



Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Pesquisas Hidráulicas
Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental



**PRÉ-TRATAMENTO DO EXCESSO DE LODO ATIVADO VISANDO POSTERIOR
ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA**
Estudo de caso: Efluente da produção de gelatina

Dissertação de Mestrado

Diego Altieri da Silveira

Porto Alegre, julho de 2007

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**PRÉ-TRATAMENTO DO EXCESSO DE LODO ATIVADO VISANDO POSTERIOR
ESTABILIZAÇÃO ANAERÓBIA**
Estudo de caso: Efluente da produção de gelatina

Diego Altieri da Silveira

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Luiz Olinto Monteggia

Co-orientador: Luis Alcides Schiavo Miranda

Banca Examinadora

Prof. Dr. Mario Takayuki Kato	Depto. de Engenharia Civil/UFPE
Prof. Dr. Lademir Luiz Beal	Depto. de Engenharia Química/UCS
Prof. Dr. Dieter Wartchow	Depto. de Obras Hidráulicas/IPH-UFRGS

Porto Alegre, julho de 2007

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que de alguma forma estiveram presentes ou ajudaram no desenvolvimento deste trabalho, em especial aos professores Luiz Olinto Monteggia e Luis Alcides Schiavo Miranda pela orientação, apoio e amizade.

RESUMO

Este trabalho tem como objetivo estudar a utilização das tecnologias de lise alcalina utilizando hidróxido de sódio como reagente químico e lise térmica utilizando temperaturas de 60 °C, 90 °C e 120 °C no pré-tratamento do excesso de lodo ativado gerado em uma indústria produtora de gelatina. Procurou-se obter a melhor eficiência na solubilização de matéria orgânica, avaliar a eficiência na degradação anaeróbia do lodo lisado, e propor a utilização da metodologia desenvolvida como pré-teste de curta duração na avaliação e escolha de tecnologias utilizadas no pré-tratamento de lodo.

A metodologia está subdividida em duas etapas: (a) o estudo da utilização de tecnologias de lise forçada, alcalina e térmica, do excesso de lodo ativado; e (b) a avaliação da degradação anaeróbia do excesso de lodo lisado.

No estudo da lise alcalina, testou-se o efeito da solubilização na matéria orgânica utilizando as concentrações de hidróxido de sódio de 20, 30, 40, 50, 60 e 80 meq/L. Verificou-se também a influência do pH na solubilização do lodo. No estudo da lise térmica, verificou-se o efeito as temperaturas de 60°C, 90°C e 120°C no aumento da solubilização do excesso de lodo. Utilizaram-se estas temperaturas com o objetivo de comparar o efeito da lise em reatores abertos operados em pressão atmosférica (60°C e 90°C) com reatores que operam em pressão superior a atmosférica (120°C).

Utilizou-se o teste de AME com objetivo de verificar o potencial de degradação anaeróbia do excesso de lodo aeróbio bruto e pré-tratado química e termicamente. Os testes foram realizados com o auxílio do respirômetro anaeróbio. Diferente do teste de AME convencional, que utiliza acetato de sódio como substrato, em cada rodada do teste utilizaram-se diferentes tipos de substrato: (a) lodo tratado quimicamente com pH 11; (b) lodo tratado termicamente com temperatura de 90°C; e (c) lodo tratado termicamente com temperatura de 120°C. Utilizaram-se também duas concentrações de biomassa bacteriana, 6.000 mg/L e 8.000 mg/L de SVT. Em todos os testes comparou-se a produção de metano e a AME obtida pela biodegradação do lodo bruto com a obtida pela biodegradação do lodo lisado.

Na lise alcalina a dosagem de 80 meq/L apresentou solubilização de 40,60%, sendo este o melhor resultado entre as dosagens utilizadas, entretanto, com a dosagem de 60 meq/L, obteve-se maior rendimento na solubilização da matéria orgânica com menor consumo de reagente. O melhor resultado na solubilização da matéria orgânica para diferentes valores de pH, com relação $DQO_{\text{solúvel}}/DQO_{\text{total}}$ foi de 41,10%, obtido em pH 12, porém, não se

verificou diferença significativa entre a solubilização gerada em pH 11 (solubilização de 33,96%) e pH 12. Desta forma, a utilização do pH 11 na solubilização da matéria orgânica apresenta maior viabilidade econômica.

A lise térmica a 120°C por 30 minutos apresentou o melhor resultado de solubilização, com relação $DQO_{\text{solúvel}}/DQO_{\text{total}}$ de 49,73%. As lises a 60°C e 90°C apresentaram solubilização de 17,05% e 28,01%, respectivamente.

No teste de AME observou-se que com a utilização de lodo lisado como substrato obteve-se aumento no volume de metano produzido. O maior valor na AME, 8,44 mg DQO/g SVT.h, ocorreu quando o excesso de lodo ativado foi lisado termicamente a 120°C. Observou-se também que o aumento do volume de metano foi superior a três vezes obtido pela lise química e pela lise térmica a 90°C e superior a quatro vezes na lise térmica a 120°C, confirmando o aumento da biodegradabilidade após pré-tratamentos térmico e químico.

A avaliação da AME provê uma medida direta e confiável da biometanização obtida pelos tratamentos químico e térmico do excesso de lodo ativado.

ABSTRACT

This work has as objective to study the utilization of the alkaline lysis technologies using sodium hydroxide as chemical reagent and thermal lysis using temperatures of 60°C, 90°C e 120°C in the pre-treatment of the excess of activated sludge generated in a gelatin manufacturing treatment plant. It was proposed to obtain the better efficiency in the solubility of organic matter, to evaluate the efficiency of anaerobic degradation of the pre-treated sludge, and propose the utilization of the developed methodology as a short time pre-test in the evaluation and selection of technologies utilized in the pre-treatment of the sludge.

The methodology is subdivided in two steps: (a) the study of the utilization of the forced lysis technologies, alkaline and thermal, of the excess of activated sludge; and (b) the evaluation of the anaerobic degradation of the pre-treated sludge.

In the study of the alkaline lysis, a solubility of organic material effect was tried using the concentrations of the sodium hydroxide of 20, 30, 40, 50, 60 e 80 meq/L. The influence of the pH in the solubility of the sludge was also verified. In the study of the thermal lysis, the effect of the temperatures 60°C, 90°C e 120°C was verified in the increase of the solubility of the excess of sludge. These temperatures were used with the objective of comparing the effect of the lysis in open reactors operated in atmospheric pressure (60°C e 90°C) with reactors that operate in pressure higher than the atmospheric pressure (120°C).

SMA test was utilized to verify the potential of anaerobic degradation of the excess of raw aerobic sludge and sludge pre-treated chemically and thermally. The tests were held with the help of an anaerobic respirometer. Different from the SMA conventional test, that uses sodium acetate as substrate, in each round of the test, different types of substrate were used: (a) sludge treated chemically with pH 11; (b) sludge treated thermally under temperature 90°C; and (c) sludge treated thermally with temperature of 120°C. Two concentrations of biomass were used, 6,000 mg/L e 8,000 mg/L of TVS. In all tests the production of methane and the SMA obtained by the biodegradation of raw sludge was compared to the production obtained by the biodegradation of the pre-treated sludge.

In the alkaline lysis the dosage of 80 meq/L showed solubility of 40.60%, this being the best result among used dosages, although, with the dosage of 60 meq/L, a greater response was obtained with the solubilization of the organic matter with less consumption of reagent.

The best result in solubility of organic matter for different values of pH, relating to $\text{COD}_{\text{soluble}}/\text{COD}_{\text{total}}$ of 41.10%, was obtained using pH 12, therefore, a significative difference was not verified between the solubility generated by the pH 11 (solubility of 33.96%) and pH 12. This way, the utilization of pH 11 in solubility of the organic matter presents a higher economic viability.

The thermal lysis at 120°C for 30 minutes showed the best result in solubility, relating to $\text{COD}_{\text{soluble}}/\text{COD}_{\text{total}}$ of 49.73%. The lysis at 60°C and 90°C showed solubility of 17.05% and 28.01%, respectively.

In the SMA test, an increase in the volume of the methane produced with the use of pre-treated sludge as substrate was noted. The largest value in the SMA, 8.44 mg COD/g TVS.h, occurred when the excess of activated sludge was thermically pre-treated at 120°C. What was also noted was an increase of methane volume three times superior in the chemical lysis and the thermal lysis at 90°C and four times greater in the thermal lysis at 120°C, confirming the increase of biodegradability after the chemical and thermal pre-treatments.

The SMA evaluation provides a direct and trustworthy measure of the bi-methanation obtained through thermal and chemical treatments of the excess of activated sludge.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	I
RESUMO	II
ABSTRACT	IV
LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS	IX
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	X
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	2
2.1 PRODUÇÃO DE GELATINA	2
2.1.1 <i>A gelatina</i>	2
2.1.2 <i>Matéria-prima</i>	2
2.1.3 <i>Processo de produção</i>	3
2.1.4 <i>Características do efluente gerado na produção de gelatina</i>	5
2.2 TRATAMENTO DO EFLUENTE DA PRODUÇÃO DE GELATINA.....	6
2.2.1 <i>Tratamento primário</i>	6
2.2.2 <i>Tratamento secundário anaeróbio</i>	7
2.2.3 <i>Tratamento secundário aeróbio</i>	7
2.2.4 <i>Tratamento de fibras</i>	8
2.3 EXCESSO DE LODO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	8
2.3.1 <i>Introdução</i>	8
2.3.2 <i>Produção, tratamento e disposição final de lodos</i>	8
2.3.3 <i>Excesso de lodo ativado</i>	13
2.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	15
2.4.1 <i>Introdução</i>	15
2.4.2 <i>Microbiologia e processo da digestão anaeróbia</i>	16
2.4.3 <i>Digestão anaeróbia de efluentes complexos</i>	21
2.4.4 <i>Parâmetros de controle dos processos anaeróbios</i>	24
2.4.5 <i>Teste de atividade metanogênica</i>	33
2.5 LISE CELULAR	34
2.5.1 <i>Introdução</i>	34
2.5.2 <i>Lise química e termoquímica</i>	35
2.5.3 <i>Lise térmica</i>	38
2.5.4 <i>Lise mecânica</i>	39
2.5.5 <i>Lise biológica</i>	45
3 OBJETIVOS	47
3.1 OBJETIVO GERAL	47
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	47
3.2.1 <i>Lise alcalina</i>	47
3.2.2 <i>Lise térmica</i>	47
3.2.3 <i>Degradação anaeróbia do excesso de lodo lisado</i>	47
4 METODOLOGIA	48
4.1 INTRODUÇÃO	48
4.2 PRIMEIRA ETAPA: LISE ALCALINA E LISE TÉRMICA	48
4.2.1 <i>Fonte do lodo</i>	48
4.2.2 <i>Lise alcalina</i>	48
4.2.3 <i>Lise térmica</i>	50
4.2.4 <i>Análises realizadas</i>	53
4.3 SEGUNDA ETAPA: DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA DO EXCESSO DE LODO LISADO	54
4.3.1 <i>Teste de atividade metanogênica específica (AME)</i>	54

4.3.2	<i>Calibração do sistema</i>	60
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
5.1	FONTE DE LODO	62
5.2	LISE ALCALINA.....	63
5.2.1	<i>Lise utilizando diferentes dosagens de hidróxido de sódio</i>	63
5.2.2	<i>Lise alcalina utilizando pH como parâmetro de controle</i>	68
5.2.3	<i>Comportamento do pH do lodo devido à adição de NaOH</i>	70
5.3	LISE TÉRMICA	72
5.3.1	<i>Tempo de solubilização na lise térmica a 120°C</i>	72
5.3.2	<i>Lise térmica utilizando diferentes temperaturas</i>	73
5.4	DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA DO EXCESSO DE LODO LISADO	74
5.4.1	<i>Teste de atividade metanogênica específica (AME)</i>	74
5.4.2	<i>Utilização do teste de AME na escolha de tecnologias de pré-tratamento de lodos</i>	78
6	CONCLUSÕES	79
6.1	LISE ALCALINA.....	79
6.2	LISE TÉRMICA.....	79
6.3	DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA DO EXCESSO DE LODO LISADO	79
6.4	ESCOLHA DE TECNOLOGIAS DE PRÉ-TRATAMENTO DE LODOS	80
7	RECOMENDAÇÕES	81
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82
9	ANEXOS	89
9.1	PRODUÇÃO ACUMULADA DE METANO	89

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: FLUXOGRAMA DO PROCESSO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA PRODUÇÃO DE GELATINA.....	6
FIGURA 2: DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE UM SISTEMA DE LODOS ATIVADOS TÍPICO.....	14
FIGURA 3: ESQUEMA SIMPLIFICADO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DA MATÉRIA ORGÂNICA.	15
FIGURA 4: GRUPOS MICROBIANOS E ETAPAS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	16
FIGURA 5: SEQÜÊNCIA DE PROCESSOS PARA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODO DOMÉSTICO.	19
FIGURA 6: DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE REATORES TÍPICOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE LODOS.....	23
FIGURA 7: MOINHO DE BOLAS COM CÂMARA HORIZONTAL.....	41
FIGURA 8: CORTE DE UM HOMOGENEIZADOR DE ALTA PRESSÃO.....	43
FIGURA 9: VÁLVULAS DE HOMOGENEIZAÇÃO: STANDARD - EMPREGADO PARA EMULSÕES E DISPERSÕES; CR - CONFIGURAÇÃO FIO DE FACA; CD - CONFIGURAÇÃO PARA ROMPIMENTO CELULAR.	44
FIGURA 10: RESPIRÔMETRO ANAERÓBIO UTILIZADO NO TESTE DE AME.	55
FIGURA 11: ESQUEMA DAS CONEXÕES NA CALIBRAÇÃO DO RESPIRÔMETRO ANAERÓBIO.....	61
FIGURA 12: VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS DE CARACTERIZAÇÃO DO EXCESSO DE LODO BRUTO.....	63
FIGURA 13: AUMENTO DO pH PARA DIFERENTES DOSAGENS DE NaOH.....	65
FIGURA 14: VARIAÇÃO DA RELAÇÃO $DQO_{SOLÚVEL}/DQO_{TOTAL}$ PARA DIFERENTES DOSAGENS DE NaOH.....	66
FIGURA 15: VARIAÇÃO DO PARÂMETRO $DQO_{SOLÚVEL}$ PARA DIFERENTES DOSAGENS DE NaOH.....	66
FIGURA 16: TAXA DE SOLUBILIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM FUNÇÃO DA DOSAGEM DE NaOH.....	67
FIGURA 17: SOLUBILIZAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM FUNÇÃO DO pH.....	69
FIGURA 18: COMPARAÇÃO ENTRE A SOLUBILIZAÇÃO CAUSADA POR DIFERENTES VALORES DE pH E DOSAGEM....	70
FIGURA 19: VARIAÇÃO DO pH DEVIDO A ADIÇÃO DE NaOH.....	71
FIGURA 20: VOLUME DE METANO OBTIDO POR DIFERENTES PROCESSOS DE LISE E CONCENTRAÇÃO DE INÓCULO ANAERÓBIO.....	77
FIGURA 21: AME OBTIDA POR DIFERENTES PROCESSOS DE LISE E CONCENTRAÇÃO DE INÓCULO.....	77

