, corresponde entre 20 e 30% da energia produzida pela planta por meio da queima do biogás.

Para se realizar um estudo da viabilidade de emprego do biogás como recurso energético, normalmente se avalia a equivalência energética entre o biogás e o combustível a ser substituído; o metano puro, nas condições normais de temperatura e pressão, possui poder calorífico inferior de aproximadamente 8.116 kcal/Nm³ (ROSS et al., 1996).

O biogás com 65% de metano possui poder calorífico de aproximadamente 5.339 kcal.m⁻³, uma vez que apenas a porção de metano irá queimar. Para fins comparativos de energia fornecida, 1,0 m³ de biogás com 65% de metano equivale a 0,6 m³ de gás natural; 0,882 litros de propano; 0,789 litros de butano; 0,628 litros de gasolina; 0,575 litros de óleo combustível; 0,455 kg de carvão betuminoso ou 1,602 kg de lenha seca (ROSS et al., 1996).

2.8 AVALIAÇÃO DO GRAU DE ESTABILIDADE DO LODO ADENSADO

De acordo com Cassini (2003), o conceito de biodegradabilidade pode ter várias conotações, especialmente quando se trata de processos ambientais. Geralmente o termo biodegradabilidade é utilizado para se representar a tendência ou suscetibilidade de transformação de determinados substratos, substâncias ou compostos pela microbiota ambiental.

A avaliação da biodegradabilidade resulta no conhecimento dos parâmetros cinéticos do processo bioquímico, permitindo avaliar as velocidades de utilização de substrato e de crescimento de biomassa nas

condições estabelecidas. Diversos são os estudos de digestão anaeróbia que atestam previamente a biodegradabilidade dos compostos orgânicos a serem estudados (BELLI FILHO et al., 2004; PINTO, 2006; BARRETO, 2007; EKAMA et al., 2007; AMARAL et al., 2008).

Os dados cinéticos, além de fornecerem informações sobre o crescimento e utilização do substrato por diversas culturas, podem ser úteis para a análise do sistema de tratamento e o aumento de escala dos reatores. Dessa forma, os parâmetros cinéticos e operacionais podem ser equacionados para a verificação das relações existentes entre tais parâmetros e, conseqüentemente, da influência da cinética sobre a operação. Essa análise pode ser obtida por meio de balanços de materiais em reatores bioquímicos utilizados para o tratamento de águas residuárias e outros compostos de composição orgânica (FORESTI et al., 1999).

2.9 AVALIAÇÃO DA ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA DA BIOMASSA ANAERÓBIA

O teste de Atividade Metanogênica Específica (AME) é uma ferramenta muito utilizada como análise de rotina, para quantificar a atividade metanogênica de lodos anaeróbios ou ainda para avaliar o comportamento da biomassa sob efeito de compostos potencialmente inibidores ou o potencial de biodegradação de um resíduo ou de uma substância química.

Segundo Aquino et al. (2007) existem várias metodologias para a determinação da atividade metanogênica, o que dificulta, em parte, a comparação dos resultados absolutos obtidas a partir de cada uma delas. No entanto, o autor ressalta que até o presente momento o teste de AME não está padronizado.

A AME pode ser definida como a capacidade máxima de produção de metano (CH_4) por um consórcio de microrganismos anaeróbios, em condições controladas de laboratório, visando viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de substratos orgânicos a biogás (ROCHA, 2003).

A determinação da capacidade do lodo anaeróbio em produzir metano é importante, porque a redução de compostos causadores de demanda química de oxigênio (DQO), só ocorrerá com a formação do metano, que por ser praticamente insolúvel em água, escapa facilmente da fase líquida (AQUINO et al, 2007). Dessa forma, a partir de quantidades conhecidas de biomassa (gSSV) e de substrato (gDQO), e

sob condições estabelecidas, pode-se avaliar a produção de metano ao longo do período de teste.

A AME é então calculada a partir das taxas de produtividade máxima de metano ($\text{mLCH}_4 \cdot \text{gSSV} \cdot \text{h}$ ou $\text{gDQOCH}_4 \cdot \text{gSSV} \cdot \text{d}$). O cálculo da atividade metanogênica específica máxima (AME_{max}) é feita de acordo com a Equação 9 abaixo (CHERNICHARO, 1997):

$$AME_{max} = \frac{dV}{dt} \times \frac{24h/d}{350\text{mL/gDQO}} \times \frac{1}{SSV} \times \frac{1}{V}$$

Equação 9

Na qual:

AME_{max}: atividade metanogênica específica ($\text{gDQOCH}_4 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$); dV/dt : velocidade máxima da produção de CH_4 ($\text{mL} \cdot \text{h}^{-1}$); SSV: concentração em sólidos voláteis do inóculo ($\text{gSSV} \cdot \text{L}^{-1}$); V: volume do meio de reação (L).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 UNIDADE PILOTO

O sistema experimental - digestor anaeróbio, em escala piloto - foi instalado nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos Insular, de propriedade da CASAN, em Florianópolis, Santa Catarina. A ETE Insular possui atualmente um sistema de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados, de aeração prolongada, e atende um equivalente populacional de aproximadamente 130.000 habitantes.

O estudo do processo biológico da digestão anaeróbia de lodo adensado desenvolveu-se em um digestor piloto com sistema de aquecimento e mistura, operado em fluxo semi-contínuo. A representação esquemática do digestor de lodo utilizado na presente pesquisa pode ser visualizada na Figura 10.

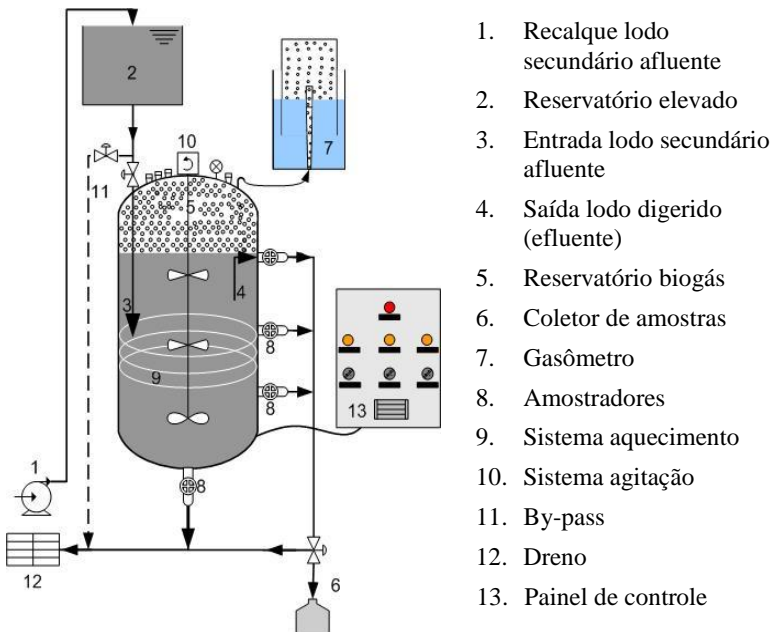


Figura 10 Representação esquemática do sistema de digestão anaeróbia de lodo adensado instalado na ETE Insular.

A unidade experimental teve volume total e útil de 115L e 100L, respectivamente, construída em aço inoxidável, medindo 0,4m de diâmetro e 1,0m de altura. Esta se dividia, no topo superior em uma parte cilíndrica de 0,1m, ocupado pelo gás produzido durante o metabolismo anaeróbico, o corpo do digestor de 0,8m e o fundo (parte inferior) de 0,1m. A unidade era ainda formada por um sistema de aquecimento, composto por uma resistência elétrica tipo baioneta localizado na região central do digestor e ainda por um sistema de homogeneização mecânica, constituído por um agitador dotado de três hélices, acionado por moto-redutor que garantiam respectivamente, o aquecimento e a mistura substrato-biomassa dentro do digestor.

O dispositivo de alimentação de lodo bruto adensado (afluente) e de saída de lodo digerido (efluente) foi instalado, respectivamente, a 0,3m e 0,1m imersos no interior do digestor (considerando o nível máximo útil). Tal diferença na altura de imersão direcionou o lodo bruto para o fundo do digestor, diminuindo os efeitos de mistura com o lodo que já tinha passado por degradação biológica (efluente). A cada alimentação, um volume de lodo bruto foi adicionado no digestor. Simultaneamente, e por efeito de pressão hidrostática, um volume teórico de lodo digerido era removido. A saída de lodo digerido estava condicionada, portanto, à operação de adição de lodo afluente no digestor. Evita-se assim a necessidade de custos com o bombeamento do efluente.

O digestor piloto apresentou pontos na superfície externa do reservatório de biogás, necessários para eventuais adições de substâncias neutralizantes. Ainda nesta região, um manômetro analógico registrou a pressão exercida pelo biogás na superfície interna do digestor. Uma válvula aliviadora de pressão foi instalada nesta região para o alívio de excessos de produção de biogás.

O digestor foi controlado por um painel de comandos elétricos munido de moto-redutor de velocidade variável com variador de frequência, temporizador para controle da agitação/mistura, relé, contadores e controlador de temperatura (TCM 45, marca Contemp) para o controle da temperatura interna do digestor.

O sistema de recalque de lodo, composto de temporizador, relé e disjuntores e a automação do acionamento da válvula solenóide compunham um painel de comando auxiliar, instalado nas proximidades do digestor.

A Figura 11 apresenta o sistema piloto construído para a digestão do lodo e coleta dos dados experimentais.



Figura 11 Sistema piloto para digestão de lodo (a); detalhe da região superior do digestor (b); painel de controle e comando do digestor (c).

Um sistema de medição quantitativa de biogás composto por gasômetro, contador de ciclos e válvula solenóide foi instalado para medição quantitativa da produção de biogás. O biogás produzido foi conduzido ao gasômetro (construído em tubos de PVC), exercendo pressão sobre sua parte móvel que se deslocou ascencionalmente até atingir um sensor de volume máximo quantificável (10 litros de biogás).

A quantificação de biogás produzido foi complementada com auxílio de proveta graduada (bolhômetro), pois durante a medição com o gasômetro ocorreram vários problemas levando à paralisação do equipamento para manutenção e correção de vazamentos. Na ausência dos dois métodos citados anteriormente por problemas operacionais, as quantificações foram realizadas via pressão, registradas no manômetro.

Na Figura 12 exibem-se os diversos instrumentos utilizados para a medição quantitativa do biogás produzido.



Figura 12 Instrumentos utilizados para medição quantitativa do biogás produzido: gasômetro (a) e o bolhômetro (b).

Duas saídas localizadas na parte lateral do digestor permitiram a amostragem do efluente em função de sua altura (Figura 13). Estas amostragens foram necessárias para a análise do perfil de sólidos dentro do digestor, sendo neste caso utilizadas ainda a saída de lodo digerido e a saída de lodo de fundo. A Tabela 11 resume as características das saídas de lodo do digestor piloto.

Tabela 11 Descrição das vias de saída de lodo existentes no digestor piloto.

Saídas / Amostradores	H*(cm)	$\theta_{int.}^{**}$	Uso / Finalidade
1	74	2"	Saída efluente / Perfil de sólidos
2	51	2"	Perfil de sólidos
3	22	2"	Perfil de sólidos
4	0	2"	Descarte lodo / Perfil de sólidos

*H: altura a partir do fundo do digestor

** θ : diâmetro interno

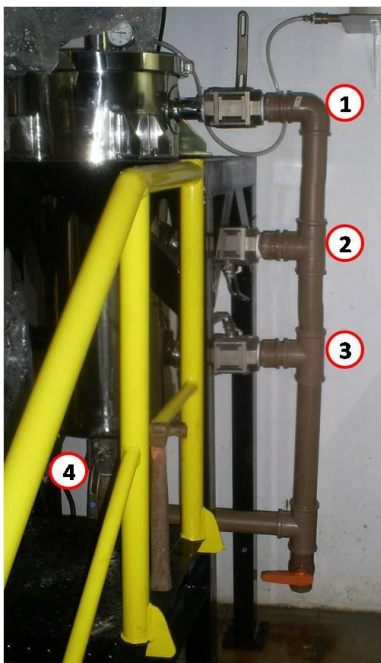


Figura 13 Vista da parte lateral do digestor com destaque para os locais de coleta de amostras.

3.2 INÓCULO E SUBSTRATO

3.2.1 Lodo anaeróbio

Foram avaliados através de ensaios de bioestabilidade e testes AME – Atividade Metanogênica Específica, lodos anaeróbios para serem usados como inóculo do digestor anaeróbio piloto de lodo adensado. Os inóculos foram coletados em reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) de três ETEs da região de Florianópolis e armazenados em recipientes de polietileno a 4°C para posterior caracterização.

3.2.2 Lodo adensado – afluente bruto

O afluente do digestor foi proveniente de um adensador de lodos da ETE Insular/CASAN. O lodo era bombeado a um reservatório elevado de 50 L que alimentava o digestor piloto. Na inoperância da

alimentação automática, a mesma se sucedia com auxílio de balde graduado e funil, pelo mesmo dispositivo de entrada de lodo. As vazões afluentes foram determinadas em função da carga orgânica volumétrica operacional e da concentração de sólidos totais voláteis do lodo adensado. Um temporizador da bomba regulava seu período de funcionamento, de acordo com a vazão de recalque de lodo calculada.

3.3 OPERAÇÃO DO SISTEMA

O sistema de digestão anaeróbia de lodo foi operado em condições mesofílicas de temperatura, ou seja, a 35°C.

Para a partida do digestor a relação substrato/inóculo foi de 74:26 em volume, o que correspondeu a um volume de 74 L de lodo adensado e 26 L de inóculo. O substrato avaliado apresentou cerca de 3,3% de ST e o inóculo cerca de 1,0% de sólidos suspensos voláteis. As principais características do inóculo e do substrato usados estão presentes na Tabela 12.

Tabela 12 Características do lodo usado como inóculo e substrato.

Parâmetro	Valor
<i>Inóculo</i>	
Temperatura (°C)	33,5 ± 0,1
Sólidos totais (g·L ⁻¹)	18,9 ± 1,0
Sólidos suspensos voláteis (g·L ⁻¹)	9,5 ± 0,9
pH	6,92 ± 0,9
AME (gDQO-CH ₄ ·gSSV ⁻¹ ·d ⁻¹)	0,02 ± 0,01
<i>Substrato</i>	
Temperatura (°C)	20,1 ± 0,1
Sólidos totais (g·L ⁻¹)	33,0 ± 0,8
Sólidos voláteis totais (g·L ⁻¹)	23,5 ± 0,5
Umidade (%)	97,6 ± 0,1
DQO (g·L ⁻¹)	31,48 ± 0,6
pH	6,6 ± 0,2

Os valores apresentados na Tabela 12 foram utilizados para a determinação dos parâmetros operacionais de funcionamento do sistema durante a partida do digestor, tais como carga orgânica volumétrica aplicada (COV) e vazão afluente. Após a inoculação, trabalhou-se com COV de 0,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ para garantir a adaptação gradativa do inóculo ao substrato, resultando na uma vazão de 2,0 L·d⁻¹ e TDH de 47 dias.

Investigou-se o efeito do aumento da COV na digestão do lodo adensado, tendo como objetivo a aplicação de volumes afluentes cada vez maiores no digestor. Apples et al. (2008) ressaltam que a maior desvantagem de tal estratégia passa pela perda da eficiência de destruição dos sólidos totais voláteis. Todavia esta estratégia é avaliada por diversos autores, submetendo os sistemas de digestão até a carga orgânica volumétrica limite que garanta a eficiência da remoção dos STV, sem prejuízo na qualidade do lodo efluente (KIYORARA et al., 2000; BOLZONELLA et al., 2005; PINTO, 2006; NGES; LIU, 2010; FORSTER-CARNEIRO; RIAU, 2010).

As mudanças na COV foram executadas aumentando-se as vazões do afluente ao digestor. Desta forma, para cada incremento da carga orgânica, maior foi a vazão de lodo bruto a entrar no sistema. Sendo o TDH inversamente proporcional à carga afluente, esse parâmetro operacional teve o seu valor reduzido, face a cada mudança na COV. As variações operacionais desenvolvidas nesta pesquisa podem ser visualizadas na Tabela 13.

O aumento da COV foi executado no momento em que o resultado na eficiência de remoção de STV registrou um valor igual ou superior à 50%. Pesquisas anteriores categorizam diferentes parâmetros para a execução das mudanças na alimentação de digestores anaeróbios, entre elas a produção de gás metano, o comportamento do pH do digestor, a redução de STV e a demanda química de oxigênio (SONG et al., 2004; NGES; LIU, 2010; RUBIO-LOZA; NOYOLA, 2010; LEE; RITTMANN, 2011; WEI et al., 2011).

Tabela 13 Tempo de detenção hidráulico, carga orgânica volumétrica e vazão aplicada durante a digestão do lodo bruto para os 180 dias de experimento.

Dia	COV (kgSTV·m ⁻³ ·d ⁻¹)	TDH (d)	Vazão afluente (L·d ⁻¹)
0-43	0,5	47	2,0
44-63	1,0	24	4,0
64-79	1,5	16	6,0
79-110	2,5	9	11,0
111-138	3,5	7	15,0
139-155	4,5	5	19,0
156-165	Sistema de digestão de lodo inoperante		
166-180	2,0	10	10,0

O tempo total de operação do digestor piloto foi 180 dias, tendo sido, no entanto, necessário cessar a sua alimentação durante 10 dias durante a aplicação da COV de $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. No momento da reativação do digestor piloto, a COV foi reduzida à $2,0 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, fazendo-se os devidos ajustes nos parâmetros relacionados com o cálculo desta, particularmente quanto à concentração média de STV, reduzida de $23,0 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ para $19,0 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$.

Na Figura 14 apresenta-se a variação da carga orgânica volumétrica e do tempo de detenção hidráulico no digestor piloto ao longo dos 180 dias de duração do experimento.

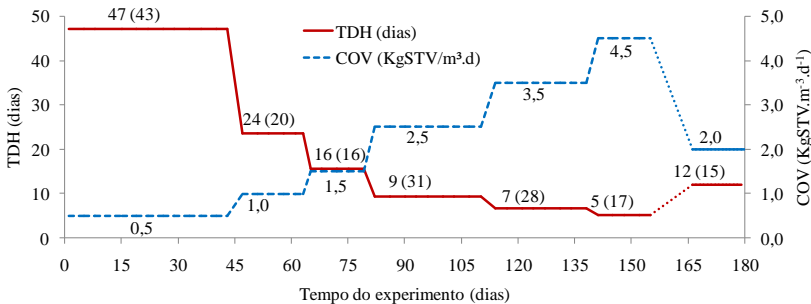


Figura 14 Variação da carga orgânica volumétrica e do tempo de retenção de sólidos (o número em parênteses representa o número de dias de experimento para cada TDH).

A agitação aplicada no digestor foi do tipo lenta e com gradiente de velocidade de 50 s^{-1} em 60 rotações por minuto (RPM), conforme recomendado por Metcalf e Eddy (2003). Devido ao mecanismo hidráulico de remoção de efluente detalhado anteriormente, a agitação mecânica ocorreu intermitentemente com duração de 10 minutos, sendo o seu acionamento função da COV aplicada. Com o incremento da carga, a quantidade de acionamentos do sistema automatizado de mistura do digestor foi maior, para se evitar a saída de lodo digerido sem a adequada mistura com a biomassa anaeróbia (GOMEZ et al. 2008; SULAIMAN et al. 2009).