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE DA PRODUÇÃO DE GELATINA	5
TABELA 2: PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DOS REATORES ANAERÓBIOS	7
TABELA 3: PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DO SISTEMA DE LODOS ATIVADOS	8
TABELA 4: PRODUÇÃO DE LODO EM DIFERENTES TIPOS DE TRATAMENTO	8
TABELA 5: CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS PRA DIFERENTES TIPOS DE LODO	10
TABELA 6: DESCRIÇÃO DE PROCESSOS DE ESTABILIZAÇÃO	11
TABELA 7: NÍVEL DE ATENUAÇÃO OBTIDO COM DIFERENTES TIPOS DE PROCESSOS DE ESTABILIZAÇÃO	11
TABELA 8: PRINCIPAIS PARÂMETROS DE PROJETO DE DIGESTORES ANAERÓBIOS DE LODOS	23
TABELA 9: VANTAGENS E DESVANTAGENS ENTRE DIGESTOR ANAERÓBIO E UASB	24
TABELA 10: FAIXAS ÓTIMAS DE pH PARA A DEGRADAÇÃO DE DIFERENTES SUBSTRATOS	26
TABELA 11: COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS BACTÉRIAS METANOGÊNICAS	30
TABELA 12: COMPOSIÇÃO TÍPICA DE CÉLULAS MICROBIANAS	30
TABELA 13: RESULTADOS DA SOLUBILIZAÇÃO DE LODO ATIVADO UTILIZANDO LISE ALCALINA	37
TABELA 14: VARIAÇÃO DA TEMPERATURA DO LODO NA CHAPA AQUECEDORA	51
TABELA 15: VOLUME DE SEMENTE, BUFFER E SUBSTRATO NOS TESTES DE AME	55
TABELA 16: CONCENTRAÇÃO DE SVT MEDIDA DURANTE O TESTE DE AME	58
TABELA 17: RESULTADO DA CALIBRAÇÃO DOS MANÔMETROS	61
TABELA 18: CARACTERIZAÇÃO DO LODO AERÓBIO ESTUDADO	62
TABELA 19: RESULTADOS DO TESTE DE LISE ALCALINA EM FUNÇÃO DA DOSAGEM DE NaOH	64
TABELA 20: RESULTADO DA LISE ALCALINA PARA DIFERENTES VALORES DE pH	69
TABELA 21: COMPORTAMENTO DO pH DEVIDO À ADIÇÃO DE NaOH	71
TABELA 22: SOLUBILIZAÇÃO A 120°C PARA DIFERENTES TEMPOS DE LISE	73
TABELA 23: SOLUBILIZAÇÃO EM 30 MINUTOS PARA DIFERENTES TEMPERATURAS DE LISE	73
TABELA 24: CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO E RESULTADO DA LISE ALCALINA E TÉRMICA	75
TABELA 25: RESULTADOS DO TESTE DE AME PARA LODO AERÓBIO BRUTO E LISADO	75

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AGV:	ácidos graxos voláteis
AME:	atividade metanogênica específica
ATAD:	digestão termofílica autotérmica
atm:	atmosfera manométrica
CBR:	contactor biológico rotatório
CNTP:	condições normais de temperatura e pressão
DBO:	demanda bioquímica de oxigênio
DNA:	ácido desoxirribonucleico
DQO:	demanda química de oxigênio
ETE:	estação de tratamento de efluentes
A/M:	relação alimento/microorganismos
Hz:	hertz
J:	joule
K:	kelvin
meq:	miliequivalente
N:	normal
RNA:	ácido ribonucléico
rpm:	rotações por minuto
SSV:	sólidos suspensos voláteis
ST:	sólidos totais
SVT:	sólidos voláteis totais
T:	temperatura
TDH:	tempo de detenção hidráulica
θ_c :	tempo de retenção celular
UASB:	upflow anaerobic sludge blanket (reator anaeróbio de manta de lodo)
W:	watt
Y:	coeficiente de produção celular

1 INTRODUÇÃO

A gestão de biosólidos e contaminantes removidos em estações de tratamento de efluentes tem sido um dos mais difíceis e caros problemas no campo da engenharia sanitária.

Na ETE da empresa produtora de gelatina objeto de estudo deste trabalho, a produção excessiva de biosólidos tem se mostrado problemática. A elevada carga orgânica aplicada ao sistema de lodos ativados (em torno de 4 kg DQO/m³.d) faz com que a geração de excesso de lodo biológico seja elevada. Este excesso de lodo foi certificado pela Fundação de Proteção do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul - FEPAM como resíduo orgânico passível de disposição no solo, permitindo sua utilização na fertilização agrícola de plantações limdeiras à empresa.

Entretanto, áreas aptas para recepção economicamente viável deste resíduo orgânico estão ficando escassas. Isto ocorre devido à possibilidade de saturação do solo por aplicação excessiva de biosólidos, sendo necessário considerar a taxa de aplicação máxima de lodo de esgoto na área em questão, o que motiva a disposição de lodos em áreas mais afastadas com o objetivo de evitar este problema.

Desta maneira, torna-se necessário tomar medidas para reduzir a produção de excesso de lodo ou propor outras formas de disposição final, pois em uma estação de tratamento de efluentes, o custo operacional do tratamento e disposição final de lodos pode atingir até 65% do custo total do tratamento (Ponezi, 2005).

Dentro desse contexto, a lise pode ser uma tecnologia promissora na minimização de lodos descartados das estações de tratamento de esgoto, particularmente nos processos com altas taxas de produção de lodo. As tecnologias hidrolíticas podem ser aplicadas com os seguintes objetivos: aumentar a solubilização da matéria orgânica presente no lodo; melhorar a eficiência de um processo subsequente de degradação biológica ou remoção/reciclagem de nutrientes; promover a desidratação do lodo; reduzir patógenos; suprimir a formação de espuma. A maior disponibilidade de produtos solubilizados pode ser, desta maneira, utilizada pelos microorganismos anaeróbios para a realização de processos diversos, inclusive com o aumento do potencial de geração de metano (Cassini *et al.*, 2003).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Produção de Gelatina

Neste capítulo serão descritos os processos de produção de gelatina e de tratamento do efluente gerado.

2.1.1 *A gelatina*

A gelatina é uma substância translúcida, incolor ou amarelada, praticamente insípida e inodora, obtida a partir de produtos animais, como ossos, pele e outras partes do tecido conectivo. A proteína (colágeno) contida nas peles e nos ossos representa a verdadeira matéria-prima para a fabricação de gelatina. É muito utilizada em alimentos, na medicina (cápsulas medicinais) e outras indústrias, tais como, revestimentos de filmes fotográficos e papéis para impressão de alta qualidade.

Gelatinas comestíveis disponíveis comercialmente possuem a seguinte composição: 84 a 90% proteína, 8 a 12% água e 2 a 4% sais minerais.

2.1.2 *Matéria-prima*

As principais matérias-primas utilizadas na produção de gelatina são:

Pele de Porco

Nos abatedouros e frigoríficos de suínos, a pele é separada a partir da camada subjacente de gordura. No transporte as peles podem estar refrigeradas ou congeladas, e, se necessário, a matéria-prima é estocada em armazéns refrigerados até a sua utilização.

Raspa de Pele de Bovina

A camada média da pele bovina é uma importante matéria-prima na produção de gelatina. Após o abate, as peles são enviadas às fábricas processadoras de peles, onde são submetidas a uma lavagem intensiva com cal ou outras soluções alcalinas para a remoção dos pelos. A pele é então separada em três camadas: camada subcutânea, junto à carne, que é retirada, camada superior, processada para couro e camada média, composta principalmente por colágeno, utilizada na produção de gelatina.

Após a recepção na fábrica, as peles são lavadas e cortadas em pequenos pedaços, seguindo para o pré-tratamento.

Ossos

Gelatinas produzidas a partir desta fonte são principalmente direcionadas para aplicações fotográficas e farmacêuticas. Para sua utilização, os ossos são primeiramente cortados em pequenos pedaços; gordura e qualquer resíduo de carne são removidos. Os ossos são desidratados, separados em faixas granulométricas e desmineralizados chegando à matéria-prima conhecida como osseína, que é utilizada na fabricação da gelatina. A desmineralização consiste em um tratamento com ácido clorídrico, a baixa temperatura, com objetivo de eliminar fosfato contido nos ossos.

2.1.3 Processo de produção

O processo de produção de gelatina se divide nas seguintes etapas:

Pré-tratamento

Nesta etapa, gordura e minerais são removidos da matéria-prima, sendo encaminhados a dois diferentes processos de pré-tratamento, ácido e alcalino.

Processo Ácido (Lavagem e Acidificação): utilizado na fabricação de gelatina Tipo A, onde peles suínas são lavadas com água fria e mergulhadas em ácido diluído (ácido sulfúrico ou clorídrico) por um período de três dias, até ocorrer o máximo entumescimento. O ácido remanescente é removido e o material novamente lavado com água fria, sendo posteriormente enviado para o processo de extração. A gelatina Tipo A é caracterizada por possuir seu ponto isoelétrico com pH entre 4,8 e 5,4. O ponto isoelétrico é o valor de pH onde uma proteína apresenta carga elétrica líquida igual a zero.

Processo Alcalino (Alcalinização): Aplica-se este processo na fabricação de gelatina Tipo B, utilizando-se pele bovina. A alcalinização tem duração de 8 a 12 semanas, depende do tratamento prévio, da natureza, tamanho e temperatura do material, onde ocorre uma transformação lenta na estrutura do colágeno. O colágeno produzido desta maneira é solúvel em água quente. A remoção de pelos é obtida pela utilização de solução de hidróxido de sódio em tanques de concreto, com revolvimento periódico e duração de nove dias. A gelatina Tipo B apresenta seu ponto isoelétrico na faixa de pH entre 8,0 e 9,0.

Extração

O colágeno é extraído da substância pré-tratada por meio de um processo de extração contínuo ou de múltiplos estágios de lavagem com água quente. As soluções obtidas nesse processo têm concentração de aproximadamente 5%.

No processo de múltiplo estágio, onde a matéria-prima passa por uma seqüência de extratores, as gelatinas obtidas nas primeiras extrações (55°C), possuem elevada força de gelificação e melhor qualidade. No processo contínuo, a água quente (60-85°C) é injetada sem interrupção dentro dos extratores e a gelatina extraída possui boa força de gelificação. A força de gelificação é a principal propriedade da gelatina e indica a capacidade de formação de géis termorreversíveis. Existe correlação entre a força de gelificação e concentração de gelatina, sendo possível, na prática, produzir qualquer firmeza necessária no gel, somente mudando-se a sua concentração.

A extração ocorre em tanques de aço inoxidável, equipados com aquecedores e controladores de temperatura.

Filtração

A solução de gelatina obtida no processo de extração passa por filtros de alta performance (filtros de terra diatomácea), que retiram resíduos de gorduras e fibras que possam estar presentes na solução.

Deionização

A solução filtrada passa por colunas contendo resinas de troca iônica, onde cálcio, sódio, resíduos de ácidos e outros sais presentes na solução são eliminados.

Concentração - Evaporação

A concentração da gelatina é feita sob vácuo, em três etapas: entrada com concentração de 5%, passa a 25% no segundo estágio e a 38% no terceiro.

Evaporadores a vácuo, de múltiplos estágios com pré-aquecimento são usados para esterilizar a solução de gelatina e ao mesmo tempo remover a água da solução diluída. Também com a finalidade de economizar energia, são empregadas membranas de ultrafiltração. A solução altamente concentrada é então submetida à filtração em placas de celulose para o polimento da gelatina e remoção de quaisquer partículas finas remanescentes.

Esterilização

A solução de gelatina é esterilizada com passagem por esterilizador de alta temperatura (130°C).

Gelificação - Resfriamento

Com o máximo de concentração alcançado, o material é lavado sob ação de frio artificial, para tomar a forma semi-sólida, sendo extrusada contra uma tela de aço inoxidável, reduzida a tamanhos menores, e distribuída uniformemente sobre uma esteira para secagem.

Secagem

A gelatina resfriada passa através de câmara de secagem dividida em zonas, onde a temperatura varia de 30°C na zona inicial até 70°C na zona final. Esta câmara possui ar filtrado, lavado, desumidificado e desinfectado e sua temperatura e umidade são controladas.

Moagem - Embalagem - Armazenamento

A gelatina é preparada para aplicações particulares ou para requerimentos específicos do cliente final. Diferentes tipos de moagem e misturas são utilizados com este propósito. Depois de passar por testes químicos, físicos e microbiológicos e ser aprovada pelo controle de qualidade, a gelatina é embalada e enviada ao cliente final.

2.1.4 Características do efluente gerado na produção de gelatina

Efluentes gerados na agroindústria possuem altos níveis de proteínas e gorduras como material solúvel e sólidos suspensos, e por essa razão necessitam de tratamento preliminar antes do tratamento biológico (Martinez et al., 1995).

O efluente proveniente da produção de gelatina é caracterizado, principalmente, pela grande quantidade de óleos e graxas presente, podendo este chegar a concentrações superiores a 800 mg/L. Estas macromoléculas são as responsáveis por instabilidade no sistema, resultando na perda de biomassa dos reatores anaeróbios (Miranda et al, 2005), causando redução na eficiência. O efluente possui pH básico, com valores entre de 8 e 10, devido ao grande volume de efluente gerado no processo de alcalinização. A alcalinidade média do efluente atinge valores na ordem de 750 mg/L CaCO₃. Outras características do efluente da produção de gelatina estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: Características do efluente da produção de gelatina

Parâmetro	Valor
pH	8 - 10
DBO ₅ (mg/L)	1.200 - 2.000
DQO (mg/L)	5.500 - 10.000
Sólidos Totais (mg/L)	6.300 - 7.500
Sólidos Fixos (mg/L)	4.800 - 5.500
Sólidos Voláteis (mg/L)	1.500 - 2.000
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	850 - 1.200
Sólidos Suspensos Fixos (mg/L)	220 - 310
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	628 - 890
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	285 - 320
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	ausente
Óleos e Graxas (mg/L)	90 - 800
Sulfeto (mg/L)	10 - 30

O consumo de água na produção de gelatina é de 240 m³ água/t gelatina, sendo que 75% a 80% desta água é encaminhada à ETE da indústria na forma de efluente líquido. Diariamente são produzidos em média 4.000 m³ de efluente.

2.2 Tratamento do efluente da produção de gelatina

Na empresa produtora de gelatina onde se realizou a pesquisa, o tratamento de efluentes está dividido nas seguintes etapas: tratamento primário, tratamento secundário anaeróbio, tratamento secundário aeróbio e tratamento de fibras. Estas etapas estão descritas abaixo e o layout da ETE está apresentado na Figura 1.

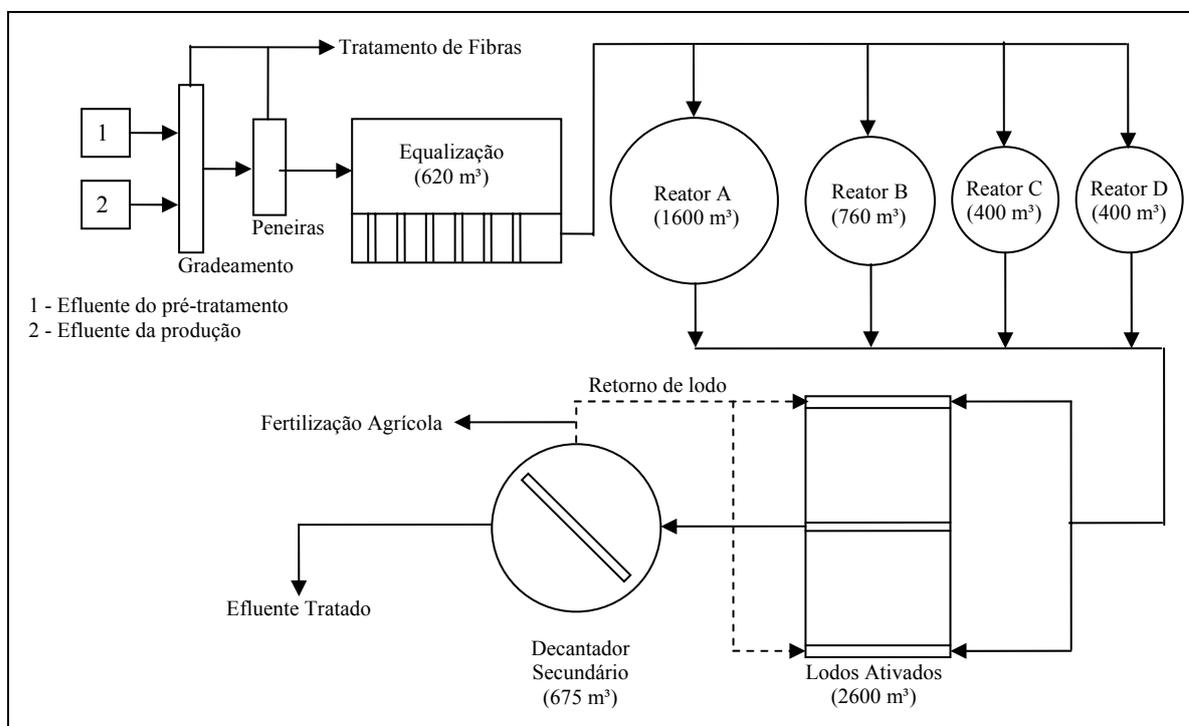


Figura 1: Fluxograma do processo de tratamento de efluentes da produção de gelatina.

2.2.1 Tratamento primário

O tratamento preliminar consiste em sistema de gradeamento para remoção de material grosseiro, e após, sistema de peneiras estáticas de aço inox. Os sólidos removidos são enviados para o tratamento de fibras. Após peneiramento, o efluente segue para o tanque de equalização (620 m³), para uniformização das características físico-químicas e ajuste da vazão enviada ao tratamento primário. O tanque de equalização possui um sistema raspador para remoção de sólidos suspensos flotados (principalmente gorduras).

2.2.2 Tratamento secundário anaeróbio

Do tanque de equalização, o efluente é recalcado com vazão média de 152 m³/h para sistema de digestão anaeróbia, composto por quatro reatores anaeróbios de manto de lodo de fluxo ascendente (UASB - *upflow anaerobic sludge blanket*). Os volumes, vazões, cargas aplicadas e tempo de detenção médios dos reatores estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Principais características dos reatores anaeróbios

Denominação	Volume (m³)	Vazão (m³/h)	Carga aplicada (kg DQO/m³.d)	TDH¹ (h)
Reator - A	1.600	68	4,0	23,4
Reator - B	760	43	5,4	17,6
Reator - C	400	30	6,9	13,6
Reator - D	400	11	2,5	37,7

1 - Tempo de detenção hidráulico

Os reatores são operados em paralelo à linha de tratamento e o efluente é direcionado ao sistema de lodos ativados (Figura 1). Todo biogás gerado é queimado nas caldeiras da indústria. A eficiência média na remoção de DQO do sistema anaeróbio é de 45%. Esta baixa eficiência pode ser causada, principalmente, pela grande concentração de óleos e graxas presente no efluente, levando a perda de lodo anaeróbio nos reatores anaeróbios. O efluente dos reatores A, B, C e D apresentam concentração de SSV de 996, 1.175, 1.011 e 876 mg/L, respectivamente, sendo estes valores superiores à concentração de SSV afluente aos reatores, que varia de 628 a 890 mg/L, como observa-se na Tabela 1, o que evidencia a perda de lodo no sistema. A elevada carga orgânica aplicada aos reatores anaeróbios também pode ser causa da baixa eficiência

2.2.3 Tratamento secundário aeróbio

Utiliza-se sistema de lodos ativados com mistura completa no tratamento do efluente proveniente dos reatores anaeróbios. O sistema consiste em tanque de aeração dividido em dois tanques (1300 m³ cada), sistema de injeção de ar e decantador secundário (675 m³). As principais características do tanque de aeração estão apresentadas na Tabela 3.

O efluente clarificado é enviado a um arroio próximo a empresa, e o excesso de lodo aeróbio sedimentado é utilizado na fertilização agrícola de áreas lindeiras à indústria.

Devido à baixa eficiência dos reatores anaeróbios, a carga orgânica enviada ao sistema aeróbio é elevada (4 kg DQO/m³.d), criando um ambiente com abundância de substrato para os microorganismos aeróbios, fazendo com que estes se reproduzam de forma acelerada, gerando assim uma quantidade elevada de excesso de lodo aeróbio.

Tabela 3: Principais características do sistema de lodos ativados

Parâmetro	Valor
Volume (m ³)	2.600
Vazão de entrada (m ³ /h)	151
Relação A/M (d ⁻¹)	1,18
Idade do lodo (d)	22
Vazão de lodo de excesso (m ³ /h)	9,8
Vazão de recirculação (m ³ /h)	299
TDH (h)	17
Eficiência de remoção DQO (%)	94,4

2.2.4 Tratamento de fibras

Os resíduos sólidos separados nas peneiras são armazenados em tanques e são constituídos basicamente por fibras de couro bovino e suíno. A fase líquida é enviada ao tanque de equalização e a fase sólida à compostagem.

2.3 Excesso de lodo no tratamento de efluentes

2.3.1 Introdução

Este capítulo apresenta uma breve descrição de processos básicos de tratamento e disposição de lodos.

2.3.2 Produção, tratamento e disposição final de lodos

O tratamento dos esgotos consiste em estabilizar e remover poluentes orgânicos e inorgânicos, com objetivo de minimizar o impacto sobre os recursos hídricos. A produção de lodo varia segundo o tipo de tratamento e as características do esgoto. A Tabela 4 apresenta uma estimativa da produção de lodo por diversos processos de tratamento, tendo como referência o tratamento de esgoto doméstico.

Tabela 4: Produção de lodo em diferentes tipos de tratamento

Tipo de Tratamento	Produção de Lodo (L/hab.d)
Lagoa facultativa primária	0,10
Lagoa facultativa	0,08 - 0,22
Lagoa anaeróbia facultativa	0,03 - 0,11
Lagoa aeróbia facultativa	0,08 - 0,22
Lodos ativados convencional	3,01 - 4,11
Lodos ativados (aeração prolongada)	1,92 - 3,29
Lodos ativados (fluxo intermitente)	1,92 - 4,11
Filtro biológico (baixa carga)	1,10 - 1,64
Filtro biológico (alta carga)	3,01 - 4,11
Contactador biológico rotatório	0,19 - 0,27
UASB	0,19 - 0,27
Fossa séptica - Filtro anaeróbio	0,19 - 0,27

Adaptado de: Andreoli *et al.*, 1999

Para cada processo de tratamento adotado na ETE, o lodo pode ser submetido a diferentes tipos de processamento, resultando em variações de características físicas e químicas no lodo final.

Os lodos gerados no tratamento de esgotos são geralmente classificados pela fase do tratamento em que foram originados. Assim, são designados como lodo primário, secundário ou misto.

Lodo primário consiste na parcela dos sólidos suspensos removidos no decantador primário pela ação da gravidade. A concentração de sólidos situa-se na faixa de 2 a 6%, sendo comum concentrações em torno de 3% (Metcalf & Eddy, 2003). O lodo primário pode exalar forte odor, principalmente se ficar retido por muito tempo nos decantadores primários em condições de elevada temperatura (Cassini *et al.*, 2003).

O lodo secundário, ou lodo biológico é originado nos processos de conversão biológica da matéria orgânica separados nos decantadores secundários. Processos de tratamento como lodos ativados, filtros biológico e contadores biológicos rotatórios produzem quantidades significativas de lodo, podendo atingir 30 a 50% da massa de matéria orgânica removida (Arnaiz *et al.*, 2005).

O lodo misto é produzido da combinação de lodos primário e secundário e possui propriedades que são, aproximadamente, proporcionais a sua respectiva composição.

O tratamento de lodo em uma estação de tratamento é composto pelas seguintes etapas: adensamento, estabilização, condicionamento, desaguamento e disposição final. Segue uma breve descrição destas etapas:

Adensamento

Como o lodo contém uma quantidade muito grande de água, deve-se realizar a redução do seu volume. Assim sendo, o objetivo do adensamento é aumentar o teor de sólidos e, conseqüentemente, reduzir o volume de lodo visando reduzir custos de implantação e operação das unidades de tratamento, tais como estabilização do lodo, desidratação, secagem e transporte. (EPA, 1978).

Os processos unitários mais comumente associados com adensamento de lodo de esgoto são: adensamento por gravidade, flotação por ar dissolvido, adensamento mecânico-rotativo e centrifugação.

O adensamento por gravidade é o mais empregado devido à simplicidade operacional e baixos custos envolvidos. No entanto, para lodos secundários, as unidades de aden-

samento de lodo por gravidade não são as melhores e vem sendo substituídas por unidades de adensamento mecanizado ou por flotação, com melhores eficiências. A Tabela 5 apresenta o efeito do adensamento por gravidade para diferentes tipos de lodo.

Tabela 5: Concentração de sólidos pra diferentes tipos de lodo

Tipo de lodo	Concentração sólidos (%)	
	Não Adensado	Adensado
Primário	2 - 6	5 - 10
Filtro biológico	1 - 4	3 - 6
Contactador biológico rotatório	1 - 3,5	2 - 5
Excesso lodo ativado	0,5 - 1,5	2 - 3
Primário + filtro biológico	2 - 6	5 - 9
Primário + CBR	2 - 6	5 - 8
Primário + excesso lodo ativado	0,5 - 1,5	4 - 6

Fonte: Metcalf & Eddy, 2003

Estabilização

Os principais objetivos da estabilização de lodos são: redução de patogênicos, eliminação ou redução de odores e eliminação do potencial de putrefação do lodo (estabilização da matéria orgânica). A estabilização permite que a água contida no lodo bruto se separe mais facilmente dos sólidos nos processos de desidratação reduzindo o volume de lodo a ser removido diariamente das Estações de Tratamento de Esgotos. A Tabela 6 apresenta os processos mais comumente utilizados na estabilização de lodos.

A estabilização alcalina tem por objetivo tornar o ambiente desfavorável para os microorganismos, inibindo assim os processos de biodegradação, evitando a putrefação do lodo. Já a estabilização biológica, ou seja, digestão anaeróbia, digestão aeróbia e compostagem, busca reduzir o teor de sólidos voláteis presentes no lodo, acarretando na sua estabilização. A digestão termofílica autotérmica apresenta como principal vantagem a redução do teor de umidade do lodo.