A Tabela 14 resume as configurações de alimentação e de mistura aplicadas durante o experimento.

Tabela 14 Resumo das configurações de alimentação e mistura, aplicadas ao digestor piloto.

Configuração operacional					
COV	Alimentação			Mistura	
	Q _{af} .	FAS	QAD	FMD	Duração
0,5	14,9	3	1	12 em 12 horas	
1,0	29,8	3	1	3 em 3 horas	
1,5	44,6	3	1	3 em 3 horas	600
2,0	73,6	7	1	3 em 3 horas	segundos
2,5	74,5	7	1	3 em 3 horas	
3,5	104,3	7	2	3 em 3 horas	
4,5	134,0	7	2	3 em 3 horas	

*COV: Carga orgânica volumétrica ($\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$); Q_{af}: Vazão afluente ($\text{L}\cdot\text{semana}^{-1}$) FAS: Frequência de alimentação na semana; QAD: Quantidade de alimentações por dia; FMD: Frequência de mistura diária.

Para avaliar a sedimentação no digestor e a distribuição de sólidos ao longo da sua altura foram realizadas três análises de perfil de sólidos. As amostragens ocorreram no 63º, 118º e 166º dias de operação, sendo estas feitas pelas saídas de lodo previamente discriminadas na Tabela 11, procedendo-se posteriormente a determinação da série de sólidos totais e série de sólidos suspensos.

3.3.1 Avaliação da atividade metanogênica específica do inóculo

O teste da Atividade Metanogênica Específica (AME) auxilia na determinação da capacidade máxima de produção de metano por um consórcio de microrganismos anaeróbios, para viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de substratos orgânicos a biogás. Ao final do ensaio verifica-se a quantidade de substrato degradado por massa de inóculo adicionada (AQUINO et al., 2007).

Foram avaliadas as AME do inóculo anaeróbio usado na partida do digestor piloto e de duas amostras do digestor referentes ao início da aplicação da COV de $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e durante a COV de $2,0 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Todos os ensaios foram realizados com proporção de 1:1 (concentração de biomassa e concentração de substrato). Essas amostras refletiam desempenhos operacionais distintos: a primeira representa

período de alta atividade biológica no digestor enquanto a segunda condiz com o período de sobrecarga de sólidos no sistema.

O método adotado para a caracterização em termos de sólidos totais, sólidos voláteis, sólidos suspensos voláteis, demanda química de oxigênio e potencial hidrogeniônico seguiu os padrões estabelecidos pelo Standard Methods (APHA, 2005).

A metodologia do ensaio foi descrita por Soares & Hirata (1997) adaptada por Pinto (2006) para ensaio com lodos de ETE. O ensaio de AME foi conduzido utilizando digestores de 500 mL, sendo 300 mL de volume útil para a mistura (inóculo + nutriente + substrato + água). A composição das soluções estoques encontra-se na Tabela 15. A montagem do sistema e os ensaios realizaram-se no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos - LABEFLU, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina. A Figura 15 mostra detalhes da montagem do ensaio.

Tabela 15 Composição das soluções utilizadas no teste AME.

Solução	Reagentes	Quantidades
Solução 1: Macronutrientes	NH ₄ Cl	170 g/L
	KH ₂ PO ₄	37 g/L
	MgSO ₄ .7H ₂ O	11,5 g/L
	CaCl ₂ .2H ₂ O	8 g/L
Solução 2: Micronutrientes	FeCl ₃ .6H ₂ O	2000 mg/L
	CoCl ₂ .6H ₂ O	1088 mg/L
	MnCl ₂ .4H ₂ O	500 mg/L
	CuSO ₄ .5H ₂ O	38 mg/L
	ZnSO ₄ .7H ₂ O	106 mg/L
	H ₃ BO ₃	50 mg/L
	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂ .4H ₂ O	90 mg/L
	Na ₂ SeO ₃	100 mg/L
	NiCl ₂ .6H ₂ O	50 mg/L
	EDTA	1000 mg/L
HCl conc. PA	1 mL/L	
Solução 3: Meio redutor	Na ₂ S.9H ₂ O	100 mg/L
Solução 4: Ácidos Orgânicos (substrato)	Ácido Acético	28g/L
	Ácido Propiônico	28g/L
	Ácido Butírico	28g/L

Fonte: Aquino et al. (2007).

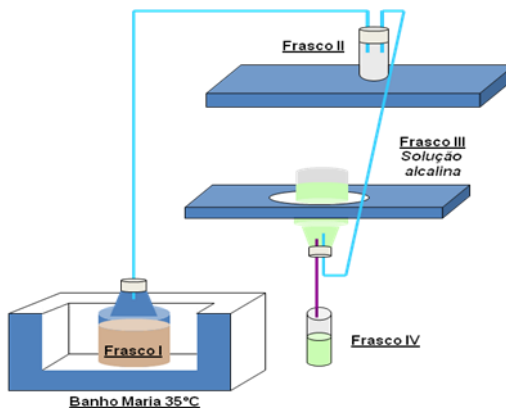


Figura 15 Esquema utilizado para o teste AME e o ensaio de bioestabilidade de lodo.

A metodologia de preparo dos reatores é descrita abaixo:

1. Transferiu-se para cada frasco de vidro (I) com capacidade de 500mL o volume pré-estabelecido do inóculo anaeróbio;
2. Adicionou-se em cada frasco 4mL da solução I, 0,6mL da solução 2 e 4 gotas da solução 3;
3. Purgou-se o oxigênio dos frascos através da introdução de um fluxo de 100% de N_2 por 10 minutos e pressão de 5psi;
4. Adicionou-se 3,72 mL da solução 4 e água destilada suficiente para completar o volume de 300mL;

Os digestores foram lacrados com tampas de borracha e posteriormente, conectados a sistemas de medição de gás através de mangueiras e agulhas introduzidas pelas tampas de borracha. Os gasômetros, frascos da marca Duran invertidos, continham uma solução de NaOH 5%. O biogás formado no ensaio borbulhou na solução de NaOH, retirando o CO_2 , e, à medida que o metano se acumulou no topo do gasômetro, o volume equivalente a esta produção foi deslocado para um frasco Erlenmeyer e medido com o auxílio de uma proveta graduada. Os digestores foram incubados em um banho maria, com temperatura constante e controlada (35°C) e agitação permanente. O volume de metano desprendido do gasômetro foi registrado após 15 minutos do início do teste. Nas primeiras oito horas as leituras foram realizadas a

cada 2 horas. Após esse período as leituras foram feitas somente uma vez ao dia, até o término do experimento.

O volume de gás produzido foi corrigido para as condições naturais de temperatura e pressão (CNTP) e a atividade metanogênica específica máxima, calculada de acordo com a equação descrita por Chernicharo (1997) em que se considera que 1,0 g de DQO degradada produz 0,35 L de gás metano.

3.3.2 Avaliação do grau de estabilidade do lodo adensado

Para a realização dos ensaios de bioestabilidade do lodo adensado foram utilizadas amostras de lodos coletados na saída da unidade de adensamento de lodos da ETE Insular. Um inóculo anaeróbio proveniente de reator UASB da CASAN também foi utilizado no intuito de intensificar a produção de biogás no teste. Ressalta-se que nesta avaliação a AME do inóculo não foi verificada previamente. Segundo indicação técnica da Gerência de Meio Ambiente da CASAN, o reator UASB que forneceu inóculo apresentava o melhor desempenho operacional (em termos de remoção de matéria orgânica) entre os demais sistemas de propriedade desta empresa.

Os ensaios foram realizados em triplicata e para se avaliar a relação alimento/microorganismo (A/M) mais favorável, foram realizados testes utilizando valores de 0,3 1,0 e 3,0 gDQO/gSSV, segundo recomendações de Amaral et al. (2008). O controle foi realizado em duplicata apenas com o lodo adensado. A Tabela 16 apresenta o ensaio de bioestabilidade desenvolvido e as respectivas composições dos meios.

Tabela 16 Ensaio de bioestabilidade de lodo desenvolvido.

Ensaio	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Relação A/M (%)	0,30		1,00			3,00			-		
Volume proporcional (mL)	50/150		100/100			150/50			200		
Concentração A (gDQO.L ⁻¹)	1,25		2,50			3,75			5,00		
Concentração M (gSSV.L ⁻¹)	3,75		2,50			2,50			0,00		

Transferiu-se para cada digestor anaeróbio o volume pré-estabelecido de inóculo (frasco I), permanecendo em endogenia por 24h. Adicionaram-se aos frascos I, quantidades determinadas do substrato conforme a Tabela 16. Introduziu-se um fluxo de 100% nitrogênio gasoso no digestor, por aproximadamente 10 minutos, com o objetivo de

saturar o meio e retirar todo o oxigênio presente no frasco. O sistema de coleta, medição e registro de biogás utilizado neste ensaio foi o mesmo utilizado no teste AME.

Foram analisados as seguintes variáveis para cada uma das amostras: tempo aproximado de estabilização, produção acumulada de metano e o fator de produção de gás metano em $\text{LCH}_4 \cdot \text{gSTV}_{\text{adicionado}}^{-1}$.

3.3.3 Métodos analíticos

Análises físico-químicas

O digestor piloto de lodo de esgoto sanitário previamente adensado foi monitorado semanalmente por meio de variáveis físico-químicas relativamente ao lodo bruto de entrada e efluente da saída do sistema. As amostras foram coletadas no experimento e na sequência analisadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). As amostragens ocorreram entre agosto de 2010 a fevereiro de 2011, totalizando 50 coletas de lodo adensado afluente e lodo digerido efluente. A Tabela 17 apresenta um resumo das análises físico-químicas realizadas durante a pesquisa, além dos métodos de ensaios laboratoriais aplicados. Os métodos de análise estão de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods* (APHA, 2005).

Tabela 17 Métodos laboratoriais e frequência das análises realizadas com as amostras coletadas no experimento.

Amostras	Análise	Método	Frequência
Lodo bruto e efluente	pH, Eh, Temperatura	Sonda Hanna Sensor Check HI991003 pH/Eh/mV/temperatura	Duas vezes por semana
Lodo bruto e efluente	DQO total (DQO _t)	Método colorimétrico em refluxo fechado (SM* 5220D)	Duas vezes por semana
Lodo bruto e efluente	Alcalinidade total	Titulométrico (SM 2320B)	Duas vezes por semana
Lodo bruto e efluente	Nitrogênio total Kjhedal (NTK)	Destilação Kjeldahl; destilador semi-automático UDK 132, VELP Scientifica (SM 4500 Norg B)	Duas vezes por semana
Lodo bruto e efluente	Nitrogênio Amôniacal (N-NH ₄ ⁺)	Método colorimétrico de Nessler. 17.20 Vogel (2002)	Duas vezes por semana
Lodo bruto e efluente	Fósforo total (P)	Método Vanadato-Molibdato e leitura colorimétrica (SM 4500C)	Duas vezes por semana
Lodo bruto e efluente	Sólidos totais (ST), totais fixos (STF), totais voláteis (STV)	Método gravimétrico; evaporação em chapas aquecidas (SM 2540)	Duas vezes por semana
Inóculo e efluente	Sólidos suspensos totais (SST), suspensos fixos (SSF), suspensos voláteis (SSV)	Método gravimétrico após centrifugação a 3000 rpm por 10 minutos (SM 2540)	Eventual**

* Standard Methods; ** As amostragens ocorreram conforme necessidade dos procedimentos de inoculação e dos testes AME.

Análises microbiológicas

A visualização microscópica permite o conhecimento e a identificação de estruturas existentes no digestor piloto. As avaliações microbiológicas complementam e enriquecem a discussão do desempenho da atividade microbiana na degradação da matéria orgânica.

Uma amostra do lodo anaeróbio do digestor (correspondente à operação com COV de $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$) foi observada através da utilização de microscópio ótico (marca Olympus BX-41). Fotos foram tiradas utilizando a câmera acoplada ao microscópio controlada pelo software Cell^M Olympus.

Todos os procedimentos envolvidos na análise microbiológica foram desenvolvidos no Laboratório de Bioquímica e Biologia Molecular de Microorganismos (LBBMM), no departamento de Bioquímica da UFSC.

Caracterização do biogás

A concentração de gás metano (CH_4) e gás carbônico (CO_2) foi quantificada utilizando o aparelho GEM 2000. Este medidor possui uma bomba interna que retira amostras de gases com uma vazão mínima de $10^{-3} \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, através de uma mangueira de 50 cm que é posicionada na válvula específica de saída de gases do digestor (Figura 16). O volume acumulado de biogás foi medido pelos diferentes métodos de aferição, já descritos anteriormente.



Figura 16 Aparelho GEM2000 usado na medição qualitativa do biogás.

A precisão de leitura para diferentes gases avaliados pelo aparelho é apresentada na Tabela 18.

Tabela 18 Precisão de leitura (erro padrão) do medidor utilizado.

Precisão do gás	CH ₄	CO ₂	O ₂
0-5%	±0,3%	±0,3%	±1,0%
5-15%	±1,0%	±1,0%	±1,0%
15% - Escala completa	±3,0%	±3,0%	±1,0%

Avaliação dos ácidos orgânicos voláteis

As análises de ácidos orgânicos voláteis (AOV) foram realizadas nas amostras do efluente (lodo digerido) para verificar a existência de processos de degradação do lodo adensado. As amostras foram coletadas duas vezes por semana a partir do 33º dia operacional, filtradas em membrana de acetato celulose 0,45µm e armazenadas em frasco âmbar de 20 mL, sendo posteriormente submetidas ao congelamento para acondicionamento. No descongelamento, foi adicionado ácido oxálico para manter o pH baixo e os ácidos em sua forma não ionizada. As amostras foram analisadas em cromatógrafo a gás HP (modelo 6890 – série II) equipado com detector de ionização de chama (FID) e coluna capilar HP- Innowax Polietilenoglicol de 30m x 0,25 mm de diâmetro interno e espessura do filme de 0,25 mm. A temperatura do injetor e detector para análise de AOV foi de 220°C e 250°C, respectivamente. O gás de arraste utilizado foi o hélio (He), com fluxo de 5,0 ml·min⁻¹. A programação de temperatura para detecção dos compostos em estudo foi conduzida de acordo com a Tabela 19.

Tabela 19 Programação de temperatura para análise de AOV's.

Taxa de aquecimento (°C.min ⁻¹)	Temperatura (°C)	Tempo de permanência da temperatura (min.)
-	100	3,0
10,0	185	3,0
30,0	240	2,0

Para a preparação da curva de calibração, foi utilizado um padrão, marca Supelco, o qual continha uma mistura de AOV, com os seguintes

compostos: ácido acético, ácido butírico, ácido fórmico, ácido heptanóico, ácido hexanóico, ácido isobutírico, ácido isocapróico, ácido isovalérico, ácido propiônico e ácido valérico, sendo que a quantidade de carbonos na estrutura química destes compostos varia de 2 a 7 carbonos.

3.3.4 Análise descritiva dos dados

Os resultados dos parâmetros pesquisados foram tratados estatisticamente utilizando o software Excel 2007; e para cálculos e elaboração dos gráficos Box-Plot (diagramas de caixa) e Scatterplot (correlação) foi utilizado o software Statistica 7.0.

As médias e desvios padrão (DP) consideraram o número de ensaios laboratoriais, relativamente ao funcionamento do digestor, para cada variável analisada. Nas tabelas de dados desta pesquisa foi inserida uma coluna, denominada 'n', para apresentar a frequência de análise em cada condição operacional.

Cálculos realizados

Carga orgânica volumétrica (COV)

Define-se carga orgânica volumétrica como a quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente no digestor, por unidade de volume do mesmo (METCALF; EDDY, 2003), conforme Equação 10 .

$$COV = \frac{Q \times C_0}{V}$$

Equação 10

Na qual:

COV: Carga orgânica volumétrica ($\text{kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$);

Q: Vazão ($\text{L} \cdot \text{d}^{-1}$);

C_0 : Concentração de substrato afluente ($\text{gSTV} \cdot \text{L}^{-1}$);

V: Volume útil do digestor (L).

Vazão diária de lodo bruto (Q)

A partir da Equação 10, mantendo-se a equação em função de Q, a vazão diária de lodo é determinada pela Equação 11:

$$Q = \frac{COV \times V}{C_0}$$

Equação 11

Tempo de detenção hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica calculado para a operação do digestor considerou a vazão afluyente e o volume útil deste, conforme a Equação 12.

$$TDH \text{ (dias)} = \frac{V}{Q}$$

Equação 12

Avaliação da eficiência do digestor

O método de cálculo para determinar a redução dos STV foi dado pela equação do balanço de massa, a qual relaciona as concentrações de entrada e de saída do digestor, conforme Equação 13. A variável DQO e a análise das demais frações dos sólidos também foram submetidas à Equação 13 para determinação de conversão biológica.

$$E = \frac{C_{\text{afluyente}} - C_{\text{efluyente}}}{C_{\text{afluyente}}} \times 100$$

Equação 13

Onde:

E: Eficiência de remoção (%);

$C_{\text{afluyente}}$: Concentração afluyente ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$);

$C_{\text{efluyente}}$: Concentração efluyente ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

Produção de biogás

Medição com gasômetro

A produção de biogás foi medida em gasômetro durante os 60 primeiros dias de funcionamento do digestor de lodo. A vazão de biogás foi dada pelo produto do volume operacional do gasômetro (10L) pelo número acumulados no contador de ciclos dividindo-se pelo tempo dos ensaios, conforme exige a Equação 14.

$$Q = \frac{n \times 10}{T}$$

Equação 14

Na qual:

Q: Vazão de biogás (L·dia⁻¹);

n: número de ciclos registrados;

T: Tempo de análise (dias).

Conversão da pressão de biogás em volume

Entre os dias 1 e 93 do experimento o cálculo do volume de biogás produzido no digestor foi complementado através da pressão no interior do mesmo, registrada em manômetro. Para isto, considerou-se a Lei dos Gases Ideais, isto é, o comportamento do biogás como um gás ideal. Esta consideração também foi feita por Keshtkar et al. (2001) na determinação do balanço de massa da produção de biogás e metano em digestores anaeróbios de dejetos bovinos. Pesquisas envolvendo a separação do metano no biogás através do uso de membranas condensadoras consideram o comportamento do biogás como um gás ideal, do qual diferentes equações lineares confirmam o grande potencial desse método para purificar o metano e torná-lo uma matéria prima de maior qualidade (POLONCARZOVA et al., 2011).

O volume de biogás foi corrigido a partir da conversão da pressão exercida no digestor, utilizando-se a Equação 15.

$$\frac{V_1 \times P_{atm}}{T_{amb}} = \frac{V_2 \times (P_m + P_{atm})}{T_d}$$

Equação 15

Onde:

V₁: Volume de biogás equivalente à pressão (l);

P_{atm}: Pressão atmosférica ao nível do mar (101,32Kpa);

T_{amb}: Temperatura ambiente (21°C ↔ 294,15K);

V₂: Volume de biogás dentro do digestor;

P_m: Pressão registrada no manômetro (kgf·cm⁻²);

T_d: Temperatura de operação do digestor (35°C ↔ 308,15K).

Sabendo-se que a zona de acúmulo de biogás (*headspace*) é de 15l e que o gás contido nesta região estava a 35°C (temperatura de operação), foi necessário corrigir esse volume equivalente para a temperatura ambiente (21°C), resultando em um volume igual a 14,32L, conforme Equação 16. Considerou-se ainda um erro de 1,6% intrínseco ao manômetro instalado.

$$\frac{V_1}{T_{amb}} = \frac{V_2}{T_f}$$

$$\frac{V_1}{294,15} = \frac{15}{308,15}$$

$$V_1 = 14,32l$$

Equação 16

Medição com o bolhômetro

A Figura 17 representa esquematicamente a medição da vazão de biogás dado pelo bolhômetro. O dispositivo era acoplado à uma mangueira adaptada na saída de biogás do digestor piloto. Sabão líquido foi colocado no encaixe da mangueira com o bolhômetro. O fluxo de biogás em contato com o sabão formava uma bolha que se deslocava ascensionalmente ao longo da proveta.

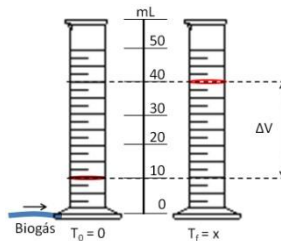


Figura 17 Representação esquemática da medição de vazão de biogás com auxílio de bolhômetro.

O quociente da variação de volume registrado na proveta (ΔV) pela variação do tempo (ΔT) resultava na vazão de biogás. A Equação 17 resume o cálculo da vazão produzida.

$$Q = \frac{\Delta V}{(T_f - T_0)}$$

Equação 17

Na qual:

Q: Vazão de biogás ($\text{mL} \cdot \text{s}^{-1}$);

ΔV : Variação do deslocamento da bolha na proveta (mL);

T_f : Tempo final do deslocamento da bolha (s);

T_0 : Tempo inicial (s).

Cálculos realizados para o balanço de massas

Para estabelecer o balanço de massas no digestor é necessário obter informações relativamente ao afluente e efluente do digestor tais como, concentração, carga de sólidos e DQO, eficiências de remoção e de produção de sólidos. Nas seguintes Equação 18 à Equação 22) e na Figura 18 apresentam-se os cálculos desenvolvidos e o balanço de massa elaborado para o digestor piloto. Todos os cálculos consideraram o tempo de operação em cada COV, conforme descrito na Tabela 13.

Carga de sólidos e DQO

$$Carga = C_o \times Q$$

Equação 18

Na qual,

Carga: carga de matéria orgânica ($g_{\text{sólidos}} \cdot \text{dia}^{-1}$ ou $g_{\text{DQO}} \cdot \text{d}^{-1}$);

C_o : Concentração da matéria orgânica ($g \cdot L^{-1}$);

Q : Vazão operacional ($L \cdot d^{-1}$).

Produção de lodo (P_{lodo})

$$P_{\text{lodo}} = Y \times Carga_{\text{DQO}} \times T_{\text{oper}}$$

Equação 19

Na qual,

P_{lodo} : Produção de lodo no sistema (kg_{ST} ou kg_{STV})

Y : Coeficiente de sólidos no sistema ($kg_{\text{sólidos}} \cdot kg_{\text{DQO}_{\text{aplicada}}}^{-1}$)

$Carga_{\text{DQO}}$: Carga de DQO aplicada no digestor ($kg_{\text{DQO}} \cdot \text{d}^{-1}$);

T_{oper} : Tempo operacional na COV.

$Y = 0,15 \text{ kg}_{\text{ST}} \cdot \text{kg}_{\text{DQO}_{\text{aplicada}}}^{-1}$ (CHERNICHARO, 1997) e $0,08 \text{ kg}_{\text{STV}} \cdot \text{kg}_{\text{DQO}_{\text{aplicada}}}^{-1}$ (METCALF; EDDY, 2003).

Massa de STF retidos no digestor (STF_{retido})

$$STF_{\text{retido}} = (STF_{\text{afi}} - STF_{\text{efl}}) + (P_{\text{lodo}_{\text{ST}}} - P_{\text{lodo}_{\text{STV}}})$$

Equação 20

Na qual,

STF_{retido} : Massa de sólidos fixos retidos no digestor (kg);

STF_{afi} : Massa de STF afluente ao digestor (kg);

STF_{efl} : Massa de STF efluente ao digestor (kg).

Massa de STV destruídos ($STV_{\text{destruídos}}$)

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 AVALIAÇÃO DO INÓCULO E DO SUBSTRATO

Inicialmente, fez-se a caracterização do lodo dos adensadores. A Tabela 20 apresenta as características dessa amostra e do inóculo anaeróbico usado no ensaio de bioestabilidade.

Tabela 20 Concentrações médias e desvios padrão dos lodos usados no experimento.

Variáveis	Lodo anaeróbico (UASB)	Lodo adensado
	g.L ⁻¹	
ST	26,0 ± 0,35	19,0 ± 0,5
STF	6,0 ± 0,63	5,7 ± 2,3
STV	20,0 ± 0,75	13,3 ± 0,3
SST	19,3 ± 0,69	15,3 ± 0,2
SSF	8,25 ± 3,2	4,4 ± 0,01
SSV	11,09 ± 3,9	10,86 ± 0,2
DQO	26,35 ± 0,5	24,53 ± 3,5

Constatou-se uma relação STV/ST de 0,77 para o lodo adensado (substrato), situando-se na faixa de valores usuais para lodo de ETE - entre 0,59 a 0,79 (PAVLOSTATIS,1985; USEPA,1979) indicando que o material orgânico deste lodo é biodegradável. Isto é corroborado por Pinto (2006) o qual submeteu lodos de tanque sépticos com STV/ST = 0,65, à digestão anaeróbia em um reator piloto operado na faixa mesofílica de temperatura, obtendo eficiências de degradação de STV superior a 82%.

A concentração média dos sólidos totais (ST) para o lodo adensado foi de 19g.L⁻¹. O valor obtido no experimento situa-se abaixo dos valores encontrados para lodos adensados por gravidade, que podem variar entre 20 e 50 g.L⁻¹ (WPCF, 1985 apud SCALES et al., 2001).

A concentração de biomassa (em termos de SSV) do lodo anaeróbico é 11,09 g.L⁻¹, correspondendo aos valores encontrados para experimentos anaeróbios semelhantes que variam de 4,8 a 5,4 g.L⁻¹

(MORAES; PAULA JUNIOR, 2004) até $12,8 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (AMARAL *et al.*, 2008).

4.1.1 Bioestabilidade do lodo adensado

Os resultados obtidos nos ensaios de bioestabilidade estão apresentados na Tabela 21 (em valores médios).

Tabela 21 Resultados do ensaio de bioestabilidade do substrato.

Ensaio	SV_i	VCH_4	Test.	F_{CH_4}	$SV_{\text{redução}}$
	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	mL	h	$LCH_4\cdot\text{gSTV}^{-1}$	%
A/M = 0,34	1,44	116,69	1388	0,7	72,0
A/M = 1,0	2,72	55,19	1388	0,3	68,0
A/M = 3,0	4,00	618,52	1388	1,0	69,1

O ensaio de bioestabilidade teve a duração de aproximadamente 1400 horas. A tabela contendo os dados completos do ensaio encontra-se no Apêndice A. Segundo a Tabela 21 observou-se uma produção acumulada média de metano na ordem de 116,69mL, 55,19mL e 618,52mL respectivamente para os reatores com uma relação alimento/microorganismo (A/M) de: A/M=0,3, A/M=1,0 e A/M=3,0. A relação A/M=3,0 resultou na maior produção de CH_4 por massa de SV evidenciando que a atividade microbiana esteve associada diretamente a concentração de substrato presente no meio de reação.

A Figura 19 exibe a produção de metano obtida nos ensaios desenvolvidos (CH_4 seco).

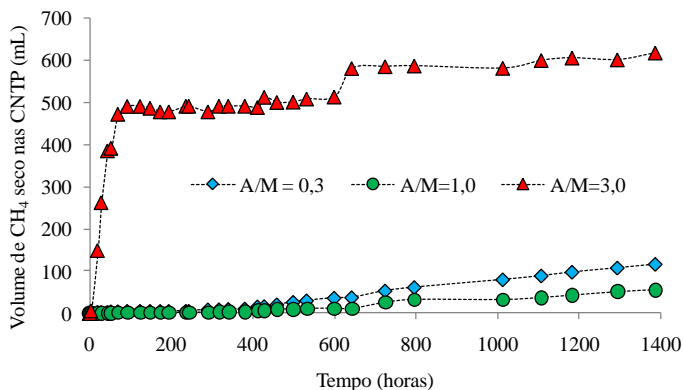


Figura 19 Curvas médias de produção de metano para as condições avaliadas.

Da Figura 19 é possível afirmar que existe uma grande variabilidade nos ensaios de bioestabilidade, a qual se relaciona principalmente, com as diferentes proporções A/M utilizadas nos ensaios. Verifica-se ainda uma produtividade similar entre as proporções (gDQO/gSSV) A/M = 0,3 e A/M=1,0, sendo a produção desta última inferior à A/M=0,3. A maior concentração de biomassa presente no meio proporciona uma degradação mais rápida do substrato disponível, o que pode ter resultado consequentemente no incremento da produção de CH_4 (CHERNICHARO, 1997). Para a relação A/M = 3,0gDQO/gSSV ocorreu a maior produção de CH_4 ; segundo Amaral et al. (2008) esta maior produção deve-se provavelmente pela ativação de microorganismos anaeróbios facultativos existentes no lodo adensado que incrementaram a degradação do alimento disponível em maior quantidade neste reator.

A Figura 20 mostra o comportamento da concentração de sólidos voláteis, inicial e final (considerando valores médios) para os ensaios executados, do qual se verifica uma eficiência média de redução da concentração de STV de 70% ressaltando a biodegradabilidade do lodo adensado quando submetido às condições de digestão anaeróbia.

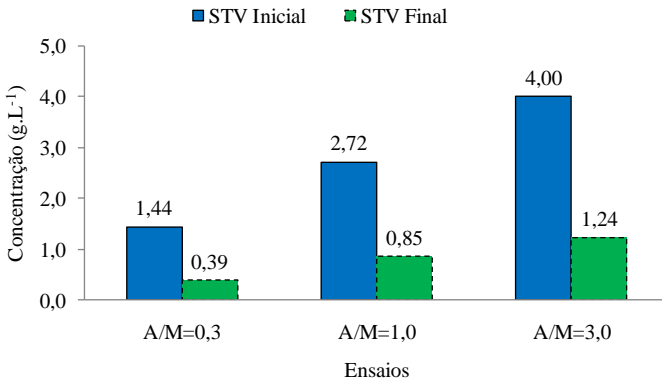


Figura 20 Concentração média de sólidos totais voláteis.

4.1.2 Atividade metanogênica específica do inóculo

O ensaio de atividade metanogênica específica (AME) avaliou a atividade biológica de lodos anaeróbios usados na partida do digestor piloto. O tempo de teste foi de aproximadamente 430 horas, sendo que na Figura 21 evidencia-se o período de maior acúmulo de metano durante o teste. A Tabela 22 resume os valores obtidos para os quatro lodos coletados em reatores UASB de ETEs do município de Florianópolis.

As figuras que representam a degradação da DQO em função do volume de CH₄ produzido utilizados para o cálculo da AME encontram-se no Apêndice B.

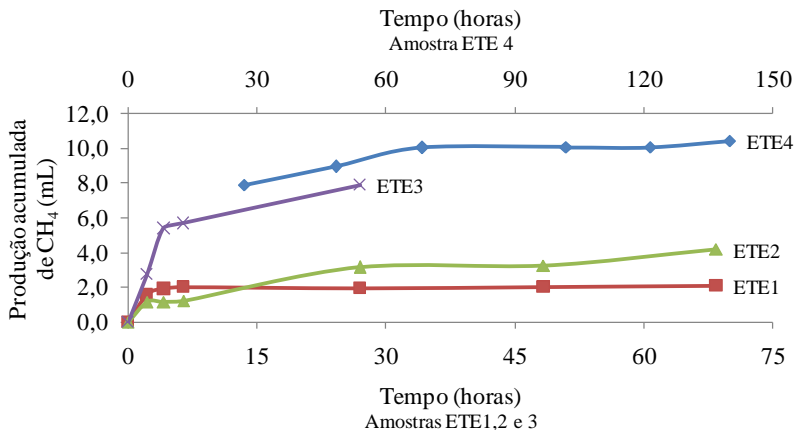


Figura 21 Períodos de produção acumulada de metano selecionados para o cálculo da AME.

Tabela 22 Resumo dos valores médios da AME para cada inóculo.

Amostra	AME média
	$\text{gDQO CH}_4 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$
ETE 1	0,020373
ETE 2	0,004
ETE 3	0,01896
ETE 4	0,00165

Como pode ser visualizado na Tabela 22, a maior AME determinada foi para o lodo anaeróbio da ETE1, com valor médio de $0,02 \text{ gDQO-CH}_4 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Este valor é compatível com os estudos de Louzada (2006) referente ao teste AME sob condições semelhantes, na qual os valores encontrados se situaram entre 0,02 e $0,03 \text{ gDQO-CH}_4 \cdot \text{gSSV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Desta forma, o lodo do reator UASB proveniente da ETE 1 foi escolhido para fornecer o inóculo ao digestor anaeróbio piloto.

4.2 AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS DO DIGESTOR PILOTO

O desempenho do sistema anaeróbio de digestão do lodo adensado foi avaliado pelos resultados das elevadas eficiências de remoção da matéria orgânica carbonácea, além da manutenção das boas

condições operacionais, especificamente quanto ao pH, nutrientes e seu potencial de oxi-redução.

4.2.1 pH e Eh

O valor médio de pH registrado foi de $6,3 \pm 0,37$ e $6,7 \pm 0,16$ respectivamente para o afluente e o efluente. A reduzida variação do pH efluente indica que este foi influenciado pelo efeito tampão originado a partir da elevada alcalinidade presente no digestor, que será detalhado nas próximas seções. A Figura 22 exhibe o comportamento dos valores de pH e de Eh durante o experimento.

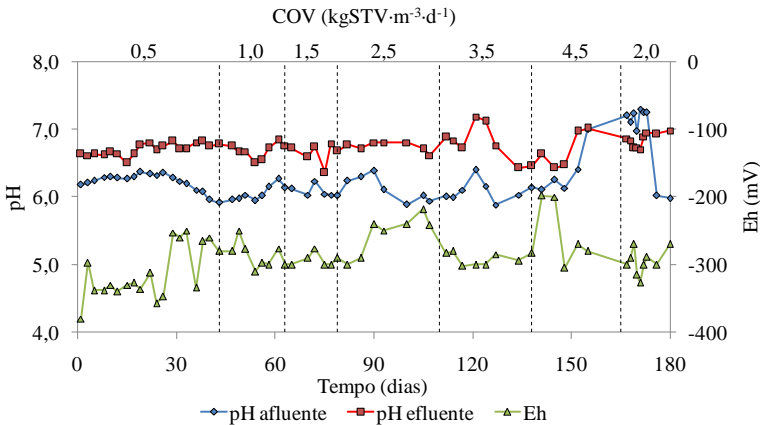


Figura 22 Variação dos valores de pH e Eh para o lodo bruto e para o efluente.

Entre os dias 155 e 173 de operação o pH do lodo afluente foi corrigido para aproximadamente 7,0 com adição de uma solução de hidróxido de sódio (NaOH). Esta correção foi executada para auxiliar o digestor a se recuperar após o período em que a alimentação foi cessada, dada a instabilidade predominante no digestor (sobrecarga de sólidos, como será visto nos itens seguintes). Após a correção, o valor de pH do lodo no digestor subiu (de 6,4 para 7,1) influenciando também sua alcalinidade.

Para a carga de $4,5 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ o digestor teve a sua capacidade tampão prejudicada, influenciado possivelmente pelo lodo bruto afluente que tinha sido adicionado à maior carga afluente, com

valor de pH inferior a 6,5. Esta alteração provocou ainda variações nas na remoção da matéria orgânica, como será visto nos itens seguintes.

A digestão anaeróbia do lodo bruto ocorreu em um potencial Eh médio de -290mV. Considera-se que valores de Eh próximos a -300mV sejam mais favoráveis para a atividade das bactérias hidrolíticas e que valores mais baixos favorecem os processos metanogênicos (SPEECE, 1996). Entretanto, na presente pesquisa, observou-se que a produção de CH₄ deu-se em uma faixa de Eh entre -198mV e -380mV.

4.2.2 Alcalinidade

A alcalinidade é um parâmetro que avalia a capacidade do lodo em neutralizar íons hidrogênio advindos principalmente da fermentação da matéria orgânica, evitando assim a redução do pH (MALINA Jr.; POHLAND, 2002). O comportamento dos valores da alcalinidade do lodo bruto e lodo digerido efluente podem ser acompanhados na Figura 23.

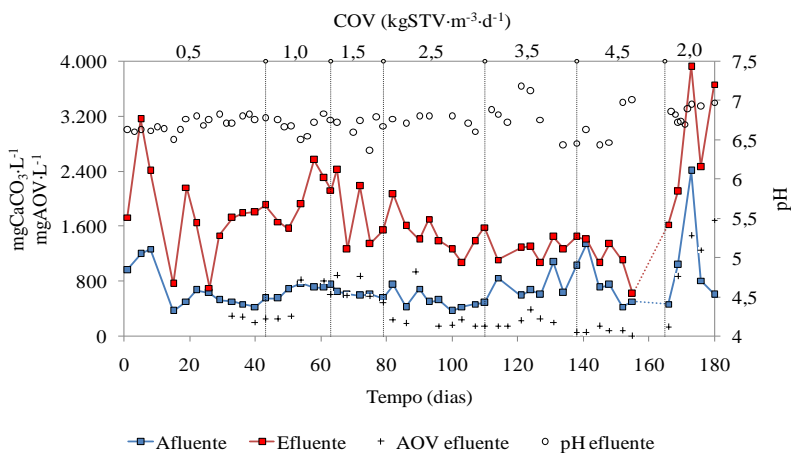


Figura 23 Variação da alcalinidade e relação com pH e AOV para o digestor piloto de lodo de ETE.

Foi possível perceber que o lodo bruto apresentou sempre alcalinidade inferior ao lodo digerido, o que segundo Appels et al. (2008) demonstra a presença de íons carbonatos no digestor de lodo. Os valores registrados para a alcalinidade do efluente variaram entre 616 e 3916 mgCaCO₃.L⁻¹, com valor médio de 1712 mgCaCO₃.L⁻¹. Este resultado é condizente com estudos prévios que relatam uma faixa típica

de 2000 a 4000 mg·L⁻¹ de alcalinidade parcial para o funcionamento satisfatório de digestores (SHARMA et al., 2000; CHEN et al., 2008; TAJARUDIN et al., 2007; BOUALLAGUI et al., 2010).

A alcalinidade no interior do digestor alcançou o seu valor máximo no momento em que se procedeu a correção do pH do lodo afluente, estratégia adotada para auxiliar a recuperação do desempenho do mesmo nos últimos meses de experimento. Neste período, a alcalinidade permaneceu superior aos 2500 mgCaCO₃·L⁻¹ e o pH próximo de 7,0.

Verifica-se pela Figura 23 a influência dos ácidos orgânicos voláteis totais - AOV (somatório dos ácidos acético, propiônico, butírico, iso-butírico, valérico, iso-valérico e capróico) na alcalinidade do digestor. A acumulação de AOV entre os dias 53 e 73 do experimento e operação do digestor, pode ter causado variação nos valores de alcalinidade e pH do sistema, evidenciado pela instabilidade registrada para as três variáveis nesse período. Para Kim et al. (2002) uma falha na fase metanogênica causa redução no pH visto que que nesta fase há consumo de AOV e por conseguinte produção de alcalinidade. Apesar destas instabilidades, a alcalinidade e o pH do digestor permaneceram em níveis aceitáveis durante todo o experimento.