Tabela 6: Descrição de processos de estabilização

Processo	Descrição	Comentário
Estabilização alcalina	Adição de composto alcalino, usualmente cal, para manter elevado o pH, com efeito de destruição de organismos patogênicos	Uma vantagem da estabilização alcalina é sua substancial redução em organismos patogênicos. Uma desvantagem é o aumento da massa devido a adição de material alcalino. Alguns processos de estabilização alcalina são capazes de produzir um lodo Classe A.
Digestão anaeróbia	Conversão biológica da matéria orgânica por fermentação em um reator com temperatura controlada, gerando metano e dióxido de carbono. Fermentação ocorre na ausência de oxigênio.	O gás metano produzido pode ser utilizado na geração de calor ou eletricidade. Os biosólidos resultantes devem estar adequados para aplicação no solo.
Digestão aeróbia	Conversão biológica da matéria orgânica na presença de ar (ou oxigênio), normalmente em um tanque com parte superior aberta.	Processo com operação mais simples que digestão anaeróbia, porém não produz biogás. O processo consome grande quantidade de energia utilizada na mistura e transferência de oxigênio.
Digestão termofílica autotérmica (ATAD)	Processo similar à digestão aeróbia, exceto pela alta quantidade de oxigênio adicionada para acelerar a conversão da matéria orgânica. Processo operado a temperatura de 40 a 80 °C, autotermicamente em um tanque com isolamento térmico.	Processo capaz de produzir lodo Classe A. Há necessidade de operadores habilitados e o processo consome grande quantidade de energia (para transferência de ar ou oxigênio)
Compostagem	Conversão biológica de matéria orgânica sólida em leiras	O volume de composto produzido é normalmente maior que o volume de sólidos compostado. Pode produzir lodos Classe A ou B. Controle de odor é muito importante.

Fonte: Metcalf & Eddy, 2003

A Tabela 7 apresenta a eficiência na redução de patogênicos, putrefação e geração de odores para os diferentes processos de estabilização de lodos.

Tabela 7: Nível de atenuação obtido com diferentes tipos de processos de estabilização

Processo	Nível de atenuação		
	Patogênicos	Putrefação	Potencial de Odor
Estabilização alcalina	Bom	Razoável	Razoável
Digestão anaeróbia	Razoável	Bom	Bom
Digestão aeróbia	Razoável	Bom	Bom
Digestão termofílica autotérmica	Excelente	Bom	Bom
Compostagem	Razoável	Bom	Ruim a Razoável
Compostagem (termofílica)	Excelente	Bom	Ruim a Razoável

Fonte: Metcalf & Eddy, 2003

Observa-se que a digestão termofílica autotérmica apresenta-se mais eficiente na atenuação de patogênicos, putrefação e odores. Já as digestões aeróbia e anaeróbia apresentam efeitos semelhantes ao processo de digestão termofílica autotérmica, exceto pela redução de organismos patogênicos.

Condicionamento

Condicionamento é um processo utilizado para melhorar as características de separação das fases sólido-líquido do lodo, seja por meios físicos ou químicos. O termo condicionamento é normalmente utilizado para relacionar o processo no qual lodo de esgoto é condicionado ou preparado para o desaguamento. Alguns processos de condicionamento também desinfectam os lodos, reduzem odores, alteram características físicas do lodo, e melhoram a recuperação de sólidos.

Os principais métodos de condicionamento são: condicionamento químico e condicionamento térmico.

O condicionamento químico do lodo utiliza cloreto férrico, sulfato de alumínio, cal e polímeros orgânicos (polieletrólitos). Sua utilização resulta na coagulação dos sólidos e na liberação da água adsorvida nos flocos de lodo. O condicionamento químico pode reduzir a umidade de 90-99% para até 65-85%, dependendo da natureza do lodo (Metcalf & Eddy, 2003).

O condicionamento térmico é realizado pelo aquecimento do lodo em curtos períodos de tempo e sob pressão. Como resultado obtém-se lodo esterilizado e de fácil desaguamento.

Desaguamento

O desaguamento de lodo é uma operação que reduz o volume do lodo em excesso por meio da redução do seu teor de água. A variação na capacidade de desaguamento está diretamente relacionada com o tipo de sólido (tipo de lodo) e a forma com que a água está ligada às partículas do lodo. Segundo Metcalf & Eddy (2003), as principais razões para se realizar desaguamento são:

- Custos de transporte do lodo para o local de disposição final tornam-se menores devido à redução do volume de lodo;
- Lodo desaguado é normalmente mais fácil de ser manipulado que o lodo adensado ou líquido;
- A redução de umidade do lodo permite incineração mais eficiente;
- Na utilização de compostagem como processo subsequente, o lodo desidratado diminui a quantidade e o custo de agentes aditivos neste tipo de processo;

- Para disposição final em aterro sanitário, o desaguamento torna-se necessário para redução da produção de chorume e do volume de lodo armazenado, prolongando a vida útil do aterro.

Os principais processos utilizados no desaguamento de lodos são: leitos de secagem, lagoas de lodo, centrífugas, prensas desaguadoras e filtros-prensa.

Segundo Andreoli *et al.* (2001), a seleção do processo de desaguamento depende do tipo de lodo e da área disponível. Para estações de tratamento que dispõem de grandes áreas de implantação e atendem uma pequena população, as lagoas de lodo e os leitos de secagem são mais empregados devido ao baixo custo. Já ETEs localizadas em regiões metropolitanas, que atendem grandes populações e possuem pequena área de implantação, utilizam desaguamento mecânico.

Disposição final

As estações de tratamento de esgotos produzem lodos que devem ter uma disposição final adequada para que se consiga um controle eficaz da poluição ambiental. Existem diferentes possibilidades de destinação desses lodos, entre elas: aplicação no solo, aterro sanitário e incineração.

Na escolha da forma de tratamento e destinação final de lodos, suas principais propriedades devem ser determinadas. É importante considerar o tipo de lodo e os riscos associados com o processo de disposição devido à presença de organismos patogênicos, metais pesados e substâncias tóxicas, consideração dos nutrientes presentes no lodo e matéria orgânica. Devem ser analisados também a distância até o aterro sanitário, custos, energia e aceitação pública (Santos & Tsutiya, 1997; Cassini *et al.*, 2003).

2.3.3 *Excesso de lodo ativado*

Um sistema típico de lodos ativados, como mostra a Figura 2, é composto por três componentes básicos: (a) tanque de aeração, no qual microorganismos responsáveis pelo tratamento são mantidos em suspensão e aeração; (b) decantador secundário, responsável pela separação líquido-sólido; e (c) sistema de reciclo, para retornar sólidos removidos na unidade de separação líquido-sólido ao tanque de aeração (Metcalf & Eddy, 2003).

A característica principal do sistema está na necessidade da manutenção do lodo biológico ativo dentro do reator, sendo este responsável pela manutenção de relação apropriada entre a matéria orgânica que chega ao sistema e a massa de microorganismos presentes no tanque de aeração. A massa de microorganismos é parte constituinte do floco biológico, que é

produzido pelo crescimento e aglutinação de bactérias e outros organismos na presença de oxigênio dissolvido (Eckenfelder & Grau, 1992). Para manutenção da relação A/M, parte dos flocos biológicos deve ser retornada do decantador secundário ao tanque de aeração por bombeamento (lodo de retorno).

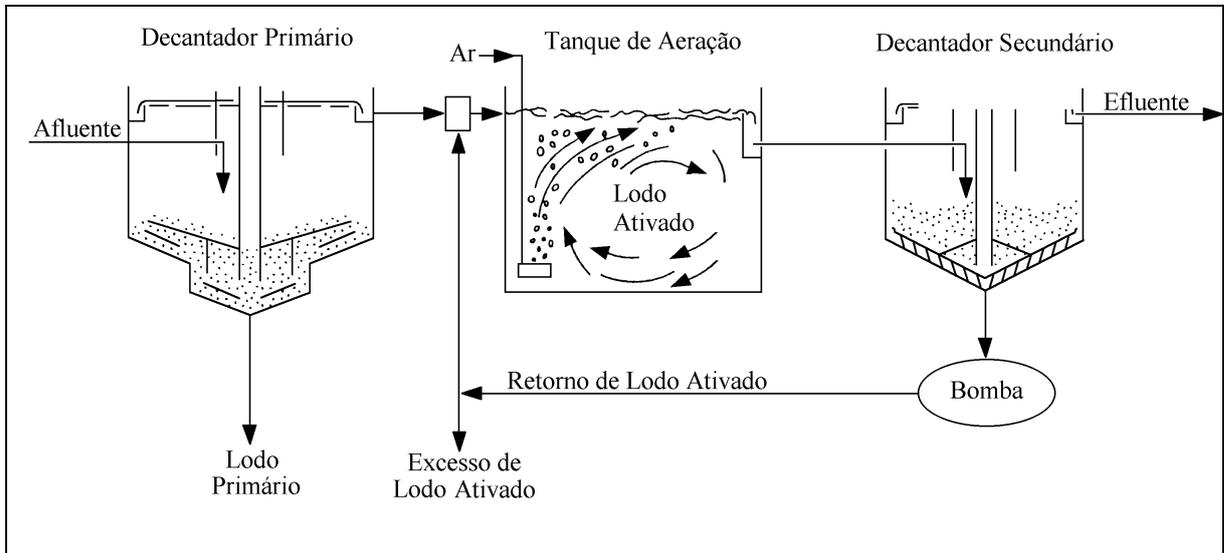


Figura 2: Diagrama esquemático de um sistema de lodos ativados típico.

Em sistemas de lodos ativados, a concentração de lodo não pode exceder um determinado valor máximo, garantindo o funcionamento adequado do decantador secundário. Quando esse valor da concentração é atingido, haverá descarga de lodo, de tal modo que no tanque de aeração se mantenha massa e concentração de lodo constante. A descarga é igual ao crescimento líquido do lodo, sendo usualmente designado excesso de lodo ativado (Van Haandel & Marais, 1999).

O sistema de lodos ativados é amplamente utilizado no tratamento de águas residuárias municipais e industriais. Entretanto, uma grande quantidade de excesso de lodo é resultante do tratamento por lodos ativados, devido ao crescimento microbiano causado pela biodegradação de poluentes orgânicos presentes na água residuária (Jung *et al.*, 2001).

Segundo Van Haandel & Marais (1999), os principais problemas do excesso de lodo em sistemas de tratamento de esgoto são:

- Instabilidade biológica devido à alta fração de material orgânico biodegradável que torna o lodo putrescível, entrando em decomposição poucas horas depois da interrupção da aeração;

- A concentração de sólidos suspensos no lodo é baixa, variando de 0,5% a 5%, dependendo da natureza do lodo, de modo que o volume de lodo de excesso é grande.

Dessa forma, o processo de lodos ativados pode converter um problema de poluição das águas em um problema de disposição de resíduos sólidos (Weemaes & Verstraete, 1998), pois o tratamento e disposição final deste excesso de lodo é um problema que requer fração significativa dos recursos financeiros de uma ETE.

2.4 Digestão anaeróbia

2.4.1 Introdução

Digestão anaeróbia é a conversão da matéria orgânica complexa (carboidratos, proteínas e lipídios), na ausência de ar, por grupos de microorganismos específicos, em metano, dióxido de carbono, água, gás sulfídrico, nitrogênio amoniacal e novas células bacterianas. Seu principal benefício é a produção de energia.

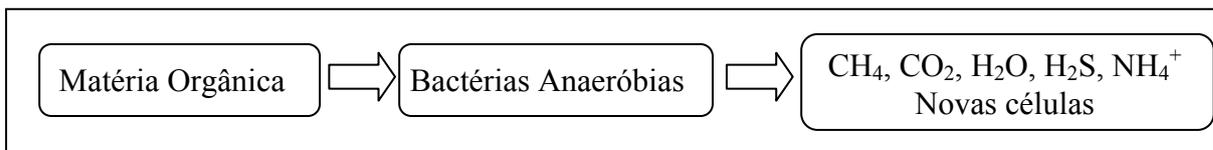


Figura 3: Esquema simplificado da digestão anaeróbia da matéria orgânica.

Dentro do contexto de tratamento de efluentes, a digestão anaeróbia possui como vantagens (Lin *et al.*, 1997; Campos, J. R. *et al.*, 1999):

- Baixo consumo de energia;
- Menor produção de lodo de excesso (redução de custos de manejo e destino final);
- Produto final melhor estabilizado;
- Possibilidade de recuperação e utilização de metano como combustível;
- Possibilidade de funcionamento após longo período de parada.

E desvantagens (Campos, J. R. *et al.*, 1999):

- Longo período de partida do sistema quando não há inóculo adequado;
- Sensibilidade a mudanças nas condições ambientais (pH, temperatura, carga orgânica e hidráulica);
- Possível emissão de odores ofensivos.

As etapas do processo de digestão anaeróbia e os grupos de microorganismos responsáveis por elas serão descritos neste capítulo.

2.4.2 Microbiologia e processo da digestão anaeróbia

O conhecimento da microbiologia de reatores anaeróbios está baseada no conceito de grupos tróficos, aparentemente comum a todos os processos que operam sobre a digestão de resíduos complexos, pois a identificação de espécies de microorganismos existentes em digestores anaeróbios é tarefa difícil, já que não é possível saber, a partir de condições operacionais utilizadas, se ocorre o crescimento de todos os microorganismos presentes no reator.

Estes grupos de microorganismos e seus substratos e produtos estão apresentados na Figura 4.