4.2.3 Nutrientes – N/P

O nitrogênio e o fósforo são os macronutrientes essenciais em todos os processos biológicos. A quantidade requerida desses elementos depende das reações de síntese celular, necessárias para promover a oxidação do substrato orgânico (SPEECE, 1996). A Tabela 23 mostra a as concentrações obtidas para N e P ao longo do experimento.

Tabela 23 Concentrações médias e desvio padrão para os nutrientes avaliados.

Nutrientes	n	Lodo bruto	Efluente
P-total	44	310±130	257±134
N-NTK	45	1062±573	908±573
N-NH ₄ ⁺	38	6,95±1,23	14±2
Relação DQO:N:P	-	127:5:1	82:6:1

Verifica-se que o lodo efluente apresentou discreta variação para os nutrientes determinados, excetuando-se a amônia livre em relação ao lodo bruto. Para Malina Jr. e Pohland (1992) na impossibilidade de síntese dos próprios nutrientes os microorganismos anaeróbios utilizam os nutrientes presentes no substrato para suplementar sua necessidade. No entanto, por apresentarem uma baixa taxa de crescimento bacteriano, esta utilização é discreta.

Embora o estabelecimento de requisitos nutricionais para uma população mista possa ser teórica (por exemplo, a biomassa anaeróbia), e melhor determinada para cada circunstância, a relação DQO:N:P no substrato foi 127:5:1, mostrando que o N e o P estiveram disponíveis para os microorganismos anaeróbios haja vista que a proporção está acima do mínimo reportado para sistemas anaeróbios – 1000:7:1 (MALINA Jr; POHLAND, 1992; METCALF; EDDY, 2003).

O íon amônio (NH_4^+) e a amônia livre (NH_3) são as duas formas predominantes do nitrogênio presentes em sistemas biológicos, sendo a última considerada a mais tóxica, pois consegue atravessar a membrana celular causando desequilíbrios no núcleo da célula (CHEN et al., 2008).

Os baixos valores de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) para o lodo bruto são provavelmente decorrentes da etapa de nitrificação e desnitrificação do esgoto na ETE estudada, eliminando o nitrogênio na forma de nitrogênio gasoso. No digestor ocorreu a produção e liberação de NH_3 (aumento de 50% na concentração), ficando a sua concentração abaixo dos valores que podem causar efeitos tóxicos às *arqueas* metanogênicas ($> 560 \text{ mgN-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$) (MALINA Jr; POHLAND, 1992; SUNG, 2003). A NH_3 não representaria caráter tóxico ao digestor, pois a digestão anaeróbia do lodo ocorreu em um intervalo de pH inferior à faixa de 7,4 a 7,6 (Figura 22), na qual a NH_3 tem efeito inibitório (METCALF; EDDY, 2003).

Como foi visto anteriormente, os parâmetros de controle da digestão anaeróbia do lodo adensado tiveram em geral um comportamento dinâmico ao longo da partida e no período final de operação do digestor piloto. Como são fatores operacionais, é de extrema importância a análise da sua influência nas variáveis relacionadas à de remoção da fração orgânica do lodo, visto a necessidade de manutenção das condições ambientais para um bom funcionamento do sistema. Desta forma, nos itens seguintes, faz-se referência ao comportamento das variáveis relacionadas à eficiência de mineralização e redução de volume de sólidos do lodo bruto afluente.

4.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DO LODO BRUTO

4.3.1 Avaliação dos sólidos

A digestão anaeróbia de lodo de ETE é considerada um processo controlado na qual ocorre a degradação de STV por um consórcio de bactérias na ausência de oxigênio resultando na produção de biogás, biomassa e sólidos fixos (MALINA Jr.; POHLAND, 1992). As Figura 24 e Figura 25 apresentam diferentes abordagens relativamente ao comportamento dos sólidos afluentes e efluentes do digestor, bem como a eficiência de remoção dos STV. A Tabela 24 apresenta as cargas aplicadas em termos de sólidos e a respectiva remoção de acordo com as diferentes COV aplicadas. No Apêndice C apresentam-se os resultados obtidos na análise da série de sólidos.

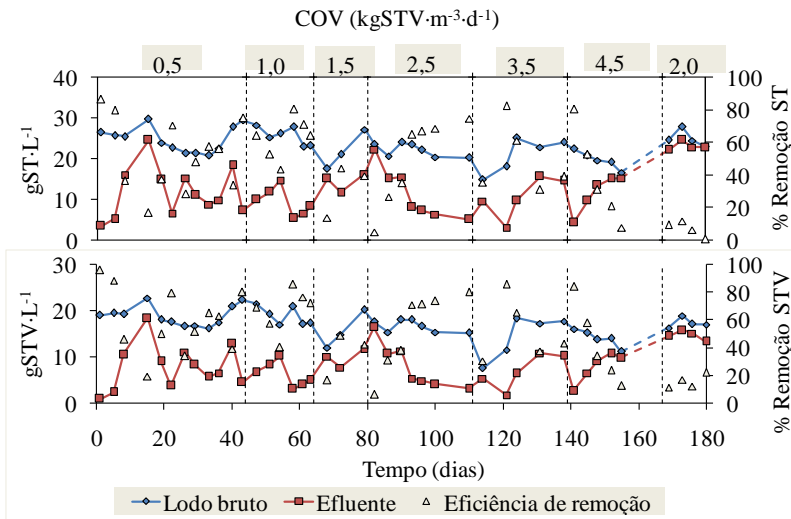


Figura 24 Variação dos sólidos totais e voláteis no digestor de lodo, bem como as suas eficiências de remoção.

O lodo bruto adensado apresentou uma concentração entre 20 e 30 g·L⁻¹ para ST e para os STV entre 10 e 20 g·L⁻¹. O efluente digerido apresentou concentrações máximas de 24 gST·L⁻¹ e 18 gSTV·L⁻¹. A eficiência global de remoção dos STV foi aproximadamente 50%,

verificando-se variações quando analisadas as COV aplicadas isoladamente.

Da caracterização analítica do lodo bruto é possível verificar que a proporção STV/ST obtida foi de 0,72. Este lodo devido às suas características é ainda considerado como um lodo reativo, embora, o processo de lodos ativados de aeração prolongada existente no tratamento secundário da ETE, devesse, segundo Von Sperling (2005), produzir um lodo residual estabilizado.

Observa-se ainda pela Figura 25 que as concentrações efluentes de ST e STV apresentaram variações significativas para o período de funcionamento inicial do digester (COV 0,5 a 1,5 kgSTV.m⁻³.d⁻¹). Para Griffin et al. (1998) a partida é geralmente considerada a etapa mais crítica da operação de digestores anaeróbios, apresentando instabilidades e importantes diferenças nas taxas hidrolíticas, acidogênicas e metanogênicas, que resultam em variações nas eficiências de remoção da matéria orgânica.

Pode-se observar que o digester apresentou resultados semelhantes para a remoção da fração orgânica do lodo bruto, exceto para 2,0 kgSTV.m⁻³.d⁻¹. A eficiência de remoção de STV para a operação em 1,0 kgSTV.m⁻³.d⁻¹ apresentaram menor dispersão, enquanto que na carga de 2,5 kgSTV.m⁻³.d⁻¹ ocorreu a maior dispersão de resultados.

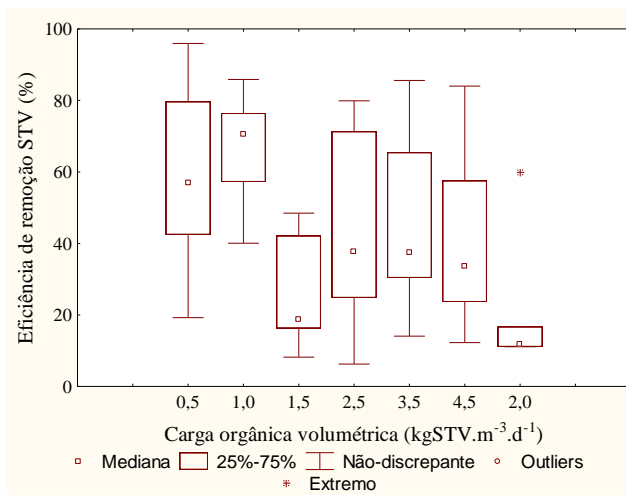


Figura 25 Comparação entre as eficiências de remoção de STV para as diferentes COV aplicadas ao digester.

O digestor anaeróbio funcionou 43 dias com uma COV de 0,5 $\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e obteve eficiências de degradação de STV superiores a 50% nos 30 primeiros dias (Figura 24). Com aumento da COV para 1,0 $\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, ocorreu aumento da disponibilidade de STV para os microorganismos, que tiveram uma adaptação equilibrada, elevando a degradação a uma média de $66\%\text{STV}\pm 16$ durante os 20 dias de funcionamento nestas condições.

Foi observada uma breve instabilidade do processo após o aumento da COV para 1,5 $\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. O digestor, porém, obteve rápida recuperação, resultando em remoção média de $42\%\pm 18\text{STV}$, situando-se na faixa dos valores indicados por outros autores (27-43,5%) (SONG et al., 2004; NGES; LIU, 2010; BOLZONELLA et al., 2005; GE et al., 2011).

Para a COV de 1,5 $\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ uma massa diária de aproximadamente 110 gSTV entrou no digestor. A carga de STV removida neste período ($49\text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$) foi duas vezes superior quando comparada à carga de 0,5 $\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ($23,6\text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$) e inferior cerca de 7,1% que para a carga de 1,0 $\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ (Tabela 24).

A proporção média $\text{gSTV}_{\text{efluente}}/\text{ST}_{\text{efluente}}$ foi de 0,65, 0,64 e 0,69 respectivamente para as COV aplicadas de 0,5, 1,0 e 1,5 $\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Através dos resultados obtidos, pode-se observar uma variação pouco significativa na característica do lodo digerido efluente. Esta evidência reflete-se na capacidade do digestor em degradar quantidades de matéria orgânica cada vez maiores nas condições operacionais estabelecidas. De acordo com Nges e Liu (2010), os microorganismos anaeróbios podem metabolizar os substratos orgânicos e desse modo evitar a sobrecarga de lodo (NGES; LIU, 2010) o que ressalta a capacidade do digestor de responder positivamente à aumentos contínuos da sua COV.

Tabela 24 Resumo do comportamento dos sólidos para diferentes COV aplicadas no digestor de lodo.

Parâmetro	Carga orgânica volumétrica aplicada ($\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$)						
	0,5	1,0	1,5	2,5	3,5	4,5	2,0
Remoção ST (%)	52,3 ± 22,2	63 ± 13	42 ± 18	56,3 ± 20,0	50 ± 21,6	38,7 ± 28,6	7,2 ± 4,8
Remoção STV (%)	59,2 ± 23,5	67 ± 16	45,3 ± 4,5	61 ± 21	52,3 ± 23	42,2 ± 28,7	15,4 ± 5
Carga ST afluente ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)	52,6 ± 6,6	108 ± 9,5	152,4 ± 27,2	232 ± 17,5	312 ± 64,3	377,2 ± 41	263 ± 22
Carga ST efluente ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)	25 ± 13	40 ± 14,6	89 ± 21	102 ± 49	157 ± 74	222,2 ± 89	243 ± 11
Carga STV afluente ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)	40 ± 4,6	79 ± 8,4	110,3 ± 24,0	174 ± 14,5	214 ± 70,3	268 ± 36	181,5 ± 11,6
Carga STV efluente ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)	16,4 ± 10,5	26 ± 11,4	61 ± 18	68,7 ± 37,2	101 ± 55,4	147,4 ± 62,6	153,5 ± 11
ST removido ($\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$)	28	68	63	130	155	155	20

As melhores respostas do digestor anaeróbio foram verificadas nas cargas de 2,5 a 3,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹. Para a primeira, a remoção da concentração de STV foi de 61% correspondendo neste período a uma carga removida de STV de 105 g·d⁻¹, aproximadamente 4,5 vezes superior à carga removida durante a operação em 0,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹. A carga de ST afluente foi reduzida para a metade, o que favoreceu a produção de efluente com reduzidas concentrações de sólidos. Para a COV de 3,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ a eficiência de remoção de STV foi de 52,3%. A carga removida foi de 155 gST·d⁻¹ cerca de 16% superior ao desempenho do digestor na carga de 2,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹.

Entre os dias 156 e 165 de operação, o digestor funcionou com uma COV de 4,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹. Foram observados momentos de instabilidade no desempenho do processo, refletido no maior desvio padrão entre as eficiências de degradação dos STV, em média 42,2% ±28,71. O TDH resultante neste período foi 5 dias.

Para COV de 4,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹, o aumento de sólidos voláteis afluente e efluente foi respectivamente 1,25 e 1,47 vezes maior que a carga de STV efluente produzida na COV de 3,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹. Verificou-se ainda que a partir do 145º dia de operação, o efluente do digestor apresentou uma relação STV/ST maior que 0,69. Isto é semelhante à do lodo bruto – 0,72. Observou-se, portanto que a conversão biológica da matéria orgânica foi prejudicada nesta carga orgânica aplicada indicando uma sobrecarga de sólidos no afluente ao digestor.

Gerardi (2003) ressalta que a elevada transferência de lodo afluente pode resultar na ocorrência de sobrecargas dos digestores anaeróbios, inibindo a atividade biológica das bactérias formadoras de metano, decrescendo a produção desse gás e a destruição de STV. Para Chernicharo et al. (1999) a solução corretiva para este problema passa por diminuir a COV, afim de diminuir o efeito tóxico do excesso de substrato.

O sistema permaneceu 10 dias sem operação (parada da alimentação de lodo bruto) para favorecer a recuperação do equilíbrio alimento/microorganismo no digestor. Entre o 166º e 180º dia de operação, a alimentação foi re-estabelecida, mas com redução da COV para 2,0 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ e elevação do TDH para 15 dias. A eficiência de degradação de STV foi a menor obtida em todo o período experimental, com uma carga de STV degradados de 28 g·d⁻¹.

A redução da COV afluente ao digestor anaeróbio não foi suficiente para manter a qualidade do processo de digestão anaeróbia do

lodo bruto, indicando que a carga operacional máxima permitida pelo digestor para as condições operacionais foi de $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$.

Comportamento dos sólidos fixos

A Figura 26 apresenta a relação STF/ST para o afluente e efluente do digestor. O lodo efluente teve em média uma relação STF/ST de 0,38 enquanto que o lodo bruto apresentou uma relação de 0,28. O incremento de sólidos fixos com a DA do lodo bruto foi de 10%.

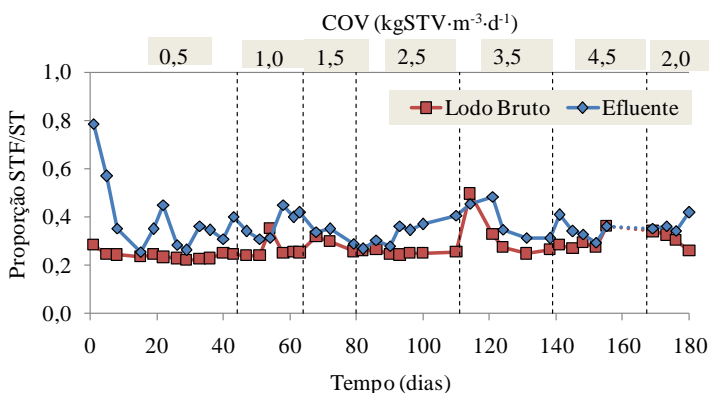


Figura 26 Relação STF/STV para o lodo bruto e efluente do digestor.

O lodo bruto afluente e o lodo digerido efluente do digestor apresentaram respectivamente constituição média de 28% e 38% em sólidos totais fixos (STF). Estes valores resultam da mineralização parcial do lodo, condição esperada para a digestão anaeróbia (METCALF; EDDY, 2003; MALINA Jr.; POHLAND, 1992).

A carga de STF no efluente apresentou um comportamento variável com o aumento gradual da COV aplicada. Em geral este teve tendência de decréscimo com o aumento da COV ao longo do período experimental. O lodo digerido teve composição em STF incrementada entre 4 e 15% $\text{gSTF}\cdot\text{d}^{-1}$, para a operação no intervalo de COV entre 0,5 e 1,5 $\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e elevações de 5 a 9% $\text{gSTF}\cdot\text{d}^{-1}$ para a operação com COV entre 2,0 a 4,5 $\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$.

Análise do perfil de sólidos

A Figura 27 apresenta a análise de perfil de sólidos para diferentes períodos de operação do digestor, onde se verifica uma tendência temporal de aumento da concentração dos sólidos ao longo da altura do digestor.

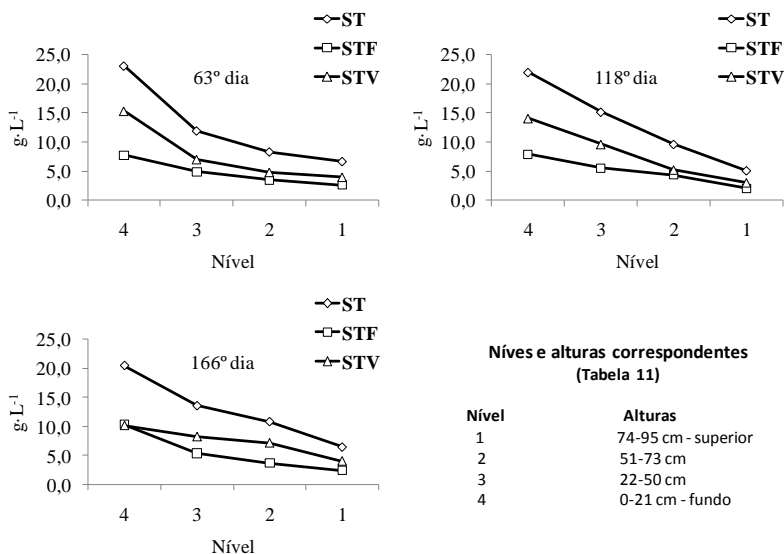


Figura 27 Perfil de sólidos ao longo da altura do digestor em diferentes dias de operação.

De acordo com a Figura 27, todos os perfis de sólidos exibiram gradiente de distribuição de sólidos, isto é, a presença de elevadas concentrações de sólidos no fundo do digestor (nível 4) e de menores concentrações na altura de saída do efluente (nível 1). Pinto (2006) em pesquisas de D.A. de lodo primário verificou uma tendência de acúmulo de sólidos no fundo do digestor concluindo que este digestor apresentou atividade biológica e processo sedimentativo de forma equivalente entre si. À mesma maneira, constatou-se que o digestor piloto apresentou também o funcionamento de um sedimentador.

Os sólidos presentes no digestor apresentaram concentrações similares para os três perfis analisados, situando-se entre 5 e 10 $\text{gST}\cdot\text{L}^{-1}$ na altura correspondente à saída de efluente. Isto ressalta a existência de

sedimentação do lodo no interior do digestor durante os momentos de inoperância do sistema de mistura e agitação.

O perfil do 166º dia de operação ($2,0 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$) apresentou elevação das concentrações de ST, STF, STV particularmente nos níveis 2 e 3, indicando um maior acúmulo de sólidos nesta região, favorecendo as elevações nas concentrações efluentes neste período, conforme discussão anterior.