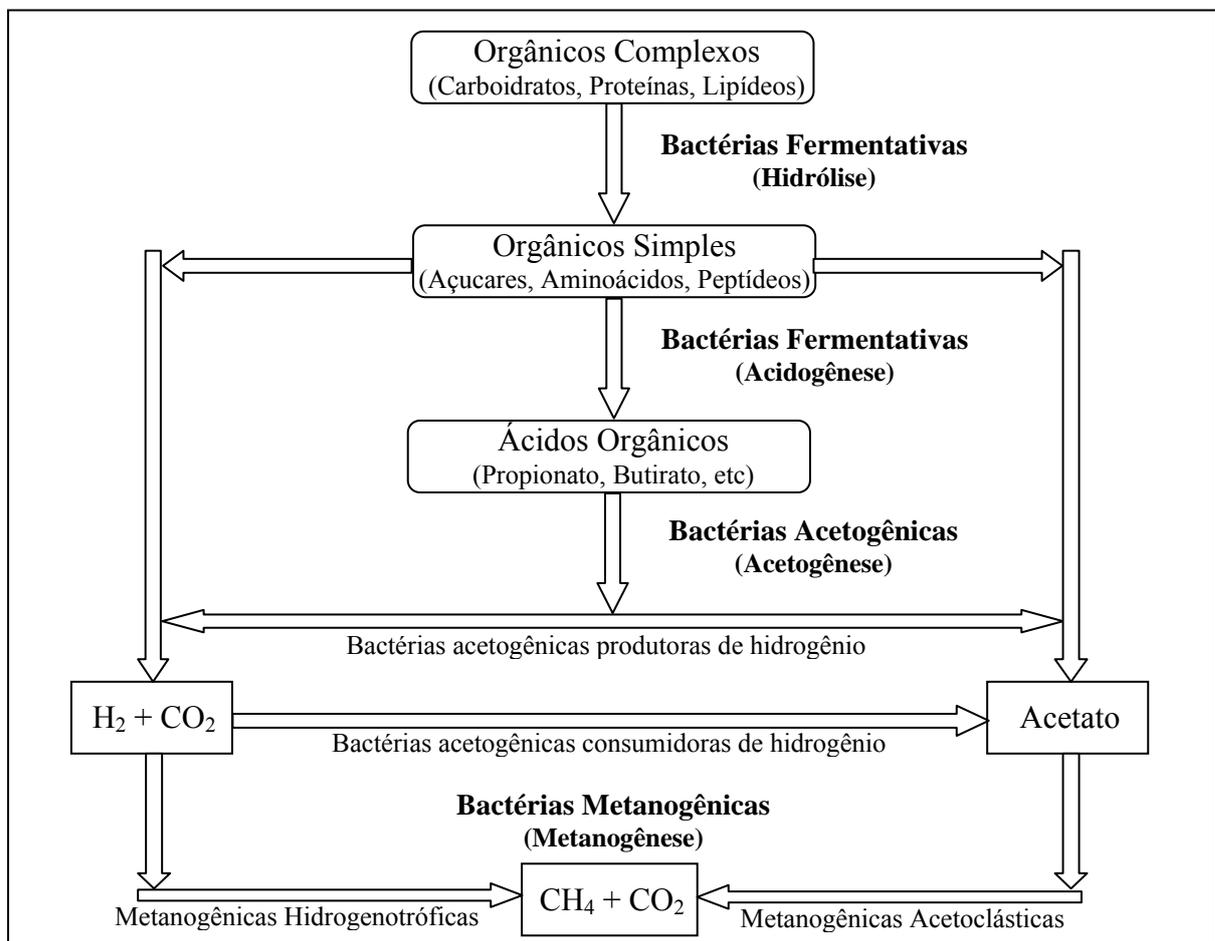


Figura 4: Grupos microbianos e etapas da digestão anaeróbia.

Adaptado de: Gujer & Zehnder, 1983

Os grupos de microorganismos responsáveis pela digestão anaeróbia de compostos orgânicos são:

- *Bactérias Fermentativas*: realizam a hidrólise para converter polímeros em monômeros e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos e outros produtos.
- *Bactérias Acetogênicas*: produtoras de hidrogênio; convertem os produtos gerados pelas bactérias fermentativas em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.
- *Bactérias Metanogênicas*: as bactérias metanogênicas estão divididas em dois grupos, as que utilizam acetato e as que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono como substrato.

Segundo Tiehm *et al.*, (2001), a degradação anaeróbia de material particulado e macromoléculas pode ser considerada como uma seqüência de quatro passos: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Hidrólise

Como bactérias não conseguem assimilar matéria orgânica particulada, a primeira etapa da degradação anaeróbia consiste na hidrólise de biopolímeros particulados, como proteínas, carboidratos e lipídios. Ao serem lisados em material dissolvido mais simples (moléculas menores), tornam-se passíveis de atravessar a parede celular das bactérias fermentativas. Este processo ocorre por intermédio de exoenzimas liberadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas são degradadas a polipeptídeos formando aminoácidos, os carboidratos convertem-se em açúcares solúveis (mono e dissacarídeos) e os lipídeos são convertidos em ácidos graxos de cadeia longa (C₁₅ a C₁₇) e glicerina. Na anaerobiose, a hidrólise dos biopolímeros ocorre de forma lenta, havendo vários fatores que influenciam na taxa e no grau em que o substrato é hidrolisado (Lettinga *et al.*, 1996):

- Temperatura operacional do reator;
- Tempo de residência do substrato no reator;
- Composição do substrato;
- Tamanho das partículas;
- pH do meio;
- Concentração de NH₄⁺ -N;
- Concentração de produtos da hidrólise (por exemplo, ácidos graxos voláteis).

No caso da digestão anaeróbia de efluentes complexos, como excesso de lodo aeróbio, a hidrólise biológica é identificada como etapa limitante (Tiehm *et al.*, 2001). Isto ocorre

re devido a grande fração de material orgânico lentamente biodegradável presente no excesso de lodo, uma vez que a parede celular dos microorganismos que formam esse lodo possui lenta biodegradação (Choi *et al.*, 1997). Para melhorar a eficiência da digestão anaeróbia do excesso de lodo ativado, faz-se necessária a liberação do substrato presente no interior das células para que ele possa ser utilizado pelas bactérias anaeróbias (Lin *et al.*, 1997).

Uma forma de obter a liberação do substrato presente nas células biológicas visando aumentar a eficiência da digestão anaeróbia é a partir de tecnologias de lise celular. Estas tecnologias serão apresentadas no capítulo 2.5.

Acidogênese

Os produtos solúveis gerados na etapa anterior são metabolizados no interior das bactérias fermentativas, sendo convertidas durante acidogênese em substâncias orgânicas mais simples. Os principais compostos produzidos são ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, compostos minerais (CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S , etc) e novas células bacterianas. Como os ácidos graxos voláteis são o principal produto dos organismos fermentativos, estes são designados bactérias fermentativas acidogênicas.

A acidogênese é efetuada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, sendo a maioria anaeróbia estrita. Mas cerca de 1% consiste em bactérias facultativas que podem oxidar o substrato orgânico por via oxidativa. Isto é importante nos sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto, pois o oxigênio dissolvido, eventualmente presente, poderia se tornar uma substância tóxica para as bactérias anaeróbias estritas e Arqueas metanogênicas se não fosse removido pelas bactérias acidogênicas facultativas.

Acetogênese

As bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para Arqueas metanogênicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogênicas são hidrogênio, acetato e dióxido de carbono. Aproximadamente 70% da DQO digerida é convertida em ácido acético, e o restante da DQO é convertida em hidrogênio (Figura 5).

Durante a formação dos ácidos acético e propiônico, uma grande quantidade de hidrogênio é formada. Há duas maneiras de consumo de hidrogênio no meio: a) através das bactérias metanogênicas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono para produzir metano; e b) através da formação de ácidos graxos voláteis (propiônico, butírico). Estes ácidos são formados da reação do hidrogênio com o dióxido de carbono e ácido acético.

Pelo menos 20% da DQO é convertida em propionato e butirato, os quais são posteriormente convertidos em acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetogênicas.

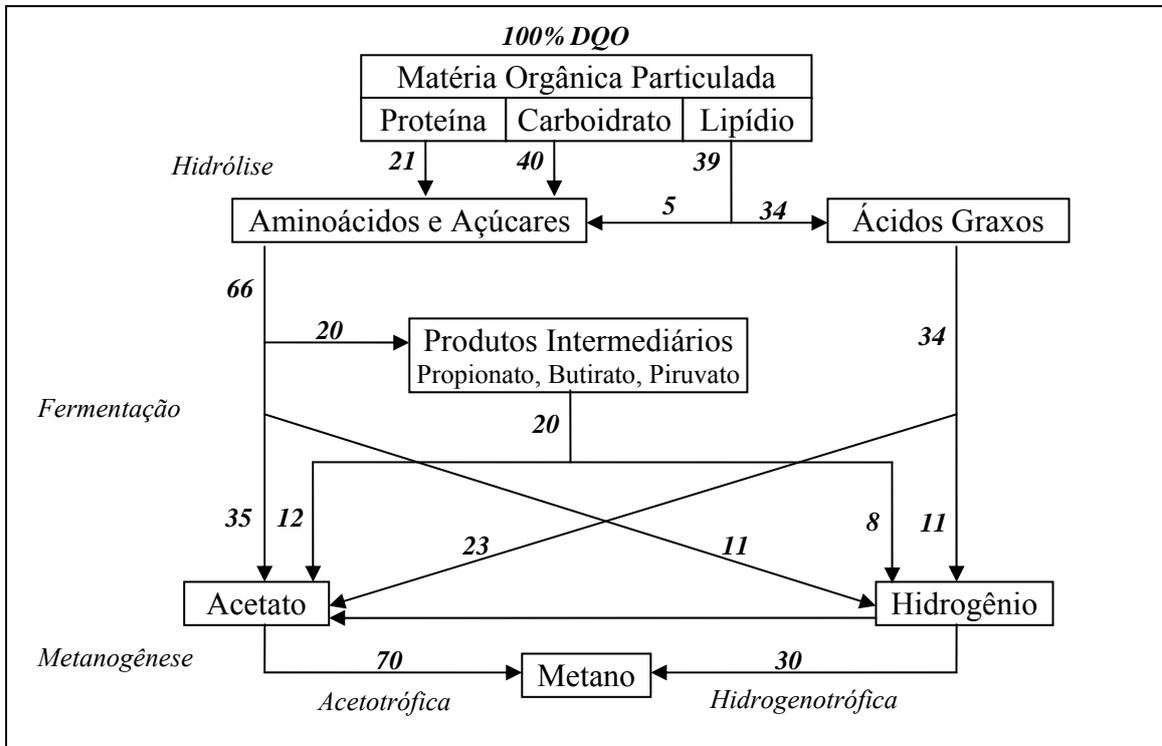


Figura 5: Sequência de processos para digestão anaeróbica de lodo doméstico. Adaptado de: Gujer & Zehnder, 1983.

Metanogênese

A etapa final da degradação anaeróbica de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é realizada pelas bactérias metanogênicas. As metanogênicas utilizam somente um número limitado de substratos, como ácido acético, hidrogênio/dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. Em função da afinidade por um certo tipo de substrato e geração de metano, as bactérias metanogênicas podem ser divididas em dois grupos: a) bactérias acetotróficas, que produzem metano pela quebra de ácido acético; e b) bactérias hidrogenotróficas, formam metano reduzindo dióxido de carbono.

As Arqueas que produzem metano a partir do hidrogênio crescem mais rapidamente que as que utilizam ácido acético, fazendo com que as metanogênicas acetotróficas limitem a velocidade de transformação de material orgânico complexo.

- *Metanogênicas Acetotróficas:* São os microorganismos mais importantes na digestão anaeróbica. São responsáveis por 60 a 70% de toda produção de metano, a partir do grupo metil do ácido acético. Pertencem aos gêneros *Methanosarcina* e *Methanosaeta* (*Methanothrix*).

O gênero *Methanosaeta* utiliza exclusivamente acetato, pois possui maior afinidade a este composto em comparação às *Methanosarcina*. Desenvolvem-se na forma de filamentos e têm grande importância na formação da estrutura bacteriana presente nos grânulos. Os organismos do gênero *Methanosarcina* se desenvolvem na forma de cocos, e agrupam-se formando pacotes. É considerado o grupo mais versátil, pois possuem espécies capazes de utilizar também o hidrogênio e as metilaminas (Soube, 1994).

- *Metanogênicas Hidrogenotróficas*: Ao contrário das acetotróficas, praticamente todas as espécies conhecidas são capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. Os gêneros mais frequentes em reatores anaeróbios são: *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*.

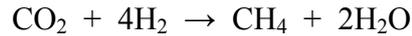
Tanto as bactérias metanogênicas acetotróficas quanto as hidrogenotróficas são importantes na manutenção da digestão anaeróbia, pois são responsáveis pelo consumo de hidrogênio gerado nas fases anteriores. Isto é importante, pois as reações de conversão de propionato, butirato e etanol em acetato são termodinamicamente desfavoráveis, e a formação de acetato só irá acontecer caso a concentração de hidrogênio seja baixa, ou seja, a pressão parcial de hidrogênio não deve exceder 10^{-4} atm (usualmente encontra-se em 10^{-6} atm). Essas baixas pressões parciais só podem ser mantidas se o hidrogênio formado for rápida e efetivamente removido pelas bactérias consumidoras de hidrogênio (Lettinga *et al.*, 1996).

Existem dois mecanismos básicos de formação do metano: a) clivagem do ácido acético; e b) redução do dióxido de carbono.

- *Clivagem do ácido acético*: na ausência de hidrogênio, a clivagem do ácido acético conduz a formação de metano e dióxido de carbono. O grupo metil do ácido acético é reduzido a metano, enquanto o grupo carboxílico é oxidado a dióxido de carbono. O grupo de bactérias envolvidas nesse processo são metanogênicas acetotróficas. A clivagem do ácido acético está demonstrada na equação abaixo:



- *Redução do dióxido de carbono*: quando o hidrogênio se encontra disponível, a maior parte do metano restante é formada pela redução do dióxido de carbono. O CO_2 atua como acceptor de hidrogênio removidos dos compostos orgânicos pelas enzimas. Como o dióxido de carbono está sempre presente em excesso em reatores anaeróbios, sua redução a metano não é um fator limitante no processo. O grupo bacteriano envolvido nessa etapa do processo são as Arqueas metanogênicas hidrogenotróficas. O mecanismo de formação do metano a partir da redução do dióxido de carbono é como a seguir:



A composição do biogás produzido na digestão anaeróbia varia de acordo com as condições ambientais presentes no reator. Esta composição varia rapidamente durante o período inicial de partida do sistema e também quando o processo de digestão é inibido. Em reatores funcionando no estado estacionário, a composição do biogás é uniforme. Entretanto, a proporção de dióxido de carbono em relação ao metano pode variar substancialmente, dependendo das características do composto orgânico a ser degradado. No processo de digestão anaeróbia de esgotos domésticos, as proporções típicas são: CH₄ de 70 a 80%; CO₂ de 20 a 30%. Já na digestão anaeróbia de excesso de lodo, a composição do gás é a seguinte: 65 a 70% de CH₄, 25 a 30% de CO₂, uma pequena quantidade de N₂, H₂, H₂S, vapor de água e outros gases (Metcalf & Eddy, 2003).

O metano produzido no processo anaeróbio é facilmente separado da fase líquida, devido a sua baixa solubilidade em água. O dióxido de carbono, ao contrário, é mais solúvel em água que o metano, e sai do reator parte como gás e parte dissolvido no efluente líquido.

2.4.3 Digestão anaeróbia de efluentes complexos

Nos dias de hoje, há uma ênfase na conservação e recuperação de energia e a necessidade de obter uso proveitoso de biosólidos gerados em estações de tratamento de efluentes (Metcalf & Eddy, 2003). Por este motivo, a digestão anaeróbia pode ser aplicada também na estabilização de lodos primários ou secundários (Kim *et al.*, 2003). Segundo Araújo *et al.*, (1998), excesso de lodo ativado (lodo secundário) é menos sujeito à decomposição anaeróbia em comparação ao lodo primário, pois é composto por grande fração de material orgânico lentamente biodegradável, sendo assim considerado efluente complexo.

Na degradação anaeróbia do excesso de lodo aeróbio sem a utilização de um pré-tratamento que rompa a parede celular, faz-se necessária a utilização de tempos de detenção hidráulico variando de 20 a 40 dias (Weemaes & Verstraete, 1998; Bolzonella, 2005). No entanto, a aplicação de grandes tempos de detenção levam ao aumento das dimensões do reator anaeróbio e, conseqüentemente, ao aumento de custos de implantação do sistema.

As principais vantagens da digestão anaeróbia de lodos comparada com outros métodos de estabilização incluem (Malina & Pohland, 1992):

- Produção de gás metano, podendo ser utilizado como fonte de energia. A energia gerada no tratamento anaeróbio pode ser utilizada na manutenção da temperatura dos reatores e no funcionamento de misturadores, bombas ou outros equipamentos da estação de tratamento;

- Redução de massa e volume de lodo através da conversão de sólidos voláteis em metano, dióxido de carbono e água. Destruição de sólidos pode chegar a 25-45%, resultando numa redução nos custos de disposição final do lodo;

- Produção de resíduos sólidos que podem ser utilizados no condicionamento de solos. No lodo digerido contém nitrogênio, fósforo e outros nutrientes, bem como material orgânico, melhorando a fertilidade e textura dos solos. O odor associado ao lodo bruto é visivelmente reduzido;

- Inativação de organismos patogênicos.

As principais desvantagens da digestão anaeróbia de lodos são (Malina & Pohland, 1992):

- Alto custo. Necessidade de grandes tanques cobertos, bombas para alimentação e recirculação do lodo, equipamentos de troca de calor e compressores para mistura de gás;

- Grandes tempos de detenção hidráulico, no mínimo 10 dias, são requeridos para desenvolvimento e manutenção da população de Arqueas produtoras de metano e para hidrólise do material particulado existente no lodo.

- A qualidade do sobrenadante resultante da digestão anaeróbia de lodos é ruim, pois contém sólidos suspensos, dissolvidos e material orgânico particulado, nitrogênio e fósforo. O retorno do sobrenadante adiciona ao sistema sólidos, carga de nutrientes e aumenta a demanda de oxigênio.

Lin *et al.*, (1997) relataram que, para melhorar a eficiência da digestão anaeróbia do excesso de lodo ativado, faz-se necessária a liberação do substrato presente no interior das células para que ele possa ser utilizado pelas bactérias anaeróbias. A concentração de substrato mais susceptível a degradação é aumentada a partir do rompimento dos flocos presentes no lodo e/ou pela lise das células bacterianas (Gonze *et al.*, 2003).

Existem duas configurações principais de reatores para digestão anaeróbia de lodo, os reatores de baixa taxa estratificados e os reatores de alta taxa de mistura completa.

- *Reatores de baixa taxa estratificados*: reatores de baixa taxa possuem mistura, alimentação e remoção de lodo de forma intermitente. Quando a mistura não está sendo realizada, o conteúdo do reator se apresenta de forma estratificada, como mostra a Figura 6a. O sobrenadante é retirado do reator a cada 2 ou 3 dias. O lodo digerido é removido a cada duas semanas. A capacidade de recirculação utilizada para promover a mistura do lodo no reator deve ser suficiente para recircular todo volume do reator em 30 minutos. A principal vantagem na uti-

lização de reator de baixa taxa é que o lodo digerido já é removido adensado. Entretanto, o volume de reator necessário é muito maior em comparação com reatores de alta taxa. Os parâmetros de projeto para este tipo de reator estão apresentados na Tabela 8.

- *Reatores de alta taxa de mistura completa:* reatores de alta taxa possuem mistura contínua, e a alimentação e remoção de lodo pode ser contínua ou intermitente. Se o reator operar em um estágio, normalmente a mistura é parada para que ocorra a estratificação do conteúdo do reator. Com isso, o lodo digerido e o sobrenadante podem ser removidos. Como nesse tipo de reator a mistura é contínua, todo volume está disponível para digestão (Figura 6b). A mistura provê maior contato entre lodo presente no reator (inóculo) e o lodo adicionado, possibilitando utilização de maiores cargas orgânicas. A mistura pode ser realizada utilizando-se pá misturadora ou recirculação/injeção de biogás. Os parâmetros de projeto encontram-se na Tabela 8.

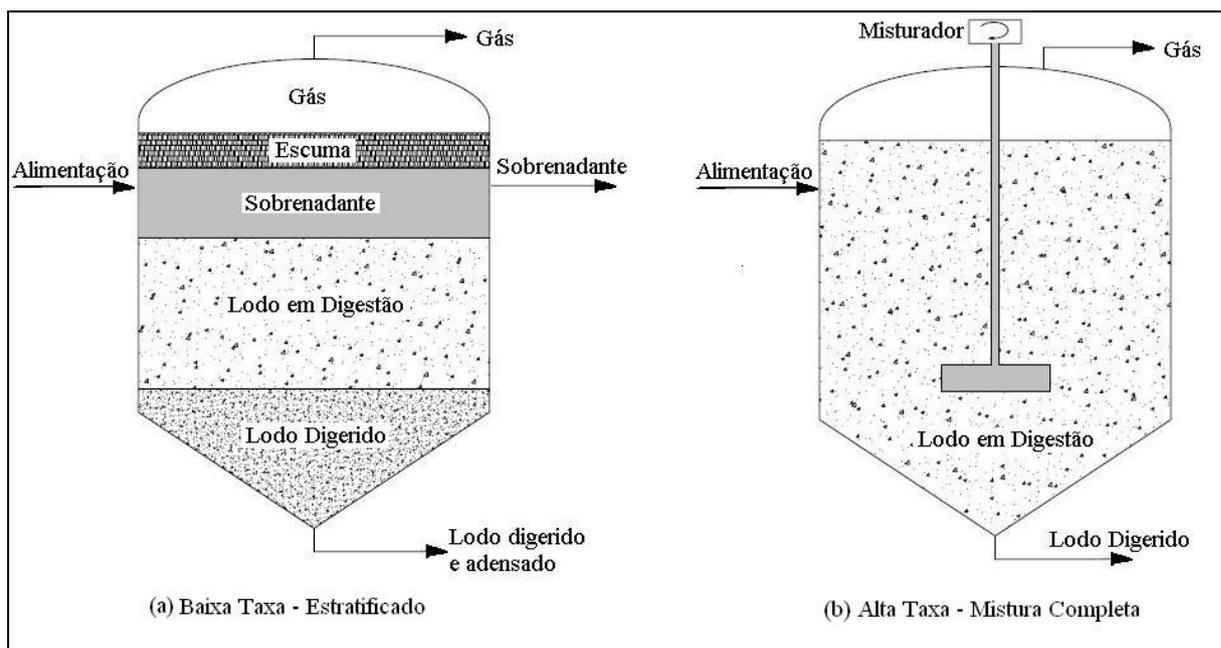


Figura 6: Diagrama esquemático de reatores típicos de digestão anaeróbia de lodos.

Tabela 8: Principais parâmetros de projeto de digestores anaeróbios de lodos

Parâmetro	Baixa Taxa	Alta Taxa
Tempo de digestão (d)	30 - 60	10 - 20
Carga Orgânica (kg SSV/m ³ .d)	0,5 - 1,6	1,6 - 6,4
Concentração do lodo na alimentação (% SS)	2 - 5	4 - 6
Concentração lodo digerido na retirada (% SS)	4 - 8	4 - 6

Fonte: Metcalf & Eddy, 2003

Apesar de pouco usual, também é possível utilizar reatores UASB na biodegradação do excesso de lodo ativado. Segundo Castro-González *et al*, 2001, a vantagem de utilizar

reatores UASB no tratamento do excesso de lodo secundário é que o adensamento do lodo não se faz necessário, evitando a instalação de um tanque de condicionamento para esse propósito (geralmente maior que o próprio reator).

O reator UASB utilizado no tratamento de lodos é semelhante ao utilizado para o tratamento de efluentes domésticos, exceto por: a) a recirculação de lodo e/ou agitação mecânica deve ser mantida a menor possível ou ainda, se possível, ser completamente omitida; e b) o reator é equipado na parte superior com um sistema de separação gás-sólido apropriado.

A Tabela 9 mostra algumas diferenças entre digestor de lodos tradicional e reator UASB.

Tabela 9: Vantagens e desvantagens entre digestor anaeróbio e UASB

Parâmetro	Digestor anaeróbio	UASB
Tempo de retenção celular (θ_c)	Baixo	Alto
Tempo de detenção hidráulico (TDH)	Alto	Baixo
Remoção de sólidos	Sim	Parcial
Alta carga orgânica	Não apropriado	Sim
Baixa carga orgânica	Sim	Sim
Eficiência de remoção	Limitado	Alta
Requerimento de energia	Geralmente baixo	Alto
Mistura	Sim	Não
Segundo tanque para lodo digerido	Sim	Não

Fonte: Castro-González *et al.*, 2001

Entretanto, pouco se sabe sobre a influência do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa no reator anaeróbio, tais como atividade metanogênica específica, sedimentabilidade, estabilidade do lodo ou tamanho dos grânulos, que podem influenciar o sucesso do tratamento anaeróbio (Pontes & Chernicharo, 2005).

Segundo Pontes *et al.* (2004), o retorno de lodo aeróbio pode provocar um aumento no teor de polímeros extracelulares e a diminuição no tamanho de partículas, nos pontos mais elevados do reator anaeróbio, prejudicando a sedimentabilidade do lodo.

2.4.4 Parâmetros de controle dos processos anaeróbios

Os principais parâmetros de controle de processos anaeróbios são: temperatura, pH, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, concentração de nutrientes, produção e composição dos gases e remoção de matéria orgânica.

Temperatura

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes na degradação anaeróbia, uma vez que afeta os processos biológicos, como a taxa de remoção de DQO, o equilíbrio iônico, a solubilidade dos substratos, as taxas de crescimento e decaimento dos microor-

ganismos e a velocidade de metabolismo, (Campos, J. R. *et al.* 1999; Beal, 2004). Isto ocorre, pois os microorganismos não possuem meios de controle da temperatura interna, sendo esta determinada pela temperatura do meio onde eles se encontram (Chernicharo, 1997).

Existem três faixas de temperatura que podem ser associadas ao crescimento microbiano na maioria dos processos biológicos (Lettinga *et al.*, 1996):

- *Psicrofílica*: entre 0°C e 20 °C;
- *Mesofílica*: entre 20°C e 45°C;
- *Termofílica*: entre 45°C e 70°C.

Dois níveis ótimos de temperatura têm sido associados à digestão anaeróbia, um na faixa mesofílica (30°C a 35°C) e outro na faixa termofílica (50°C a 55°C). A maioria dos digestores anaeróbios têm sido projetados na faixa mesofílica, embora também seja possível a operação destes na faixa termofílica, porém com custo mais elevado em energia devido a necessidade de aquecimento dos reatores.

Os efeitos da temperatura externamente às células bacterianas também são importantes. O grau de dissociação de diversos compostos depende fortemente da temperatura, como é o caso específico da amônia. Também a termodinâmica de diversas reações é afetada pela temperatura, a exemplo da dependência da pressão de hidrogênio em digestores anaeróbios onde a fermentação esteja ocorrendo de maneira apropriada.

É possível conseguir redução no volume de reatores, se estes forem operados próximo a temperatura ótima, um vez que a taxa de crescimento específica máxima da população microbiana cresce com o aumento da temperatura (Chernicharo, 1997).

Segundo Pescador (2001), mais importante do que manter um reator na faixa ótima de temperatura é mantê-lo a uma temperatura constante, pois oscilações bruscas na temperatura diminuem a eficiência do processo.

pH

Segundo Malina & Pohland (1992), o efeito do pH pode se dar de duas formas:

- Afetando a atividade enzimática das células, alterando as estruturas protéicas e afetando diretamente a atividade da biomassa;
- Modificando a toxicidade de inúmeros compostos, devido à dissociação de espécies químicas no meio reacional. Cita-se como exemplo, o sulfeto, cuja forma não dissociada (H₂S) é o principal componente dissolvido em valores de pH inferiores a 7,0, enquanto as formas dissociadas (HS⁻ e S₂⁻) predominam para valores de pH entre 7,0 e 10,0.

Dois aspectos de importância do pH sobre o crescimento microbiano devem ser observados:

- Alterações no pH do meio podem ser ocasionadas pela ação dos microorganismos;
- O pH interno da célula não é determinado unicamente pelo pH do meio, pois os microorganismos podem controlar a passagem de íons, inclusive íons hidrogênio, que podem afetar a passagem de compostos orgânicos através da parede celular.