4.3.2 Demanda química de oxigênio (DQO)

A matéria orgânica presente no lodo pode ser quantificada indiretamente pela determinação da DQO, reflexo da concentração dos sólidos voláteis particulados (CHERNICHARO, 1997). A Figura 28 e Tabela 25 exibem o comportamento da concentração de DQO para as diferentes COV aplicadas e uma análise do desempenho do digestor quanto à remoção de matéria orgânica.

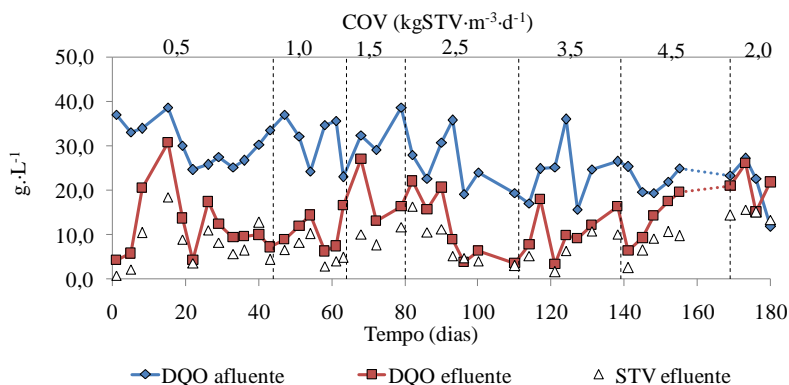


Figura 28 Variação dos valores da DQO afluente e efluente e relação com a concentração de STV ao longo do experimento.

Pela observação da Figura 28 verifica-se que a concentração da DQO do lodo bruto variou ao longo do experimento, sendo ligeiramente maior no início do período experimental. A DQO do efluente não apresentou tendência de aumento da sua concentração até a operação com COV de $3,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Para as duas últimas cargas testadas, o digestor apresentou uma tendência de aumento da concentração de DQO no efluente. Verifica-se ainda que o lodo bruto e o efluente do digestor apresentaram em média remoções proporcionais de DQO e STV, sendo

que a concentração da DQO foi 1,6 vezes maior que a concentração de STV. A Figura 29 apresenta a correlação entre as duas variáveis.

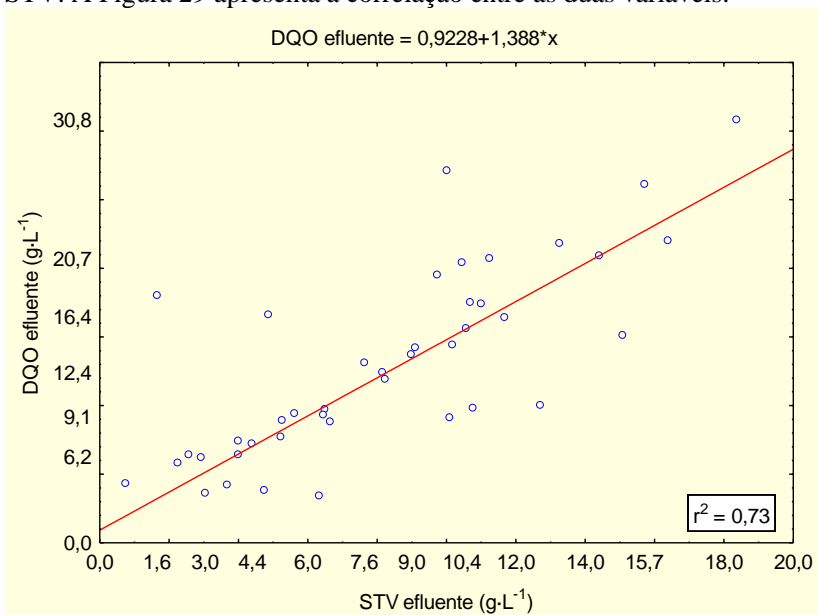


Figura 29 Correlação entre as concentrações efluentes de STV e DQO.

No funcionamento do digestor com COV de $0,5 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ a carga afluente e efluente ao digestor relativamente à DQO foi respectivamente $64,6 \pm 10$ e $25,7 \pm 16,3 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$, o que resultou em uma remoção de $39 \text{ gDQO} \cdot \text{d}^{-1}$. Com o aumento para $1,0 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, a carga de DQO afluente aumentou 1,6 vezes ($130,6 \pm 25,3 \text{ gDQO} \cdot \text{d}^{-1}$), enquanto que a remoção duplicou para $85 \text{ gDQO} \cdot \text{d}^{-1}$. A operação do digestor com COV de $2,5 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ resultou em uma remoção de cerca de 60% da carga de DQO afluente ($163,4 \text{ gDQO}_{\text{degradada}} \cdot \text{d}^{-1}$), desempenho similar ao observado para a remoção dos STV. Para a carga de $3,5 \text{ kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ocorreu um aumento de 17% na remoção da carga de DQO afluente, incrementada aproximadamente em 34% em relação à COV anterior. Isto ressalta o fato dos microorganismos anaeróbios terem continuado a metabolizar a matéria orgânica. Entretanto, esta não foi proporcional ao incremento na carga de DQO afluente.

A Tabela 25 resume os resultados obtidos relativamente à DQO para o funcionamento do digestor, nas diferentes COV aplicadas. No Apêndice D apresentam-se os dados individuais obtidos na análise das amostras.

Tabela 25 Desempenho do digestor quanto à remoção de DQO do lodo bruto.

COV (gSTV·m ⁻³ ·d ⁻¹)	0,5	1,0	1,5	2,5	3,5	4,5	2,0
n	12	6	3	7	7	5	4
Remoção DQO (%)	60,5± 21,3	61,4±22,4	43±1,7	56,4±26,7	53±20,4	39,1±25	11,6±15
Carga DQO afluyente (g.d ⁻¹)	64,6±10	130,6±25,3	213±42	267,5±70,5	359±99	424±53,3	222,4±69
Carga DQO removida (g.d ⁻¹)	39±16	85±42	120±27,4	163,4±73	197,5±113	168,5±115,5	2,0±35
COV afluyente equivalente (kgDQO·m ⁻³ ·d ⁻¹)	0,65	1,32	2,16	2,68	3,61	4,25	2,23

Da análise da Tabela 25 verifica-se que a menor eficiência de degradação da DQO ocorreu quando o digestor operou com COV de 4,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹. A carga da DQO removida foi de 168,5 g·d⁻¹, o que corresponde a uma redução de 15% em relação à COV anterior e praticamente igual à observada para o funcionamento do digestor com uma carga de 2,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹, em termos de carga removida (aproximadamente 165 g·d⁻¹). Para Najafpour et al. (2006) esta situação é um sinal de insuficiência na quantidade de biomassa microbiana acumulada no digestor, de modo a suportar o incremento de carga orgânica.

Considerando a redução da eficiência de remoção para a carga de 4,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹, o digestor anaeróbico permaneceu 10 dias sem alimentação, retomando sua operação com COV de 2,0 kgSTV·m⁻³·d⁻¹. Os resultados obtidos com esta carga mostraram que o digestor teve reduzida remoção de DQO e elevada concentração de sólidos no efluente.

4.3.3 Ácidos orgânicos voláteis (AOV)

O acetato é o principal precursor da produção de metano em digestores anaeróbios. O butirato e o propianato são importantes, no entanto, considerados intermediários, sendo que o acúmulo desses ácidos pode estar associado às instabilidades registradas em digestores anaeróbios (GERARDI, 2003). A Figura 30 apresenta os AOV detectados no digestor para as diferentes COV aplicadas no digestor. O Apêndice E integra a concentração de cada ácido orgânico volátil medida ao longo do experimento.

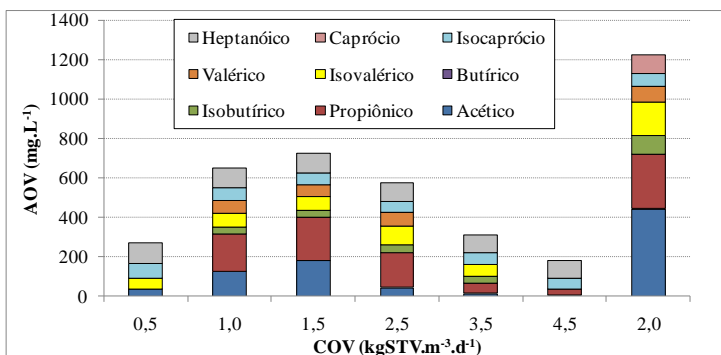


Figura 30 Ácidos orgânicos voláteis presentes no digestor de acordo com cada COV aplicada.

Normalmente os principais produtos da acidogênese do lodo contem ácidos carboxílicos com baixa massa molecular (C2 a C5), correspondendo aos ácidos acético, propiônico, iso- e butírico e iso- e valérico (RAJAGOPAL; BÉLINE, 2011). Com exceção do ácido butírico, todos os AOV mencionados foram detectados em diferentes concentrações durante o período operacional do digestor e em diferentes condições operacionais. Os dados apresentados na Figura 30 indicaram também o ácido acético, propiônico e heptanóico foram os três produtos principais da fermentação do lodo bruto afluente. Wang et al. (1999), Kiyorhara et al (2000) e Rajagopal e Béline (2011) também identificaram os ácidos acético, propiônico e iso-valérico como os produtos dominantes do processo acidogênico de lodo de ETE.

O incremento da COV até $1,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ proporcionou um aumento na concentração de AOV no interior do digestor atingindo a concentração máxima de $724 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Durante a aplicação das cargas entre 2,5 e $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ a concentração dos AOV diminuiu para $181,85 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e subiu novamente na re-ativação da alimentação do digestor com COV a $2,0 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, atingindo o valor máximo registrado ($1226,68 \text{ mgAOV}\cdot\text{L}^{-1}$).

Embora o digestor tenha ficado 10 dias sem alimentação de lodo adensado, o substrato em excesso existente no seu interior continuou a ser metabolizado anaerobiamente. Stroot et al. (2001) observaram uma elevação da concentração de AOV em digestores de lodo de ETE quando operados sob condições de sobrecarga, resultante da redução do TDH e do aumento da carga de substrato afluente. Da mesma maneira, a sobrecarga de lodo adensado afluente ao digestor alterou a taxa de produção e consumo de AOV implicando em acúmulo desses ácidos, identificados apenas quando o digestor foi operado com carga de $2,0 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. O acúmulo de ácidos ocorreu, portanto desde o final da operação do digestor com carga $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Os 10 dias de cessão de alimentação não foram suficientes para se atingir novamente as condições de equilíbrio do metabolismo anaeróbio.

Variações no comportamento do AOV também foram observadas por Maharaj e Elefsiniotis (2001) na co-digestão anaeróbia de lodo de ETE, onde as maiores e menores concentrações detectadas, 14.817 e $4600 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, foram obtidas para TDHs de 30 e 60h, respectivamente. Banerjee et al. (1998) em experimentos similares obtiveram conclusões semelhantes relativamente à influência do TDH na produção de AOV. Admitindo-se que o aumento da COV nesta pesquisa implicou na redução no TDH (ver Equação 10 Equação 12), os

resultados para esta variável até a operação do digestor em $1,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ foram compatíveis com os resultados mencionados.

O decréscimo de AOV nos maiores TDHs, particularmente, o ácido acético (principal substrato para as *arqueas* metanogênicas), pode estar associado à intensificação da atividade metanogênica da biomassa anaeróbia (METCALF; EDDY, 2003; KHANAL, 2008).

Na Figura 31 apresenta-se a correlação entre a concentração do ácido acético e a produção de CH_4 .

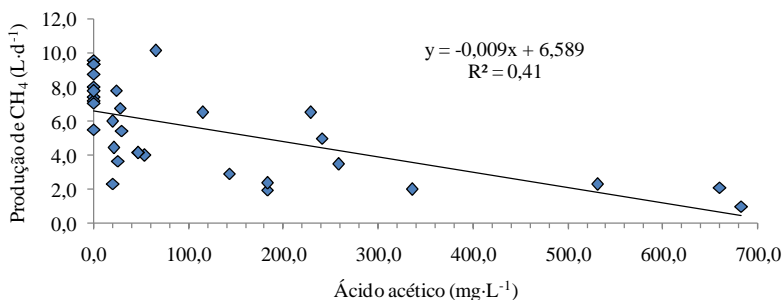


Figura 31 Correlação entre concentração de ácido acético e produção de CH_4 .

Da análise da Figura 31 verifica-se que ocorreu uma moderada correlação entre a produção de gás metano e a formação de ácido acético ($R^2 = 0,41$; $\rho = -0,52$; $p < 0,05$) (CHIANG, 2003) na qual as maiores produções do CH_4 ocorreram para as menores concentrações de ácido acético. Para a operação com COV entre $2,5$ e $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, o ácido acético apresentou concentração entre $3,8$ e $44 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Esta concentração obtida no experimento é compatível com as observações de Mayer et al. (2010) em que as maiores produções de CH_4 ocorreram em concentrações finais de ácido acético entre 18 e $35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Observa-se, portanto, que nestas cargas ocorreu o maior equilíbrio da produção de AOV e conversão destes à gás metano.

A re-ativação do digestor com COV de $2,0 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ não apresentou desempenho similar ao período anterior quanto à produção de AOV. Verificou-se um acúmulo de ácidos orgânicos, especialmente do ácido acético ao longo dos 15 dias de operação. Nesta carga, a fase acidogênica foi predominante em relação à fase metanogênica não havendo o consumo dos subprodutos intermediários do metabolismo anaeróbio, o que originou menor remoção dos STV e consequentemente na DQO e nos AOV.

A relação AOV:DQO indica o grau de eficiência da acidogênese, representando a quantidade de material solubilizado e que foi convertido à AOV (Maharaj, 1999). A Tabela 26 apresenta o percentual de remoção da DQO e os valores máximos da relação AOV:DQO observadas na operação do digestor, de acordo com as diferentes COV aplicadas.

Tabela 26 Produção de AOV e relação AOV:DQO para o digestor piloto.

COV (kgSTV·m ⁻³ ·d ⁻¹)	AOV (g·L ⁻¹)	Redução DQO (%)	AOV:DQO (máx)
0,50	0,27	60,6	0,03
1,00	0,65	61,4	0,11
1,50	0,72	43	0,07
2,50	0,57	56,4	0,05
3,50	0,31	53,3	0,07
4,50	0,18	39	0,02
2,00	1,23	11,7	0,08

O valor máximo obtido ocorreu para a carga de 1,0 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ resultando em aproximadamente 10% de conversão e indicando que houve a formação de AOV. O valor obtido se encontra inferior aos resultados encontrados em outras pesquisas, de 0,21 a 1,10 (MAHARAJ; ELEFSINIOTIS, 2001; BARAJAS et al., 2002). No entanto, ressalta-se a utilização dos dados da DQO do efluente bruto, ao invés da solúvel, dificultando a comparação dos dados obtidos com as referências consultadas.

Para Maharaj e Elefsiniotis (2001), quanto maior o valor da relação AOV:DQO, maior é a importância da hidrólise no metabolismo anaeróbico (tornando-se a etapa limitante do processo). Embora não se tenha obtido elevados valores nesta relação, foi possível perceber a formação de AOV, resultantes do metabolismo acidogênico do lodo bruto.

4.4 ATIVIDADE METANOGÊNICA DO LODO DO DIGESTOR

A atividade metanogênica da biomassa do digestor piloto foi avaliada com intuito de correlacionar os valores obtidos com os resultados da eficiência do digestor. As amostras utilizadas correspondem ao início da alimentação do digestor com COV de 4,5

$\text{kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e $2,0 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ e foram coletadas e submetidas ao teste AME por um período de 840 horas.

Para os 150 dias de operação, a atividade do lodo do digestor apresentou pouca variação ($0,012 \text{ gDQO}\cdot\text{CH}_4\cdot\text{gSSV}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$). Por outro lado, foi possível observar que os microorganismos tiveram a sua atividade prejudicada no fim do experimento (em princípio pela sobrecarga do sistema conforme será discutido posteriormente) reduzindo para $0,002 \text{ gDQO}\cdot\text{CH}_4\cdot\text{gSSV}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$. A redução da AME do digestor durante a aplicação da COV de $2,0 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ complementa as evidências de instabilidade do processo anaeróbico no digestor, relativamente à remoção da matéria orgânica.

4.5 BIOGÁS

Nas Figura 32 e Figura 33 e na Tabela 27 apresentam-se os resultados da produção de biogás, indicando-se a sua quantidade e composição, bem como a sua relação com a conversão da matéria orgânica pela digestão anaeróbia.

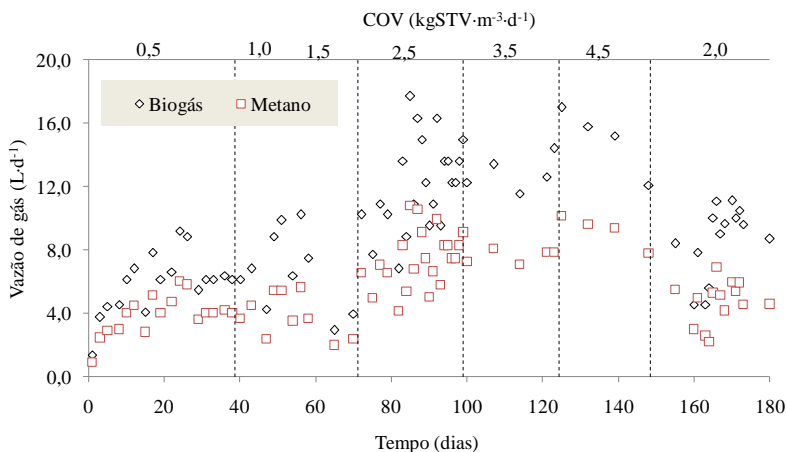


Figura 32 Vazão de biogás e metano produzidos no digestor de lodo.

Observa-se que ocorreu um aumento da produção de biogás e de CH_4 em função do incremento da COV de 0,5 para $3,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Para a COV $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ verificou-se uma redução na produção de CH_4 com aumento da concentração de gás carbônico, confirmando que o

limite máximo para a digestão anaeróbia do lodo corresponde à COV de $3,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$. Para uma carga de $0,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, produziu-se aproximadamente $5,94\pm 1,81 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ de biogás e $14,27\pm 2,23 \text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ com uma COV de $3,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, o que representa um aumento na produção de 58%.

Tabela 27 Avaliação qualitativa e quantitativa do biogás produzido para as diferentes COV aplicadas no digestor.

COV	n	Avaliação quantitativa				Avaliação qualitativa			
		Biogás		CH ₄		CH ₄		CO ₂	
		Média L.dia ⁻¹	DP	Média L.dia ⁻¹	DP	Média %	DP	Média %	DP
0,5	19	5,94	1,81	3,90	1,19	65,73	2,09	29,87	2,32
1,0	6	7,84	2,28	4,33	1,36	55,01	3,98	33,17	10,33
1,5	6	7,65	2,87	4,89	1,91	63,91	2,66	36,49	4,83
2,5	20	12,68	2,43	7,70	1,60	60,53	2,21	34,31	2,79
3,5	5	14,27	2,23	8,50	1,31	59,63	3,06	33,13	3,66
4,5	3	11,89	3,40	7,55	1,95	63,87	1,94	34,17	1,33
2,0	8	11,32	9,93	7,75	5,14	53,21	5,94	36,09	4,66

DP: desvio padrão.

A maior disponibilidade de substrato fornecida pela carga aplicada de $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ afetou a eficiência do processo de degradação da matéria orgânica. No período de operação com esta carga, a produção de biogás e CH₄ reduziram ao longo do tempo, demonstrando que a digestão anaeróbia estava comprometida. Diversos autores (PARKING; OWEN, 1986; SPEECE, 1996; SPINOSA; VESILIND, 2003) apontam a redução da produção de CH₄ como uma evidência para o desequilíbrio do processo anaeróbio.

A produção de biogás e gás metano foi também avaliada durante os 10 dias em que o digestor não foi alimentado (do 156° ao 165° dias). Durante esse período, verificou-se uma redução gradual da porcentagem de CH₄ (mínimo de 38% no 164° dia). A porcentagem de gás carbônico foi em média $33\pm 1,4\%$ apresentando por isso, pouca variação.

Com objetivo de recuperar os índices de desempenho do digestor, com aplicação da COV de $2,0 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, não foi detectado o aumento da eficiência de mineralização não se obtendo conseqüentemente uma satisfatória produção de biogás e CH₄. A porcentagem do CH₄ e CO₂ no biogás foi 53% e 36%, respectivamente, representando a menor concentração de CH₄ e a maior para o CO₂ para todo o experimento.

A produção específica de biogás (PEB) relaciona a geração do gás com a quantidade de matéria orgânica removida pelo processo de digestão anaeróbia. Esta produção representa a conversão do substrato em biogás e gás metano, o que neste caso, reflete a produção específica de metano (PEM) (METCALF; EDDY, 2003). A Figura 33 apresenta a PEB e a PEM, bem como a eficiência de remoção de STV do lodo bruto.

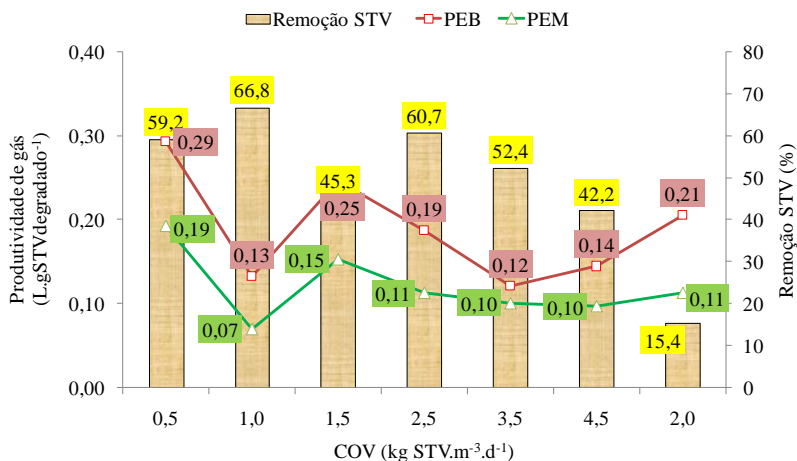


Figura 33 Relação entre a PEB e a PEM relativamente à remoção de STV e para as diferentes COV aplicadas.

A DA do lodo bruto de ETE resultou na produção de 0,29, 0,13 e 0,25 $L_{\text{biogás}} \cdot gSTV_{\text{destruído}}^{-1}$, respectivamente para as COV de 0,5, 1,0 e 1,5 $kgSV \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$. As produções obtidas no experimento mostraram ser menores que outras encontradas em pesquisas já realizadas, em que a produção medida situa-se entre 0,6 a 1,12 $L_{\text{biogás}} \cdot gSTV_{\text{destruído}}^{-1}$ (MALINA Jr; POHLAND, 1992; NAH et al., 2000; METCALF; EDDY, 2003; BOLZONELLA et al., 2005). Ressalta-se, no entanto, que os métodos de quantificação da produção do biogás apresentaram grande imprecisão sendo, portanto, necessário considerar as perdas de produção por fugas e vazamentos que dificultam a comparação da PEB com outros resultados.

A operação do digestor com a COV entre 2,5 e 4,5 $kgSTV \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ teve uma PEB decrescente (redução de 51% relativamente ao início do processo), tal como a eficiência de remoção de STV. Estes resultados sugerem que o desempenho do digestor foi influenciado pelo metabolismo dos sólidos suspensos orgânicos constituintes do lodo

bruto. Para De La Rubia et al. (2006) e Apples et al. (2008) a sobrecarga de substrato em digestores de lodo pode causar desequilíbrios da população de microorganismos anaeróbios, dado que, a população não aumenta na mesma proporção que a COV aplicada implicando em reduções na produtividade de CH_4 .

Os dados obtidos no experimento sugerem uma fraca associação entre a produção de biogás e a remoção de STV para a COV de $2,0 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, prejudicando a comparação com os demais resultados desta pesquisa. A produção de biogás observada nesta carga é reflexo do desequilíbrio existente no interior do digestor, a partir do momento em que se começou a operar o mesmo com uma COV de $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$.

A PEM, baseada na remoção de STV do lodo bruto, apresentou baixa variação entre as diferentes COV testadas. Wang et al. (2009) e Wei et al. (2011) observaram a redução da PEM na digestão anaeróbia de lodos quando associada ao incremento gradual da COV aplicada, correlacionando-se com a redução da eficiência de remoção de STV e com possíveis desequilíbrios da etapa metanogênica do metabolismo do substrato.

Nesta pesquisa, a PEM em relação às COV aplicadas, foi superior para $0,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, com média de $0,19 \text{ LCH}_4\cdot\text{gSTV}_{\text{destruído}}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, estando de acordo com outros trabalhos realizados, que apresentaram seus valores de $0,07\text{-}0,45 \text{ LCH}_4\cdot\text{gSTV}_{\text{destruído}}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (ROBERTS et al., 1999; BOLZONELLA et al., 2005; WEI et al., 2011). Para a COV de $1,5 \text{ kg STV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$, a produção diminuiu para $0,10 \text{ LCH}_4\cdot\text{gSTV}_{\text{destruído}}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$.

A PEM variou pouco na operação do digestor com cargas aplicadas entre $2,5$ e $4,5 \text{ kgSTV}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ (média de $0,10 \text{ L}\cdot\text{gSTV}_{\text{destruído}}^{-1}$). Após incremento da COV, observou-se uma maior produção diária de biogás (Figura 32). Todavia a carga de STV degradados não acompanhou este aumento, prejudicando a PEM no digestor piloto. Este decréscimo é usualmente observado em digestores de lodo de ETE (KIYOHARA et al., 2000; De La RUBIA et al., 2002; De La RUBIA et al., 2005; NGES; LIU, 2010; RUBIO-LOZA; NOYOLA, 2010).

A PEM em função da DQO pode ser determinada estequiometricamente, sendo $0,35 \text{ LCH}_4\cdot\text{gDQO}_{\text{degradada}}^{-1}$ o valor normalmente utilizado para cálculos teóricos (METCALF; EDDY, 2003). Nesta pesquisa a PEM média variou entre $0,05$ e $0,12 \text{ LCH}_4\cdot\text{gDQO}_{\text{degradada}}^{-1}$, valor inferior ao reportado para processos de digestão anaeróbia. Porém, assim como na PEM em função de STV, é

necessário considerar ainda as imprecisões da medição dos gases, como já indicado anteriormente.

4.6 BALANÇO DE MASSA PARA O DIGESTOR PILOTO

O balanço de massa é um cálculo importante no estudo de qualquer processo de tratamento, pois a partir dele pode-se avaliar a eficiência do processo, bem como a contribuição de cada fração de sólido que compõe o resíduo estudado (DANTAS et al., 2002).

A Tabela 28 apresenta as variáveis analisadas na avaliação do processo de digestão anaeróbia do lodo adensado relacionando dados da massa de sólidos afluente e efluente, convertendo-os à produção de biogás e a sólidos totais fixos no digestor.

Tabela 28 Principais variáveis de entrada e de saída para o balanço de sólidos do digestor piloto.

Carga orgânica aplicada	Lodo bruto - afluente			Efluente		
	Massa de sólidos (kg)					
kgSTV·m ⁻³ ·d ⁻¹	ST	STF	STV	ST	STF	STV
0,5	2,27	0,55	1,72	1,08	0,37	0,71
1,0	2,16	0,57	1,58	0,80	0,28	0,52
1,5	2,44	0,67	1,76	1,42	0,45	0,97
2,5	7,19	1,81	5,38	3,17	1,04	2,13
3,5	8,74	2,69	5,99	4,39	1,56	2,83
4,5	6,41	1,89	4,55	3,78	1,27	2,51
2,0	3,94	1,22	2,72	3,65	1,34	2,30

Carga orgânica aplicada	P lodo	P lodo	STF retidos	STV destruídos	Remoção STV *(m/v)	Remoção real STV
kgSTV·m ⁻³ ·d ⁻¹	kgST	kgSTV	kgSTF	kgSTV _{dest}	%	%
0,50	0,42	0,22	0,37	0,82	59,22	53,66
1,00	0,39	0,21	0,47	0,88	66,79	63,10
1,50	0,51	0,27	0,47	0,55	45,29	36,17
2,50	1,24	0,66	1,35	2,67	60,68	55,64
3,50	1,51	0,80	1,83	2,46	52,35	46,48
4,50	1,08	0,58	1,12	1,54	42,20	38,09
2,00	0,50	0,27	0,11	0,19	15,39	7,54

* m/v: Concentração em g·L⁻¹

Todos os valores presentes na tabela anterior foram determinados para o tempo de operação do digestor de acordo com a COV aplicada. A estimativa da produção de sólidos no digestor considerou coeficientes de

produção celular (Y) ora em termos de $\text{kgST} \cdot \text{kgDQO}_{\text{aplicada}}^{-1}$ ora em $\text{kgSTV} \cdot \text{kgDQO}_{\text{aplicada}}^{-1}$. Para o incremento máximo da COV (0,5 a 4,5 $\text{kgSTV} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) a massa de STV acumulada no digestor (P_{lodo} kgSTV) aumentou cerca de 74% (0,21 \rightarrow 0,80) e a conversão de STV a biogás aumentou 62%.

A eficiência de remoção de STV considera as concentrações afluentes e efluentes ao digestor. Entretanto uma quantidade de lodo retida no interior do digestor não é contabilizada nesta eficiência. A remoção real de STV considera, portanto, a massa de sólidos efluente e a convertida à biogás (removida ou destruída). Pelos cálculos apresentados, verificou-se uma eficiência mínima de 6,2% e máxima de 62,4% em relação à remoção dos STV para as COV aplicadas de 2,0 e 1,0 $\text{kg} \cdot \text{STV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente.

As cargas de 2,5 e 3,5 $\text{kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ foram aquelas que apresentaram as maiores quantidades de massas de STV destruídos. Verifica-se ainda que a remoção real de STV atingiu o seu máximo para a COV de 2,5 $\text{kgSTV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. Neste período, 7,0 kgST de lodo foram adicionados no digestor e cerca de 3,0 kg saíram como efluente; cerca de 2,5 kgSTV foram convertidos à biogás. A conversão de STV nestas cargas é comparável e semelhante aos estudos de Bolzonella et al. (2005) que também observaram remoções reais de 30 a 40% para STV em digestores anaeróbios de lodo de ETE operados em mesofilia.

Para a carga de 2,0 $\text{kg} \cdot \text{STV} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ observou-se a menor eficiência de remoção de STV, tanto se considerada o afluente e efluente ao digestor quanto considerando a produção de sólidos. Neste período (sobrecarga do sistema) o efluente apresentou elevada massa em STV e em STF. A quantidade de STF efluentes ao digestor foi maior que a massa afluente, sugerindo que nesta carga possa ter havido ocorrência de *washout* de sólidos suspensos eliminados em cada alimentação do digestor (RAJESHWARI et al., 2000; APPLES et al., 2008; KRAKAT et al., 2011; COELHO et al., 2011).

O aumento da concentração de sólidos no efluente de um digestor ressalta a importância do descarte de lodo digerido de fundo para readequação do processo sedimentativo dos sólidos no interior do digestor (CHERNICHARO, 1997).

4.7 ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

As células microbianas existem numa faixa ampla de tamanhos, formas e fases de crescimento. Estas condições, segundo Chernicharo (1997) têm um significado prático na eficiência global do processo de digestão anaeróbia.

Relativamente ao processo de lodo ativado, as características dos flocos dependem do tipo de aeradores, da eficiência da mistura da massa líquida nos reatores biológicos, da composição do esgoto afluente, da carga de lodo e da atividade dos protozoários e metazoários no lodo ativado (HOFFMAN et al., 2001).

As Figura 34 e Figura 35 apresentam as visualizações em microscopia óptica respectivamente, para o lodo adensado de características aeróbias e para o lodo digerido com características anaeróbias.

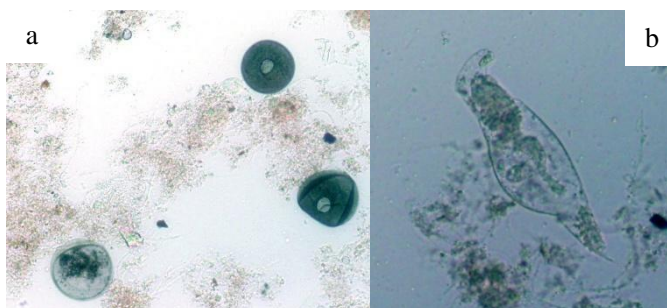


Figura 34 Visualização microbiológica do lodo adensado (a- aumento 200x; b- aumento 400x).

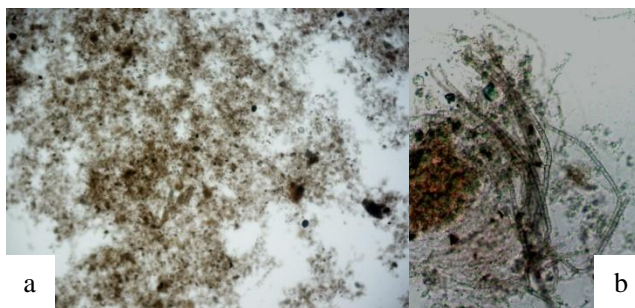


Figura 35 Visualização microbiológica do lodo do digestor (c- aumento 100x; d- aumento 200x).

É possível visualizar uma grande quantidade de biomassa com poucos filamentos no lodo adensado. Observou-se com muita frequência a presença do protozoário *Arcella* sp. (Figura 34-a) e estruturas semelhante à metazoários rotíferos presentes no lodo (Figura 34-b). Bento et al. (2005) em pesquisas de caracterização dos tanques de lodo ativado da ETE em estudo observaram que a microfauna existente foi composta predominantemente por tecamebas em frequência de 100%, compondo 40% da densidade média da microfauna. Para Hoffman et al. (2001) estes organismos ocorrem em ambientes bem oxigenados, com baixa relação A/M, longo tempo de detenção celular sendo, portanto, indicadores de efluente de boa qualidade.

O lodo do digestor apresentou bactérias filamentosas com flocos bem estruturados envoltos por zoogléias, indicando uma condição de anaerobiose (Figura 35-a). Foi possível observar ainda a presença de estruturas semelhante à hifas de fungos (Figura 35-b) comuns em ambientes com pouca oxigenação (MIQUELETO, 2003; HOFFMAN et al., 2001).

O digestor anaeróbio apresentou biomassa densa. No entanto, não foi possível determinar as espécies bacterianas existentes através de microscopia ótica. Para Chernicharo (1997) a determinação de biomassa e a sua composição microbiana requer a extração, o isolamento e a separação dos constituintes bioquímicos que são específicos de um determinado grupo de microorganismos.

5 CONCLUSÕES

Com relação ao digestor anaeróbio piloto, para as condições operacionais aplicadas, conclui-se que:

Estudo de bioestabilidade do lodo bruto e da AME do inóculo do digestor

A caracterização do lodo bruto adensado apresentou relação STV/ST superior a 0,75 indicando boas condições para a digestão anaeróbia.

O teste de bioestabilidade anaeróbia do lodo adensado mostrou significativa redução de STV e produção de gás metano fornecendo dados básicos para o seu tratamento em digestor anaeróbio mesófilico.

A AME do lodo anaeróbio escolhido foi de 0,02 gDQO-CH₄-gSSV⁻¹·d⁻¹ sendo compatível para o procedimento de inoculação do digestor piloto.

Mineralização e redução de volume do lodo bruto

Referente ao desempenho do digestor quanto à mineralização e redução do volume de sólidos, verificou-se que o mesmo apresentou boas eficiências de remoção da concentração de ST, STV e DQO do lodo bruto.

O funcionamento do digestor com COV aplicada até 3,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ teve redução de STV superior a 50%. A operação com COV superior a 3,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ levou o digestor ao desequilíbrio. O desempenho do digestor com COV de 4,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ apresentou reduzida eficiência na remoção de STV e DQO, levando à sua paralisação operacional por um período de 10 dias. A reativação do sistema com COV de 2,0 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ não resultou na recuperação do digestor.

A concentração de STF no lodo digerido foi superior à encontrada no lodo bruto. A redução da massa de STV, a elevação da massa de STF e a produção de biogás ressaltam a existência da mineralização do lodo bruto.

Pode-se concluir que o digestor piloto sob condições de temperatura mesofílica foi capaz de promover a degradação da matéria orgânica existente no lodo bruto, podendo operar com cargas de até 3,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹.

Avaliação quantitativa e qualitativa do biogás e do CH₄ gerados à partir da degradação anaeróbia do lodo adensado

Desde o início do processo de digestão anaeróbia do lodo foi verificada a produção de biogás e de gás metano, haja vista que o digestor piloto foi inoculado com lodo anaeróbio com elevada atividade metanogênica. A produção do biogás foi proporcional ao aumento da COV, apresentando as maiores produções na operação em 2,5 e 3,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹.

A variação da composição do biogás teve concentrações média de 60% em CH₄ e 34% em CO₂, compatível com o esperado para digestores de lodo.

Foi verificado um equilíbrio da produção de CH₄ e da degradação de STV perante o incremento da COV, indicando que a biomassa anaeróbia intensificou o metabolismo do substrato para compensar a elevação gradual da carga afluyente.

Parâmetros de projeto mais adequados para o funcionamento do digestor piloto de lodo adensado.

O digestor foi capaz de suportar incrementos da COV aplicada sem grandes prejuízos na mineralização e na redução do volume do lodo bruto. Entretanto a COV 4,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ é limitante ao processo haja visto que a partir dela as eficiências de remoção de STV, DQO reduziram. A operação em 2,5 e em 3,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ resultaram na melhor eficiência operacional global. Esta faixa da COV é condizente com digestores anaeróbios de alta taxa.

A partir do balanço de massa do digestor piloto de lodo operado em mesofilia verificou-se que o digestor foi eficiente na remoção de ST e principalmente, da fração de STV, devido à alta concentração de matéria orgânica afluyente. Para o funcionamento do digestor com COV entre 0,5 e 3,5 kgSTV·m⁻³·d⁻¹ pode-se obter eficiências reais de remoção de STV acima de 50% com produção contínua de biogás e CH₄.

De maneira geral, o digestor piloto mostrou-se capaz de remover matéria orgânica existente no lodo adensado, gerando um subproduto mais inorgânico e com menor massa de sólidos. Portanto, é evidente que o processo de digestão anaeróbia se configure como uma técnica promissora para a mineralização e redução de volume de lodo corroborando sua elevada aplicação no tratamento de lodos de ETE.