Ambos aspectos são significantes na digestão anaeróbia, devido à produção de ácidos orgânicos durante a etapa inicial de fermentação do substrato e a sensibilidade das *Archaea* metanogênicas a variações de pH (Monteggia, 1991).

As bactérias produtoras de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora seja possível conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0 (Chernicharo, 1997). Valores de pH abaixo de 6,0 ou acima de 8,3 devem ser evitados, pois estes podem inibir por completo as bactérias metanogênicas.

Segundo Lettinga *et al.* (1996), a operação de um reator anaeróbio com pH constantemente abaixo de 6,5 ou acima de 8,0 pode ocasionar uma diminuição significativa da taxa de produção de metano. Também a ocorrência de choques de pH (mudanças bruscas no valor de pH) pode afetar negativamente o processo.

O pH ótimo depende do tipo de microorganismo envolvido no processo de digestão e do tipo de substrato (Pescador, 2001). A Tabela 10 apresenta as faixas ótimas de pH para a degradação de diferentes substratos.

Tabela 10: Faixas ótimas de pH para a degradação de diferentes substratos

Substrato	pH ótimo
Formiato	6,8 - 7,3
Acetato	6,5 - 7,1
Propionato	7,2 - 7,5

Fonte: Lettinga *et al.*, 1996

As bactérias produtoras de ácidos têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 5,0 e 6,0, tendo uma tolerância maior a valores mais baixos de pH. Dessa forma, o controle de pH tem como objetivo principal a eliminação do risco de inibição das bactérias metanogênicas pelos baixos valores de pH, evitando assim a falha do processo.

A acidificação é considerada um dos problemas operacionais mais freqüentes em reatores anaeróbios, ocorrendo quando a taxa de produção de ácidos supera a produção de

metano. Este fenômeno ocorre devido a variação das condições operacionais, ambientais e das atividades metabólicas das espécies envolvidas nas etapas de biodegradação.

Ácidos graxos voláteis

Segundo Chernicharo (1997), o estabelecimento de um equilíbrio entre os microorganismos anaeróbios presentes em um reator é de importância fundamental para a eficiência do sistema de tratamento. Para a avaliação desse equilíbrio ecológico, normalmente utiliza-se o parâmetro ácidos graxos voláteis (AGV).

Os ácidos graxos voláteis são formados como produtos intermediários durante a degradação de carboidratos, proteínas e lipídeos por bactérias acidogênicas. Os componentes mais importantes gerados na decomposição da matéria orgânica são os ácidos voláteis de cadeia curta, como o ácido fórmico, acético, propiônico, butírico, valérico e isovalérico. Os ácidos graxos voláteis encontrados em maiores concentrações em reatores anaeróbios são os ácidos acético, propiônico e butírico. Estes ácidos graxos de baixo peso molecular são denominados ácidos voláteis porque podem ser destilados à pressão atmosférica. Os ácidos voláteis representam compostos intermediários, a partir dos quais grande parte do metano é produzida, através da conversão pelas bactérias metanogênicas.

Quando uma população de bactérias metanogênicas se encontra presente em quantidade suficiente, e as condições ambientais do sistema de tratamento são favoráveis, estas utilizam os ácidos intermediários no momento em que estes são formados. Como resultado, os ácidos não se acumulam além da capacidade neutralizadora da alcalinidade presente no meio, o pH permanece numa faixa favorável às bactérias metanogênicas e o sistema anaeróbio permanece em equilíbrio.

Apesar dos ácidos voláteis serem produtos intermediários no processo anaeróbio, quando no sistema ocorre à predominância da acidogênese sobre a metanogênese e um aumento significativo na concentração destes ácidos, a produção de metano torna-se prejudicada devido à diminuição de pH e ao aumento da toxicidade proveniente do acúmulo de ácidos orgânicos. Esta elevada concentração pode fazer com que ocorra nova diminuição do pH, promovendo ainda mais a acidogênese, resultando na redução da atividade metanogênica no reator. O efeito tóxico é causado pela fração não ionizada dos ácidos voláteis, que penetra mais rapidamente para o interior das células bacterianas, modificando o pH interno destas células (Stanier *et al.*, 1964 *apud* Beal 2004).

Em um reator, quando a concentração de ácidos voláteis está próxima a zero ou se mantém constante, indica que todo o ácido produzido está sendo imediatamente transformado em metano e dióxido de carbono.

Em um processo operado corretamente, a concentração de ácidos voláteis expressa em termos de ácido acético não deve ser superior a 200 mg/L. Quando a concentração dos ácidos voláteis começa a aumentar, é sinal de que algum desequilíbrio pode estar ocorrendo, tal como: sobrecarga orgânica, sobrecarga hidráulica (lavagem da bactérias metanogênicas), sobrecarga tóxica e outros fatores como variação da temperatura e pH (Souza, 1984 *apud* Beal 2004). As medidas corretivas a serem tomadas para levar o processo à normalidade podem constar de adição de compostos alcalinos e/ou diminuição da carga orgânica aplicada e controle da temperatura.

Alcalinidade

A interação da alcalinidade com os ácidos voláteis durante a digestão anaeróbia fundamenta-se na capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos formados no processo e também em tamponar o pH na eventualidade de acumulação de ácidos voláteis. Tanto a alcalinidade como os ácidos voláteis derivam da decomposição dos compostos orgânicos durante a digestão anaeróbia (Pescador, 2001), por exemplo:

- Conversão de ácidos graxos voláteis intermediários: a digestão de acetato de sódio pode levar a formação de bicarbonato de sódio.
- Conversão de proteínas e aminoácidos, com formação de amônia (NH_4^-): a combinação da amônia com o ácido carbônico em solução leva à formação do bicarbonato de amônia.

Segundo Campos, J. R. *et al.* (1999), compostos como CO_2 e ácidos graxos voláteis de cadeia curta tendem a reduzir o pH, enquanto cátions geradores de alcalinidade, como os íons de nitrogênio amoniacal, proveniente da degradação de proteínas, e o sódio proveniente da degradação de sabão, aumentam a alcalinidade e o pH.

A digestão de outros compostos orgânicos que não levam a um cátion como produto final não produzem alcalinidade. Tal ocorre na degradação de carboidratos e álcoois. Isto é particularmente importante devido à elevada síntese microbiana durante a degradação de carboidratos, podendo resultar na depressão da alcalinidade, caso o bicarbonato de amônia presente seja utilizado como fonte de nitrogênio para a síntese biológica (Chernicharo, 1997).

Como resultado da reação da alcalinidade com os ácidos graxos voláteis produzidos no sistema, a alcalinidade de bicarbonato é convertida em alcalinidade de ácidos voláteis,

pois estes são mais fortes que os bicarbonatos. Todavia, a capacidade de tamponamento da alcalinidade dos ácidos voláteis ocorre na faixa de pH entre 3,75 e 5,75 (Ripley, 1986 *apud* Pescador 2001), sendo de pouca importância na digestão anaeróbia. Dessa forma, deve-se fornecer a suplementação da alcalinidade bicarbonato perdida na reação com os ácidos voláteis.

Quando o pH do afluente é muito baixo e o sistema não consegue produzir alcalinidade suficiente para neutralizar esta acidez, é necessária a adição de produtos alcalinos, para manter o pH do meio próximo a neutralidade. Os principais produtos utilizados são Ca(OH)_2 (cal hidratada), CaO (cal virgem), NaHCO_3 (bicarbonato de sódio), Na_2CO_3 (carbonato de sódio), NaOH (hidróxido de sódio), NH_4HCO_3 (bicarbonato de amônia). Produtos como NaOH , NaHCO_3 e NH_4HCO_3 fornecem alcalinidade bicarbonato diretamente, enquanto outros (CaO , Ca(OH)_2 , NH_3) reagem com o CO_2 para formar HCO_3^- . A utilização de cal é favorável pelo baixo custo, porém quando o pH atinge 6,7 a 6,8, não é mais factível sua utilização, pois há consumo de CO_2 , formando o precipitado CaCO_3 , não resultando em aumento de pH até que o CO_2 seja reduzido a 10% no gás gerado, quando qualquer adição de cal provocará aumento brusco nos valores de pH.

No monitoramento de reatores anaeróbios a verificação sistemática da alcalinidade torna-se mais importante que a avaliação do pH. Isso se deve a escala logarítmica do pH, significando que pequenas reduções de valores de pH implicam no consumo de elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do meio.

Nutrientes

As necessidades nutricionais das populações microbianas envolvidas nos processos biológicos de tratamento de esgoto são usualmente estabelecidas a partir da composição química das células microbianas. Como a composição exata é raramente conhecida, os requisitos de nutrientes são determinados com base na composição empírica das células microbianas. Tal consideração se baseia no fato de que quase todas as células vivas são formadas por tipos similares de compostos e que estas apresentam composições químicas semelhantes, requerendo, portanto, os mesmos elementos nas mesmas proporções relativas (Chernicharo, 1997). A Tabela 11 apresenta a composição química das bactérias metanogênicas.

Tabela 11: Composição química das bactérias metanogênicas

Macronutrientes		Micronutrientes	
Elemento	Concentração (g/kg SST)	Elemento	Concentração (mg/kg SST)
Nitrogênio	65	Ferro	1.800
Fósforo	15	Níquel	100
Potássio	10	Cobalto	75
Enxofre	10	Molibdênio	60
Cálcio	4	Zinco	60
Magnésio	3	Manganês	20
		Cobre	10

Fonte: Lettinga *et al.*, 1996

Células procariontes são compostas por aproximadamente 80% de água e 20% de material seco, do qual 90% é matéria orgânica e 10% é matéria inorgânica (Metcalf & Eddy, 2003). Valores típicos da composição de células procariontes são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12: Composição típica de células microbianas

Constituinte	Percentual peso seco
Proteína	55,0
Polissacarídeo	5,0
Lipídio	9,1
DNA	3,1
RNA	20,5
Outros (açúcares, aminoácidos)	6,3
Íons inorgânicos	1,0

Fonte: Metcalf & Eddy, 2003

No tratamento de águas residuais municipais, a presença de nutrientes é geralmente suficiente, porém, no tratamento de efluentes industriais, pode ser necessário a adição de nutrientes no processo biológico. A falta de nitrogênio e fósforo é comum principalmente no efluente da indústria de processamento de alimentos ou em efluentes com grande concentração de matéria orgânica. Utilizando a fórmula $C_{12}H_{87}O_{23}N_{12}P$ para representar a composição da biomassa celular, aproximadamente 12,2 g de nitrogênio e 2,3 g de fósforo são necessárias para 100 g de biomassa celular (Metcalf & Eddy, 2003).

São os seguintes nutrientes, em ordem decrescente de importância, necessários à estimulação nutricional de bactérias metanogênicas: nitrogênio, enxofre, fósforo, ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio, riboflavina e vitamina B₁₂ (Chernicharo, 1997).

- *Nitrogênio*: O nitrogênio é o nutriente inorgânico requerido em maiores concentrações para o crescimento dos microorganismos. Em condições anaeróbias, o nitrogênio nas formas de nitrito e nitrato não se encontra disponível para o crescimento bacteriano, uma vez que este é reduzido a nitrogênio gasoso e liberado na atmosfera. A amônia e fração de nitrogênio orgâ-

nico liberado durante a degradação são as principais fontes de nitrogênio utilizadas pelos microorganismos.

De acordo com Lettinga *et al.* (1996), assumindo-se que os nutrientes presentes no esgoto estejam numa forma disponível para as bactérias, as seguintes relações podem ser utilizadas:

(a) Biomassa com baixo coeficiente de produção celular - degradação de ácidos graxos voláteis ($Y \sim 0,05$ gSSV/gDQO):

DQO : N : P = 1000 : 5 : 1
C : N : P = 330 : 5 : 1

(b) Biomassa com elevado coeficiente de produção celular – degradação de carboidratos ($Y \sim 0,15$ gSSV/gDQO):

DQO : N : P = 350 : 5 : 1
C : N : P = 130 : 5 : 1

- *Fósforo*: A incorporação de fósforo pelos microorganismos na digestão anaeróbia tem sido citada como sendo de aproximadamente 1:5 a 1:7 em comparação ao nitrogênio. A maioria dos microorganismos é capaz de utilizar ortofosfato inorgânico, que pode ser incorporado pelas células em crescimento, através da mediação de enzimas fosfatases.

- *Enxofre*: A maioria das bactérias metanogênicas utiliza sulfeto como fonte de enxofre, embora algumas possam utilizar a cisteína. Se o sulfato inorgânico estiver presente, será reduzido a sulfeto, reagindo então com o aminoácido serine para formar o enxofre contendo aminoácido cisteína. O enxofre é necessário para a síntese de proteínas.

As necessidades de enxofre parecem ser as mesmas das de fósforo. Os requisitos de enxofre pelas bactérias metanogênicas fazem parte de um quadro complexo. A presença de sulfatos pode limitar a metanogênese, pois as bactérias redutoras de sulfato competem por substratos como o hidrogênio e o acetato. Entretanto, as bactérias metanogênicas dependem da produção de sulfetos para o seu crescimento. Isto ilustra o ambiente ecológico relativamente complexo ocupado pelas metanogênicas, quando alguns compostos inorgânicos passam de concentrações ideais a tóxicas, dentro de uma estreita faixa de valores.

- *Micronutrientes*: Os micronutrientes, assim como o nitrogênio, fósforo e enxofre, também têm se mostrados necessários ao processo de digestão anaeróbia. Eles são responsáveis por cerca de 4% do peso seco das células. Ferro, cobalto, níquel e molibdênio são os principais micronutrientes requeridos pelas bactérias que formam metano a partir de acetato.