Tendo em vista as constatações efetuadas na presente pesquisa, sugerem-se algumas recomendações para trabalhos futuros:

- Aumentar o tempo de recuperação do digestor após a sobrecarga de sólidos no intuito de se alcançar a condição de equilíbrio entre substrato e biomassa no digestor piloto;
- Otimizar a rotina de análise de AOV para favorecer o entendimento da fermentação e metanogênese do substrato.
- Realizar a análise de custo do digestor piloto com objetivo de avaliar a viabilidade financeira do sistema.
- Operar o digestor com o TDH fixo e assim verificar a variação da COV pela concentração de STV afluyente diariamente;
- Realizar a medição da produção de biogás em tempo real, ao invés de acumulado ao longo do tempo;
- Analisar a composição do biogás ao longo de um período para se avaliar a frequência da qualidade dessa produção;
- Determinar a presença de NH_3 no biogás, com vistas a um estudo da dinâmica de N em sistemas anaeróbios;
- Avaliar a remoção da matéria orgânica do lodo bruto em condição de mistura completa, com vistas a reduzir dificuldades quanto à estratificação da temperatura e desprendimento de biogás;
- Avaliar o crescimento da biomassa anaeróbia para se determinar a idade do lodo (θ_c);
- Identificar por meio de técnicas de biologia molecular, tal como o FISH, os microorganismos anaeróbios, principalmente as do gênero *Archea* para se correlacionar à produtividade de CH_4 ;
- Avaliar coliformes totais e termotolerantes visto que este é um parâmetro relacionado ao reaproveitamento de lodos de ETE;
- Avaliar a digestão anaeróbia do lodo em condições termofílicas;
- Verificar a eficiência do processo anaeróbio na co-digestão do lodo de ETE com fração orgânica de resíduos sólidos (FORSU).

REFERÊNCIAS

- AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.13, n. 1 (jan/mar), p. 38-45. 2008.
- ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos**: tratamento e disposição final. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte; Companhia de Saneamento do Paraná, 483p. 2001.
- APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
- APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRÈVE, J. e DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, n. 34; p.755–781. 2008.
- AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O. Metodologia para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 12, n. 2 (abr/jun), p. 192-201. 2007.
- BANERJEE, A., ELEFSINIOTIS, P., AND TUHTAR, D. Effect of HRT and temperature on the acidogenesis of municipal primary sludge and industrial wastewater. **Water Science & Technology**, n. 38, p. 417-423, 1998.
- BARAJAS, M. G.; ESCALAS, A.; MUJERIEGO, R. Fermentation of a low VFA wastewater in an activated primary tank. **Water SA**, v. 28, n.1 January, 2002.
- BARRETO, P. S. Biodegradabilidade do antineoplástico ciclofosfamida por processo anaeróbio. 2007. 155f. **Tese** (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, 2007.
- BARTON, L.L.; PLUNKETT, R.M.; THOMSON, B.M. Reduction of metals and nonessential elements by anaerobes. In: Ljungdahl et al.,

2003 (editors) **Biochemistry and physiology of anaerobic bacteria**. Springer-Verlag, New York, p. 220–234, 2003.

BELLI FILHO, P. Stockage et odeurs des dejections animales, cas du lisier de porc. **Thèse de Doctorat** de L'Université de Rennes I. France, 250 p., 1995.

BELLI FILHO, P.; OLIVEIRA, R.; KOERICH, K.; MATIAS, W. G.; SOARES, H. M. Lodos de tanque sépticos - Caracterização e tratamento anaeróbio em um digestor piloto. In: **XXIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Anais..., San Juan, Puerto Rico, 2004. 7p.

BENTO, A.P.; SEZERINO, P.H.; PHILIPPI, L.S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F.R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n.4 out/dez, p. 329-338, 2005.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A., ed. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.

BHATTACHARYA, Sanjoy K.; MADURA, Richard L.; WALLING, David A.; FARRELL, Joseph B. Volatile solids reduction in two-phase and conventional anaerobic sludge digestion. **Water Research**. v. 30, n. 5, p. 1041-1048, 1996.

BOLZONELA, D.; PAVANB, P.; BATTISTONI, P.; CECCHI, F. Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. **Process Biochemistry**, n. 40; p. 1453-1460. 2005.

BORGES, E. S. M. Tratamento térmico de lodo anaeróbio a partir da queima do biogás produzido em reator UASB objetivando a higienização e a melhoria da biodisponibilidade e biodegradabilidade da fração orgânica. 254f. **Tese** (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

BOUALLAGUI H.; MAROUANI, L.; HAMDI, M. Performances comparison between laboratory and full-scale anaerobic digesters treating a mixture of primary and waste activated sludge. **Resources, Conservation and Recycling**, n. 55, p. 29–33, 2010.

BRASIL. Lei 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. José Roberto Campos (coordenador). -- Rio de Janeiro : ABES, 1999. 464p.

CASSINI, S. T.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDREOLI, C. V.; PAULA Jr., D.R.; BELLI FILHO, P.; LEITE, V.D. **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Sérgio Túlio Cassini (Coordenador). Projeto PROSAB 3 - Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CHAMPAGNE, P.; LI, C. Enzymatic hydrolysis of cellulosic municipal wastewater treatment process residuals as feedstocks for the recovery of simple sugars. **Bioresource Technology**. n.100, p. 5700–5706, 2009.

CHANG, C.-N.; MA, Y.-S.; LO, C.-W. Application of oxidation–reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis. *Chemical Engineering Journal*, n. 90, p. 273–281, 2002.

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

CHERNICHARO, C.A. de L. **Reatores anaeróbios – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v.5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2001.

CHIANG, C.L. **Statistical Methods of Analysis**. University of California, Berkeley, USA. 2003, 656p.

CHYNOWETH, D.P. Environmental impact of biomethanogenesis. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.1, n. 42, p. 3-18, 1996.

CIWMB. **Current anaerobic digestion technologies used for treatment of municipal organic solid waste**. California Environmental Protection Agency, CIWMB (California Integrated Waste Management Board), California; 90p., Março, 2008.

COELHO, N. M. G.; DROSTE, R. L.; KENNEDY, K. J. Evaluation of continuous mesophilic, thermophilic and temperature phased anaerobic digestion of microwaved activated sludge. **Water Research**, n.45, p. 2822-2834, 2011.

DANTAS, A.M.M.; LEITE, V.D.; PRASAD, S.; LOPES, W.S.; ATHAYDE JÚNIOR, G.B.; SILVA, J.V.N. Balanço de massa de DQO em reator anaeróbio de batelada tratando resíduos sólidos orgânicos. Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. In: Anais...Vitória, Espírito Santo, 2002.

DE LA RUBIA M.A., ROMERO L.I., SALES D.; PEREZ M. Pilot-scale anaerobic thermophilic digester treating municipal sludge. **Environmental and Energy Engineering**, v.1, n.52, p. 402-407, 2006.

DE LA RUBIA, M.A.; ROMERO, L.I.; SALES, D.; PEREZ, M. Temperature conversion (mesophilic to thermophilic) of municipal sludge digestion. **Environmental and energy engineering**. v.51, n. 9, setembro, p. 2581-2586. 2005.

DE LA RUBIA, M.A; PEREZ, M.; ROMERO, L.I.; SALES, D. Anaerobic mesophilic and thermophilic municipal sludge digestion. **Chemical and Biochemical Engineering**. v. 3, n.16, p. 119–124, 2002.

DEMIREL, B. & SCHERER, P. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: a review. **Environmental Science Biotechnology**, n. 7, p. 173-190, 2008.

DEUBLEIN, D. & STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources**: an introduction. Wiley-VCH,Weinheim, 472p, 2008.

DOHÁNYOS, M.; ZÁBRANSKÁ, J.. Anaerobic digestion. In: SPINOSA, L.; VESILIND P.A. **Sludge into biosolids**. UK: IWA Publishing, p. 223-241, 2001.

EKAMA, G.A.; SÖTEMANN, S.W.; WENTZEL, M.C. Biodegradability of activated sludge organics under anaerobic conditions. **Water research**. n.41, p. 244-252. 2007.

FERNÁNDEZ, J.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I. Kinetics of mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of initial total solid concentration. **Bioresource Technology**, n.101, p. 6322–6328, 2010.

FLOR, A.; ARROJA, L.; CAPELA, I. Co-digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) e lamas secundárias (LS). VIII C Conferência Nacional de Ambiente. In: **Anais...**, Lisboa, Portugal, 2004. p. 295-296.

FOGOLARI, O. Desinfecção de lodo de tanque séptico em reator com aquecimento solar. 2011. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

FORESTI, E.; FLORENCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. **Fundamentos do Tratamento Anaeróbio**. In: Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: PROSAB, ABES. Cap. 2, pp. 2952, 1999.

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

GAVALA, H. N.; YENAL, U.; SKIADAS, I. V.; WESTERMANN, P.; AHRING, B. K. Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge: effect of pre-treatment at elevated temperature. **Water Research**, n.37, p.4561-4572, 2003.

GE H.; JENSEN, P. D.; BATSTONE D. J. Temperature phased anaerobic digestion increases apparent hydrolysis rate for waste activated sludge. **Water Research**, n. 45; p. 1597-1606. 2011.

GENDEBIAN, A. **Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land** – Final Report. Belgium: Milieu Ltd., 2010. 266p.

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey; 188p., 2003.

GOMÉZ, X.; CUETOS, M.J.; PRIETO, J.I.; MORÁN, A. Bio-hydrogen production from waste fermentation: mixing and static conditions. **Renewable Energy**, n. 34, p. 970–975, 2009.

GONÇALVES, M. C. **A questão dos lodos produzidos nas ETEs na RMSP**. SABESP - slides. Col. Outubro, 2007. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/noticentro/2007/10/sabesp.pdf>>. Acesso em: 29.jan.2010.

GHOSH, S.; BUOY, K.; DRESSEL, L.; MILLER, T.; WILCOX, G.; LOOS, D. Pilot-scale and full-scale 2-phase anaerobic-digestion of municipal sludge. **Water Environment Research**, n.67, p. 206-214, 1995.

GRIFFIN, M.; MCMAHON, K D.; MACKIE, R.; RASKIN, LUTGARDE. Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. **Biotechnology and Bioengineering**, vol. 57, no. 3, February 5, 1998.

HOFFMANN, H.; BENTO, A.P.; PHILIPPI, L.S.; BELLI FILHO, P. Utilização da imagem microscópica na avaliação das condições de operação – uma aplicação da experiência da Alemanha em estações de tratamento de esgotos do Brasil. In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...**, João Pessoa, Paraíba, 2001. 9p.

HOFFMANN, H. Caracterização do funcionamento de ETE de tipo lodo ativado via imagem microscópica - estudo na região da Grande Florianópolis. In: XI Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...**, Natal, Rio Grande do Norte, 2004. 8p.

HORIUCHI, J.-I.; SHIMIZU, T.; TADA, K.; KANNO, T.; KOBAYASHI, M. Selective production of organic acids in anaerobic

acid reactor by pH control. *Bioresource Technology*, n. 82, p. 209–213, 2002.

IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Ministério das Cidades, Instituto Nacional de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 219 p. 2008.

IGONI, A. H.; AYOTAMUNO, M.J.; EZE, C.L.; OGAJI, S.O.T.; PROBERT, S.D. Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. ***Applied Energy***. n.85, p. 430-438. 2008.

JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. ABES, 4ª edição, Rio de Janeiro, 932p. 2005.

KESHTKAR, A.; GHAFORIAN, H.; ABOLHAMD, G.; MEYSSAMI, B. Dynamic simulation of cyclic batch anaerobic digestion of cattle manure. ***Bioresource Technology***, n.80, p.9-17, 2001.

KHANAL, S.K. **Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and application**. 308p. 2008.

KIM, M.; AHN, Y.-H; SPEECE, R.E. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digestion; mesophilic vs. Thermophilic. ***Water research***. n. 36, p. 4369-4385, 2002.

KIVAISI, A.K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. ***Ecological Engineering***, n. 16, p. 545-560, 2001.

KIYOHARA, Y.; MIYAHARA, T.; MIZUNO, O.; NOIKE, T.; ONO, K. A comparative study of thermophilic and mesophilic sludge digestion. ***Journal of the Institution of Water & Environmental Management***, v. 12, n. 2, p. 150–154, 2000.

KRAKAT, N.; SCHMIDT, S.; SCHERER, P. Potential impact of process parameters upon the bacterial diversity in the mesophilic anaerobic digestion of beet silage. ***Bioresource Technology***, doi:10.1016/j.biortech.2011.02.108. 2011.

KYMÄLÄINEN, M.; LÄHDE, K.; ARNOLD, M.; KUROLA, J.M.; ROMANTSCHUK, M.; KAUTOLA, H. Biogasification of biowaste and

sewage sludge e measurement of biogas quality. **Journal of Environmental Management**, 2011, doi:10.1016/j.jenvman.2011.01.003.

LA FARGE, B., **Le Biogaz** – Procédés de fermentation méthanique. Paris, 1995.

LeBLANC, R.J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R.P. **Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving Forward the Sustainable and Welcome Uses of a Global Resource**. 2008. 632p. United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT).

LEE, I. & RITTMANN, B. E. Effect of low solids retention time and focused pulsed pre-treatment on anaerobic digestion of waste activated sludge. **Bioresource Technology**, n. 102, p. 2542-2548, 2011.

LEE, Y-W & CHUNG, J. **Bioproduction of hydrogen from food waste by pilot-scale combined hydrogen/methane fermentation**. International Journal of Hydrogen Energy, n. 35, p. 11746-11755. 2010.

LI, Y.Y., NOIKE, T. Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment. **Water Science Technology**, n.26, p. 857–866. 1992.

LOMANS, B. P.; VAN DER DRIFT, C.; POL, A.; OP DEN CAMP, H. J.M. Microbial cycling of volatile organic sulfur compounds. **Cellular and Molecular Life Sciences**. n, 59, p. 575–588, 2002.

LOUZADA, A. G. Avaliação da atividade metanogênica específica de lodos com condicionamento hidrolítico provenientes do sistema UASB + BFs. 2006, 145f.Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

LUOSTARINEN, S.; LUSTE, S.; SILLANPÄÄ, M. Increased biogas production at wastewater treatment plants through co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge from a meat processing plant. **Bioresource Technology**, n. 100, p. 79–85, 2009.

LYKIDIS, A.; CHEN, C.-L.; TRINGE, S. G.; MCHARDY, A. C.; COPELAND, A.; KYRPIDES, N. C.; HUGENHOLTZ, P.; MACARIE, H.; OLMOS, A.; MONROY, O.; LIU, W.-T. Multiple syntrophic

interactions in a terephthalate-degrading methanogenic consortium. **The ISME Journal**, n. 5, p. 122-130. 2011.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. **Brock Biology of Microorganisms**. 8th ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1996.

MAHARAJ, I.; ELEFSINIOTIS, P. The role of HRT and low temperature on the acid-phase anaerobic digestion of municipal and industrial wastewaters. **Bioresource Technology**, n.76, p. 191-197, 2001.

MALINA Jr., J. & POHLAND, F.G. Design of anaerobic process for the treatment of industrial and municipal wastes. In: **Water quality management library**. v.7, 213p. 1992.

MALTA, T. S. Aplicação de lodos de estações de tratamento de esgotos na agricultura: estudo do caso do município de Rio das Ostras – RJ.2001, 68f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Sanitária e Saúde Pública) – Fundação Oswaldo Cruz/ENSP, Rio de Janeiro, 2001.

MANZOCHI, C.I.S. Logística para tratamento e disposição final de lodos de ETE's visando reciclagem agrícola. 2008. 331f. **Tese** (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

MATHIOUDAKIS, V.L.; KAPAGIANNIDIS, A.G.; ATHANASOULIA, E.; DIAMANTIS, V.I.; MELIDIS, P.; AIVASIDIS, A. Extended dewatering of sewage sludge in solar drying plants. **Desalination**. n.248, p. 733-739. 2009.

MAYER, F.; ADAM, C.; NOO, A.; GUIGNARD, C.; HOFFMANN, L.; DELFOSSE, P. Monitoring volatile fatty acid production during mesophilic anaerobic digestion exposed to increasing feeding rates. Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste. **Proceedings**..., Venice, Italy, 2010.

MECHICHI, T. & SAYADI, S. Evaluating process imbalance of anaerobic digestion of olive mill wastewaters. **Process Biochemistry**, n. 40, p. 139–145, 2005.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4.ed. New York: McGraw-Hill, 1819 p. 2003.

MIRON, Y.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B. M; LETTINGA, G. The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids, carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR systems. **Water Research**, v. 34, n. 5, p. 1705-1713, 2000.

MORAES, L. M. Avaliação da biodegradabilidade de lodos de esgotos provenientes de reatores anaeróbios seqüenciais. 2005, 183f. **Tese** (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, 2005.

MORAES, L. M.; PAULA JÚNIOR, D. R. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. **Revista Engenharia Agrícola**. v.24, n. 2 (mai/ago), p. 445-454, 2004.

MORIN, P.; MARCOS, B.; MORESOLI, C.; LAFLAMME, C. B. Economic and environmental assessment on the energetic valorization of organic material for a municipality in Quebec, Canada. **Applied Energy**. n. 83, p. 275-283, 2010.,

MRAYYAN, B.; HAMDY, M. R. Management approaches to integrated solid waste in industrialized zones in Jordan: A case of Zarqa City. **Waste Management**, n. 6, p. 195-205, 2006.

NAH, I. W.; KANG, Y. W.; HWANG, K.-Y.; SONG, W.-K. Mechanical pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process. **Water Research**. v. 34, n. 8, p. 2362-2368, 2000.

NAJAFPOUR, G.D.; ZINATIZADEH, A.A.L.; MOHAMED, A.R.; ISA, M. HASNAIN; NASROLLAHZADEH, H. High-rate anaerobic digestion of palm oil mill effluent in an upflow anaerobic sludge-fixed film bioreactor. **Process Biochemistry**, n. 41, p. 370–379, 2006.

NGES, I. A. & LIU, J. Effects of solid retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage sludge in mesophilic and thermophilic conditions. **Renewable Energy**, n. 35; p. 2200-2206. 2010.

NICHOLS, C. E. Overview of anaerobic digestion Technologies in Europe. **Biocycle**. v.45, n.1, p 47-53, 2004.

NUVOLARI, A. (Coord.). **Esgoto sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. São Paulo: Edgard Blücher. p. 227-380; 2003.

OH, S. T. & MARTIN, A D. Long chain fatty acids degradation in anaerobic digester: thermodynamic equilibrium consideration. **Process Biochemistry**, n. 45, p.335-345, 2010.

OROPEZA, M. R.; ORTIZ, P. C.; CHARLESTON, S. O.; ROBLES, A. Digestión anaerobia mesofílica y termofílica de lodos biológicos de desecho y lodos de tratamiento primario avanzado. Puesta en marcha del proceso. **Memorias técnicas da Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales**; AIDIS. 15p. 2000.

PARAMESWARAN, Prathap; ZHANG, Husen; TORRES, César I.; RITTMANN, Bruce E. Microbial community structure in a biofilm anode fed with a fermentable substrate: the significance of hydrogen scavengers. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 105, n. 1 January, p. 69-78. 2010.

PARKING, Gene F. & OWEN, William F. Fundamentals of anaerobic digestion. **Journal of Environmental Engineering**, v. 112, n. 5, p. 867-920, 1986.

PAVLOSTATHIS, S. G.; GOSSETT, J. M. Preliminary conversion mechanisms in anaerobic digestion of biological sludges. **Journal of Environmental Engineering**, v. 114, n.. 3, p. 575-592, June, 1988.

PELCZAR JR., J.M.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, Noel R. **Microbiologia**: conceitos e aplicações. v.1, 2ª ed., São Paulo: Makron Books, 1997.

PINTO, R. de O. Avaliação da digestão anaeróbia na bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, lodos de tanques sépticos, dejetos suínos e lixiviado. 2006. 233f. **Tese** (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

PLUGGE, C.M.; Van LIER, J.B.; STAMS, A.J.M. In: SPRINGER. **Microbes at work: from wastes to resources**. New York, 2010, p. 59-68.

POLONCARZOVA, M.; VEJRAZKA, J.; VESELY, V.; IZAK, P. Effective purification of biogas by a condensing-liquid membrane. **Angewandte Chemie International Edition**, n. 50, p. 669-671, 2011.

Qasim, S. R. **Wastewater Treatment Plants – Planning, Design and Operation**. Technomic Publishing Co., Inc, 1999.

RAINES, R.T. & BINDER, J.B. Fermentable sugars by chemical hydrolysis of biomass. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. n.10, v.107 March 9, p.4516-4521, 2010.

RAJAGOPAL, R; BÉLINE, F. Anaerobic hydrolysis and acidification of organic substrates: determination of anaerobic hydrolytic potential. **Bioresource Technology**, n.102, p. 5653–5658, 2011.

RAJESHWARI, K.V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A.; LATA, KUSUM; KISHORE, V.V.N. State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, n. 4, p. 135-156, 2000.

REICHERT, G. A. Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. In: **Anais...** Campo Grande, MS. 2005.

ROBERTS, R.; DAVIES, W. J.; FORSTER, C. F. Two-stage, thermophilic-mesophilic anaerobic digestion of sewage sludge. **Trans IChemE**. v. 77, part B, March, p.93-97. 1999.

ROCHA, Maria Aparecida Guilherme. Estudos da atividade metanogênica de lodos e da biodegradabilidade anaeróbia de efluentes de indústrias de bebidas. 2003, 130f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia civil) - Universidade Federal de Pernambuco, UFPE, Recife, 2003.

ROSS, C. C.; DRAKE, T. J.; WALSH, J. L. **Handbook of biogas utilization**. 2.ed. Atlanta: U.S. Department of Energy, 1996. 2p.

RUBIO-LOZA, L.A & NOYOLA A. (2010). Two-phase (acidogenic-methanogenic) anaerobic thermophilic/mesophilic digestion system for producing Class A biosolids from municipal sludge. **Bioresource Technology**, n.101, p.576–585, 2010.

SCALES, P.J.; LESTER, D.; DIXON, D.R. Thickening. In: SPINOSA, L.; VESILIND P.A. **Sludge into biosolids**. UK: IWA Publishing, p. 223-241, 2001.

SOARES, H. M.; HIRATA, T. S. Práticas de laboratório. In: **IV Curso de tratamento biológico de resíduos**,3, Florianópolis: CBAB, MCT/CNPq, CPGEQ/UFSC, CDB, 23pp. 1997.

SONG Y.-C.; KWON S.-J. e WOO J.-H. Mesophilic and thermophilic temperature co-phase anaerobic digestion compared with single-stage mesophilic- and thermophilic digestion of sewage sludge. **Water Research**, n. 38, p.1653-1662. 2004.

SPEECE R.E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Archea Press, Tennessee, 1996.

SPINOSA, L.; VESILIND, P.A. **Sludge into biosolids: processing, disposal, utilization**. IWA Publishing, 2001.

STAFFORD, D. A. The effects of mixing and volatile fatty acid concentrations on anaerobic digester performance. **Biomass**, January, v.2, p. 43-55, 1982.

STROOT, P. G.; McMAHON, K. D.; MACKIE, R.; RASKIN, L. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions. **Water Research**. v. 35, n. 7, p. 1804–1816, 2001.

SULAIMAN, A.; HASSAN, M. A.; SHIRAIY.; ABD-AZIZ, S.; TABATABAEI, M.; BUSU, Z.; YACOB, S. The effect of mixing on methane production in a semi-commercial closed digester tank treating palm oil mill effluent. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v.3, n.3, p. 1577-1583, 2009.

SUNG, S. & LIU, T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere**, n. 53, p.43–52, 2003.

SUNTTI, C. Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas. 2010. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

SUNTTI, C.; MAGRI, M. E.; VOLTOLINI, C. A.; SERGIO, D. Z.; PHILIPPI, L. S. Tratamento de lodo em filtros plantados com macrófitas. X Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2010, Maceió-AL. **Anais...** ABES: Rio de Janeiro, 2009. CD-ROM.

TAJARUDIN, H.A.; ASAARI, F.A.H.; ISA, M.H.; AYOB, A.; SABIANI, N.H. Effect of butyric acid on biogas production and correlation of methane production with chemical oxygen demand in anaerobic digestion of food waste. Prosiding Kebangsaan Awam'07. In: **Proceeding...**, Langkawi, Kedah, 2007.

TAKEMOTO, S.Y. Pré-tratamento de lodos biológicos gerados nos processos de lodos ativados para o aumento da sua biodegradabilidade através de hidrólises enzimáticas, térmicas e alcalinas. 2006. 242f. **Tese** (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

TAMANINI, C.R.; MOTTA, A.C.V.; ANDREOLI, C.V.; DOETZER, B.H. Land Reclamation Recovery with the Sewage Sludge Use. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 4 July-Aug: p.843-855, 2008.

TOMEI, M.C.; BRAGUGLIA, C.M.; MININNI, G. Anaerobic degradation kinetics of particulate organic matter in untreated and sonicated sewage sludge: role of the inoculum. **Bioresource Technology**. n. 99, p. 6119-6126. 2008.

TURONSKIY, I.S. & MATHAI, P.K. **Wastewater sludge processing**. New Jersey: Wiley Interscience, 2006. 354p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Process design manual for sludge treatment and disposal**. Cincinnati, Ohio, U.S.A., 1979.

Van HAANDEL, A. & LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente.** Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, PB, 1994.

VANDEVIVERE P.; DE BAERE L.; VERSTRAETE W. Types of anaerobic digesters for solid wastes. In: **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste.** IWA. 336p. 2002.

VINDIS, P.; MURSEC, B.; JANZEKOVIC, M.; CUS, F. The impact of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion on biogas production. **Journal of Achievements in Materials and Manufacturing Engineering.** v.36, 2ª ed., October, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 3 ed. v.1 Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 452p; 2005.

WANG Z., WANG W., ZHANG X. AND ZHANG G. Digestion of thermally hydrolyzed sewage sludge by anaerobic sequencing batch reactor. **Journal of Hazardous Materials,** n. 162, p. 799–803, 2009.

WANG, Q.; KUNINOBU, M.; OGAWA, H.I; KATO, Y. Degradation of volatile fatty acids in highly efficient anaerobic digestion. **Biomass and Bioenergy,** n.16, p. 407–416, 1999.

WEI, L.-L.; ZHAO, Q.-L.; HU K.; LEE, D.-J.; XIE C.-M. e JIANG, J.-Q. Extracellular biological organic matters in sewage sludge during mesophilic digestion at reduced hydraulic retention time. **Water Research,** n. 45, p. 1472-1480, 2011.

WEI, L.-L.; ZHAO, Q.-L.; HU, K.; LEE, D.-J.; XIE, C.-M; JIANG, J.-Q. Extracellular biological organic matters in sewage sludge during mesophilic digestion at reduced hydraulic retention time. **Water Research,** n. 45, p. 1472-1480, 2011.

YUAN,Q.; SPARLING, R.; OLESZKIEWICZ, J.A. VFA generation from waste activated sludge: Effect of temperature and mixing. **Chemosphere,** n. 82, p. 603–607, 2011.

ZENGH, H.; O’SULLIVAN, C.; MEREDDY, R.; ZENG, R. J.; DUKE, M.; CLARKE, W. Production of bio-hydrogen using a membrane

anaerobic reactor: limitations due to diffusion. Environmental Research Event. In: **Proceedings...**, Noosa, QLD, 2009.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela de acompanhamento do ensaio de bioestabilidade do lodo adensado

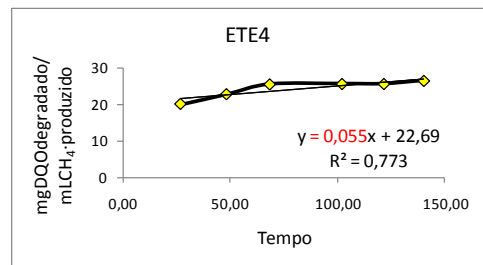
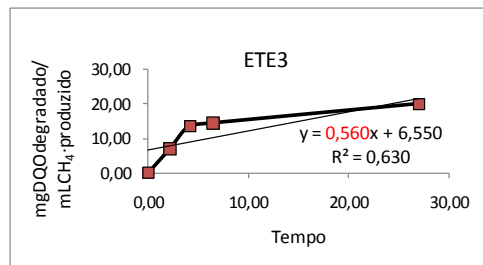
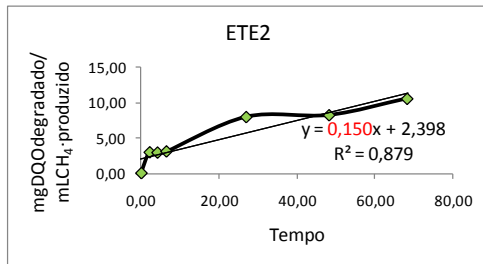
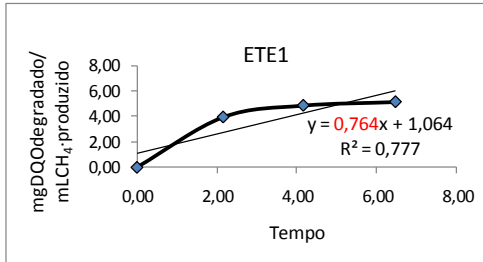
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
LABORATÓRIO DE EFLUENTES LÍQUIDOS E GASOSOS - LABEFLU
TESTE DE BIOESTABILIDADE DE LODO ADENSADO
RESPONSÁVEIS: WANDERLI LEITE / PAULO BELLI FILHO



Tempo acumulado do ensaio (h)	Volume de CH ₄ acumulado (mL)			FCH ₄ (LCH ₄ ·gSTV _{adicionado})		
	A/M = 0,3	A/M=1,0	A/M=3,0	A/M=0,3	A/M=1,0	A/M=3,0
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2	1,35	0,41	0,00	0,02	0,01	0,00
4	1,35	0,41	6,08	0,02	0,01	0,08
20	2,28	0,40	149,50	0,03	0,01	1,99
29	2,26	0,40	263,19	0,03	0,01	3,51
45	2,28	0,40	386,20	0,03	0,01	5,15
53	4,02	0,40	392,23	0,05	0,01	5,23
70	4,02	0,80	473,00	0,05	0,01	6,31
93	5,12	0,82	491,69	0,07	0,01	6,56
125	5,12	0,82	491,69	0,07	0,01	6,56
149	5,07	0,81	487,28	0,07	0,01	6,50
174	4,98	0,80	478,79	0,07	0,01	6,38
195	4,98	0,80	478,79	0,07	0,01	6,38
237	5,12	0,82	492,10	0,07	0,01	6,56
244	5,12	0,82	492,10	0,07	0,01	6,56
291	8,56	1,59	478,79	0,11	0,02	6,38
318	8,80	1,64	492,10	0,12	0,02	6,56
341	9,62	2,05	492,10	0,13	0,03	6,56
382	10,57	2,05	492,10	0,14	0,03	6,56
413	15,54	5,65	489,11	0,21	0,08	6,52
429	16,31	5,93	513,32	0,22	0,08	6,84
460	20,53	8,18	501,10	0,27	0,11	6,68
500	26,43	9,33	501,88	0,35	0,12	6,69
533	30,08	10,64	509,29	0,40	0,14	6,79
601	36,29	10,64	513,99	0,48	0,14	6,85
644	37,45	10,54	581,58	0,50	0,14	7,75
726	53,35	25,08	586,10	0,71	0,33	7,81
797	61,58	31,85	587,69	0,82	0,42	7,84
1014	79,94	31,55	582,19	1,07	0,42	7,76
1109	89,09	36,50	600,64	1,19	0,49	8,01
1184	97,94	42,15	606,48	1,31	0,56	8,09
1295	107,88	50,29	602,26	1,44	0,67	8,03
1388	116,69	55,19	618,52	1,56	0,74	8,25

APÊNDICE B

Curvas de degradação da DQO em função do volume de CH₄ produzido desenvolvidos no teste AME dos inóculos anaeróbios.



APÊNDICE C

Tabela de acompanhamento do digestor de lodo relativamente aos ST, STF, STV.

Data	Dia acumulado	COV	Lodo bruto			Efluente digerido		
			ST	STF	STV	ST	STF	STV
		KgSTV·m ⁻³ ·d ⁻¹	g·L ⁻¹			g·L ⁻¹		
19/8	1	0,50	26,51	7,51	19,00	3,59	2,82	0,77
23/8	5	0,50	25,81	6,33	19,48	5,23	2,98	2,25
26/8	8	0,50	25,51	6,22	19,29	16,14	5,69	10,45
2/9	15	0,50	29,71	6,98	22,73	24,67	6,32	18,36
6/9	19	0,50	24,00	5,90	18,00	14,99	5,25	9,00
9/9	22	0,50	22,84	5,34	17,50	6,66	2,99	3,67
13/9	26	0,50	21,48	4,92	16,56	15,35	4,36	10,99
16/9	29	0,50	21,47	4,73	16,74	11,09	2,92	8,17
20/9	33	0,50	20,89	4,72	16,16	8,83	3,20	5,63
23/9	36	0,50	22,66	5,18	17,47	9,92	3,43	6,50
27/9	40	0,50	27,82	6,93	20,89	18,41	5,69	12,72
30/9	43	0,50	29,51	7,24	22,27	7,36	2,96	4,40
4/10	47	1,00	28,34	6,84	21,50	10,09	3,44	6,65
8/10	51	1,00	25,35	6,11	19,25	11,91	3,67	8,23
11/10	54	1,00	26,29	9,31	16,97	14,81	4,64	10,17
15/10	58	1,00	27,81	6,96	20,85	5,37	2,42	2,95
18/10	61	1,00	22,95	5,88	17,07	6,68	2,66	4,02
20/10	63	1,00	23,25	5,89	17,36	8,34	3,49	4,86
25/10	68	1,50	17,57	5,60	11,97	15,12	5,10	10,02
29/10	72	1,50	21,14	6,34	14,81	11,75	4,12	7,63
5/11	79	1,50	27,25	7,04	20,20	16,44	4,74	11,70
8/11	82	2,50	23,60	6,11	17,49	22,39	5,99	16,40
12/11	86	2,50	20,75	5,49	15,27	15,20	4,63	10,57
16/11	90	2,50	24,07	5,92	18,02	15,61	4,36	11,24
19/11	93	2,50	23,56	5,75	17,99	8,23	2,98	5,25
22/11	96	2,50	22,14	5,54	16,60	7,29	2,52	4,77
26/11	100	2,50	20,44	5,15	15,29	6,38	2,36	4,02
6/12	110	2,50	20,28	5,17	15,11	5,11	2,07	3,04
10/12	114	3,50	14,95	7,43	7,52	9,63	4,39	5,24
17/12	121	3,50	18,25	6,01	11,44	3,20	1,55	1,65
20/12	124	3,50	25,21	6,89	18,32	9,73	3,40	6,33
27/12	131	3,50	22,90	5,67	17,23	15,74	4,95	10,79
3/1	138	3,50	24,16	6,44	17,71	14,68	4,58	10,10
6/1	141	4,50	22,42	6,38	16,04	4,34	1,77	2,57
10/1	145	4,50	20,89	5,64	15,24	9,82	3,34	6,48
13/1	148	4,50	19,64	5,75	13,72	13,55	4,44	9,11
17/1	152	4,50	19,17	5,29	14,00	15,14	4,44	10,69
20/1	155	4,50	16,65	6,03	11,12	15,34	5,58	9,76
3/2	169	2,00	24,58	8,36	16,21	22,22	7,81	14,41
7/2	173	2,00	27,99	9,14	18,85	24,63	8,92	15,70
10/2	176	2,00	24,53	7,43	17,11	22,93	7,85	15,08
14/2	180	2,00	23,00	6,00	17,00	22,81	9,54	13,27

APÊNDICE D

Tabela de acompanhamento do digestor de lodo quanto à DQO

Data	Dias	COV	DQO lodo bruto		DQO lodo digerido efluente	
			g·L ⁻¹	g·d ⁻¹	g·L ⁻¹	g·d ⁻¹
19/8	1	0,5	36,9	78,3	4,3	9,0
23/8	5	0,5	33,1	70,1	5,8	12,3
26/8	8	0,5	33,9	71,8	20,4	43,3
2/9	15	0,5	38,7	82,0	30,8	65,2
6/9	19	0,5	30,0	63,6	13,7	29,0
9/9	22	0,5	24,6	52,1	4,3	9,0
13/9	26	0,5	25,7	54,6	17,4	36,9
16/9	29	0,5	27,5	58,4	12,4	26,3
20/9	33	0,5	25,2	53,4	9,5	20,0
23/9	36	0,5	26,7	56,5	9,7	20,5
27/9	40	0,5	30,3	64,3	10,0	21,2
30/9	43	0,5	33,5	71,0	7,2	15,2
4/10	47	1,0	37,0	155,4	8,9	37,2
8/10	51	1,0	32,2	135,1	11,9	50,1
11/10	54	1,0	24,3	102,0	14,4	60,4
15/10	58	1,0	34,7	145,9	6,2	26,2
18/10	61	1,0	35,5	149,3	7,4	31,1
20/10	63	1,0	22,9	96,3	16,6	69,7
25/10	68	1,5	32,3	203,6	27,1	170,4
29/10	72	1,5	29,1	183,4	13,1	82,7
5/11	79	1,5	38,5	242,8	16,4	103,3
8/11	82	2,5	28,0	296,8	22,0	233,6
12/11	86	2,5	22,5	238,9	15,6	165,5
16/11	90	2,5	30,7	325,6	20,7	219,1
19/11	93	2,5	35,7	378,7	8,9	94,3
22/11	96	2,5	19,1	202,6	3,8	40,0
26/11	100	2,5	24,0	254,8	6,4	67,9
6/12	110	2,5	19,3	204,5	3,6	38,0
10/12	114	3,5	17,1	252,5	7,7	114,2
13/12	117	3,5	24,8	367,5	18,0	266,7
17/12	121	3,5	25,1	372,1	3,4	49,8
20/12	124	3,5	35,9	531,9	9,8	145,0
23/12	127	3,5	15,7	232,1	9,1	135,1
27/12	131	3,5	24,7	365,7	12,1	179,2
3/1	138	3,5	26,5	391,5	16,3	241,1
6/1	141	4,5	25,3	482,5	6,4	123,2
10/1	145	4,5	19,6	373,7	9,3	176,9
13/1	148	4,5	19,4	370,9	14,2	271,1
17/1	152	4,5	22,0	419,3	17,5	334,3
20/1	155	4,5	24,9	474,7	19,5	373,1
3/2	169	2,0	23,2	244,0	21,0	220,0
7/2	173	2,0	27,1	284,9	26,1	274,1
10/2	176	2,0	22,6	236,8	15,1	158,5
14/2	180	2,0	11,8	124,1	21,8	229,1

APÊNDICE E

Avaliação individual de cada ácido orgânico volátil presente nas amostras do lodo digerido