Produção e composição dos gases

A composição e a produção de gases está diretamente ligada à quantidade e característica da matéria orgânica degradada, onde um decréscimo na produção de gás pode indicar desequilíbrio ou toxicidade no processo. Esta redução na produção de gás pode ser também conseqüência de variação na carga orgânica aplicada ou mudança no conteúdo de CO₂ no gás gerado. É possível prever a quantidade e a composição dos gases que serão produzidos pela degradação anaeróbia conhecendo-se a composição química do efluente. Isto é possível utilizando-se a formulação estequiométrica apresentada a seguir (McCarty, 1964 *apud* Pescador 2001):



A composição do biogás produzido (% CH₄, % CO₂, % H₂S, etc.) é um reflexo do equilíbrio ecológico do reator anaeróbio. Um reator anaeróbio com alta atividade metanogênica terá percentual de CH₄ elevado (65% a 75%) e baixo percentual de CO₂. Se a metanogênese for parcialmente inibida, aumentará o percentual de dióxido de carbono, indicando um aumento da acidificação. Se na alimentação houver concentração elevada de sulfato, sulfito ou tiosulfato na forma combinada ou livre, certamente haverá elevado percentual de H₂S no biogás. O aumento percentual de CO₂ pode ocorrer também da reação de ácidos voláteis com a alcalinidade. A relação entre CH₄ e CO₂ é alterada significativamente só após severa inibição ou retardo da fase metanogênica, não sendo um parâmetro que indica o que está ocorrendo, mas sim o que ocorreu.

Remoção de matéria orgânica (DQO)

Como toda a DQO removida do sistema é transferida para os gases (sem contabilizar a DQO consumida para a síntese e produção de energia), a DQO remanescente é aquela correspondente ao metano, pois o CO₂ não exerce demanda de oxigênio, visto que este carbono está completamente oxidado.

Da equação $CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O$, conclui-se que cada grama de DQO removida corresponde a 0,35 litro de metano nas CNTP. Assim, conhecendo-se a DQO afluente e a provável eficiência do sistema, um desvio da produção esperada de CH₄ pode indicar condição inadequada no reator (Pescador, 2001).

Nos sistemas biológicos de tratamento de esgotos usualmente ocorrem mecanismos de remoção não biológica de DQO solúvel, através de sua incorporação no lodo ou na fração particulada perdida com o efluente. Nesse caso, a porcentagem de remoção de DQO incluirá uma parcela de DQO eliminada por insolubilidade não biológica. São dois os princi-

tais mecanismos que contribuem para que isso ocorra: precipitação e adsorção (Chernicharo, 1997).

A precipitação ocorre como resultado de mudança no pH ou da adição de compostos alcalinos, a base de cálcio, para o controle do pH. Os precipitados podem sedimentar, passando a incorporar o lodo ou serem levados para fora do sistema juntamente com a DQO efluente.

A adsorção (reação onde a DQO é adsorvida na superfície das partículas de biomassa presente no sistema) tem como principal exemplo na prática a adsorção de gorduras no lodo bacteriano.

2.4.5 *Teste de atividade metanogênica*

A atividade metanogênica de lodos anaeróbios é usualmente realizada a partir de um teste em batelada sob adequadas condições ambientais, onde se avalia a capacidade das bactérias metanogênicas em converter substrato orgânico em metano e dióxido de carbono.

A atividade metanogênica específica (AME) é definida como sendo a medida da taxa de produção de metano, ou taxa de conversão de substrato, por unidade de massa microbiana (Monteggia, 1991).

Como o teste depende da atividade biológica de microorganismos vivos, a transferência de uma amostra representativa de lodo anaeróbio de um reator biológico para o teste de laboratório deve levar em conta os seguintes fatores (Monteggia, 1991):

- Garantia de ambiente anaeróbio, com condições necessárias de temperatura, pH, potencial redox e nutrientes, visando obter a máxima atividade biológica;
- Utilização de população de microorganismos (SSV) adequada e quantidade suficiente de alimento, para obter a máxima taxa de remoção de substrato;
- Precisão no monitoramento das variações na atividade metabólica (produção de gás) e consumo de substrato durante o período de teste.

Segundo James *et al.* (1990); Monteggia (1991); Miranda (2004), o teste de AME pode ser utilizado para as seguintes aplicações:

- Avaliar a capacidade de produção de metano para diferentes tipos de lodo;
- Avaliar o comportamento da biomassa anaeróbia sob o efeito de compostos potencialmente inibidores;

- Observar as mudanças na atividade do lodo devido à possibilidade de aumento das concentrações de materiais inertes após um longo período de operação do reator;
- Avaliar parâmetros cinéticos em batelada;
- Calcular a quantidade de biomassa necessária para inocular um reator no início do processo de partida deste;
- Estabelecer o grau de degradabilidade de um substrato específico;
- Determinar a toxicidade relativa de compostos químicos presentes em efluentes líquidos e resíduos sólidos.

Segundo Beal (2004), no teste de AME, fazem-se algumas importantes considerações:

- O crescimento de biomassa é desprezível, devido ao curto período de tempo no qual o teste é realizado. Isto se explica, pois o principal grupo de microorganismos estimulado é o das Arqueas metanogênicas e a taxa específica máxima de crescimento deste grupo de microorganismos é muito baixa.
- A necessidade de nutrientes no teste é suprida por nitrogênio, fósforo, enxofre e potássio. Utiliza-se água de consumo na realização da solução, pois essa teoricamente possui outros metais essenciais. Duas razões levam a esta consideração: (a) não há necessidade de nutrientes para sustentar o crescimento de biomassa; e (b) dificuldade de manter os metais na sua forma ionizada no ambiente anaeróbio.

Ainda que o teste de AME se constitua em um instrumento bastante útil, seus resultados devem ser utilizados com reservas, pois inexistente padronização internacional do mesmo. Dessa forma, as diferentes metodologias e condições de experimentação podem conduzir a resultados de AME de difíceis comparações entre si. Assim sendo, entende-se que os resultados obtidos neste teste representam as atividades metanogênicas específicas relativas, e não absolutas. Entretanto, ainda que os resultados sejam relativos, estes são muito importantes para o acompanhamento e avaliação de reatores anaeróbios (Chernicharo, 1997).

2.5 Lise celular

2.5.1 Introdução

Como descrito no capítulo anterior, a principal dificuldade na biodegradação anaeróbia do excesso de lodo ativado está na etapa de hidrólise dos biopolímeros, devido à difi-

culdade de acesso ao substrato existente no interior das células pelas bactérias anaeróbias causado pela resistência da parede celular à biodegradação.

O processamento de lodos por meio de agentes físicos ou químicos promove a morte e o rompimento celular da fração de biomassa por meio da destruição de paredes e membranas celulares. Após a lise celular, o conteúdo protoplasmático é liberado para o meio. Esse conteúdo celular é representado por moléculas menores e de maior degradabilidade, como proteínas, oligossacarídeos, ácidos graxos e nucléicos. Essas moléculas liberadas do conteúdo protoplasmático são muito suscetíveis ao ataque de agentes hidrolíticos, como ácidos, álcalis e óxidos. Desse modo, a principal diferença entre a hidrólise por enzimas microbianas e a lise induzida por agentes hidrolíticos é o ataque preferencial à biomassa de lodos, que ocorre mais lentamente quando depende exclusivamente de ação enzimática (Cassini *et al.*, 2003).

Sendo assim, este capítulo descreve as técnicas de lise celular mais utilizadas na liberação de substrato celular, visando, principalmente, o aumento da eficiência da digestão anaeróbia do excesso de lodo aeróbio. Segundo Parsekian & Pires (2005), além de acelerar o processo de biodegradação, a lise celular também aumenta a produção de metano, reduz a produção de lodo digerido e melhora o balanço energético do processo.

Abreu *et al.*, (2003) afirmaram que os resultados de diferentes autores são de difícil comparação, pois os diferentes lodos e resíduos orgânicos, com diferentes substratos carbonáceos, geralmente não são caracterizados e se diferem na sua composição.

As tecnologias que apresentam maior potencial para melhorar a digestibilidade do lodo são: lise química, lise térmica, lise termoquímica, lise mecânica e lise biológica.

2.5.2 Lise química e termoquímica

Pré-tratamentos químicos e termoquímicos, baseados em fortes condições ácidas ou básicas combinados com altas temperaturas e pressões, têm-se mostrado eficientes no aumento da biodegradabilidade anaeróbia de lodos (Weemaes *et al.*, 2000). A lise química consiste basicamente na utilização de ácido (lise ácida) ou base (lise alcalina), fazendo com que a parede celular rompa devido à variação do pH. Usualmente, os efeitos de ácidos e bases podem promover a liberação de produtos de separação molecular e aumentar o grau de matéria orgânica solúvel, que pode ser avaliada em termos de DQO solúvel em relação a DQO total (Cassini *et al.*, 2003).

A lise química também pode ser realizada a partir de oxidação química. Liu et al, (2001) consideram válidas a utilização de técnicas oxidativas no pré-tratamento de lodos. Segundo a literatura, técnicas oxidativas são normalmente utilizadas para:

- Tratamento de orgânicos perigosos presentes em baixa concentração em águas subterrâneas;
- Uso no tratamento de águas residuárias com pequeno volume e grande concentração, antes do tratamento biológico;
- Tratamento de águas residuárias com constituintes resistentes a biodegradação;
- Uso como pós-tratamento após tratamento biológico, visando redução de toxicidade.

Embora a aplicação de técnicas oxidativas no tratamento de lodos seja pouco mencionada na literatura, é possível realizar o pré-tratamento de lodos utilizando ozônio (O₃), O₂ (oxidação úmida) ou peróxido de hidrogênio/íons ferro (oxidação Fenton). Entretanto, estas técnicas são pouco utilizadas com este fim devido ao seu alto custo e dificuldades na implantação e operação em grande escala (Neyens *et al.*, 2003-A).

O pré-tratamento químico mais usual é a lise alcalina, onde vários agentes básicos podem ser utilizados, como por exemplo, NaOH, KOH, Mg(OH)₂, e Ca(OH)₂ (Penaud *et al.*, 1999). A utilização de hidróxido de sódio em baixa dosagem é efetiva na solubilização de excesso de lodo ativado municipal (Lin *et al.*, 1999), sendo este o agente hidrolisante mais usado para este fim.

Segundo Abreu *et al.*, (2003), a razão de se utilizar lise alcalina, ao invés de lise ácida, é que a alcalinidade residual é compatível com a digestão anaeróbia subsequente, o mesmo não ocorrendo com a acidez. Além do mais, devido à baixa eficiência do tratamento ácido, a maioria dos estudos utiliza a hidrólise ácida em associação com um outro tratamento, geralmente processos de elevação da temperatura e/ou pressão.

O mecanismo do rompimento celular gerado pelo tratamento alcalino ocorre da seguinte forma: em meios com valores de pH altos, as células perdem sua capacidade vital, não conseguindo manter uma apropriada pressão de turgor (pressão interna contra a parede celular), causando seu rompimento. Álcali adicionado ao lodo reage com a parede celular de várias maneiras, incluindo a saponificação de lipídios da parede celular, levando a solubilização da membrana. Altas concentrações de álcali causam a ruptura de células presentes no lodo, liberando seu material intracelular. Por outro lado, o aumento do pH em amostras de lodo

torna a superfície da célula bacteriana altamente negativa, criando grande repulsão eletrostática, o que causa a dessorção de polímeros extracelulares (Neyens *et al.*, 2003-B).

Em relação à digestão anaeróbia, a taxa de produção de gás aumenta quando o reator anaeróbio é alimentado com lodo pré-tratado com NaOH (Lin *et al.*, 1997).

Conforme Neyens *et al.*, (2003-B), a lise alcalina utilizando $\text{Ca}(\text{OH})_2$ é eficiente na redução de lodo e apresenta melhor desaguamento.

É importante salientar que o tratamento térmico consome uma substancial quantidade de energia em comparação ao consumo de produto químico na lise alcalina. O pré-tratamento químico é mais econômico e eficiente, e pode ser realizado a temperatura ambiente (Lin *et al.*, 1997). Entretanto, segundo Park *et al.*, (2005), lise termoquímica pode ser escolhida quando é requerido um rápido tratamento de pequena quantidade de excesso de lodo. Park *et al.*, (2005) também citam que a lise termoquímica, apesar de ser um tratamento rápido e de alta eficiência, possui alto custo de aplicação devido ao grande consumo de produtos químicos e a necessidade de manter temperaturas elevadas.

Resultados obtidos na solubilização da DQO em vários estudos utilizando NaOH como agente hidrolisante e teor de sólidos totais de 1% estão apresentados na Tabela 13.

Tabela 13: Resultados da solubilização de lodo ativado utilizando lise alcalina.

Tipo de lodo	NaOH (meq/L)	T (°C)	Tempo (h)	DQO_{sol}/DQO_{tot} (%)	Referência
Doméstico	40	25	24	40	Lin <i>et al.</i> , (1997)
Industrial	30	25	24	25	Lin <i>et al.</i> , (1998)
Municipal	40	Ambiente	24	55	Lin <i>et al.</i> , (1999)
Municipal	40	Ambiente	10	31	Chang <i>et al.</i> , (2002)
Biofiltro	20	Ambiente	8	65	Abreu <i>et al.</i> , (2003)
Biofiltro	60	Ambiente	8	81	Abreu <i>et al.</i> , (2003)

Hoffmann & Klute (1990) *apud* Abreu *et al.*, (2003) afirmam que a reação hidrolítica em condição alcalina se encerra após 4-6 horas. Com 8 horas de reação, hidrolisando lodo aeróbio de biofiltro, Abreu *et al.*, (2003) obtiveram uma relação $\text{DQO}_{\text{solúvel}}/\text{DQO}_{\text{total}}$ de 81%. Já Chang *et al.*, (2002), com 10 horas de reação e hidrolisando excesso de lodo ativado conseguiram solubilizar 31% da DQO total.

A adição de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ para elevar o pH do lodo a 10-12 com um subsequente aquecimento a 120-160°C produz uma solubilização de apenas 15%. Em contrapartida, a adição de NaOH no lodo ao invés de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ aumenta a solubilização para 40-60% (Weemaes & Verstraete, 1998).

2.5.3 Lise térmica

O tratamento térmico de lodos promove redução da fase líquida pela retirada de água, concentração e desnaturação de polímeros e rompimento celular. Os carboidratos, lipídios e proteínas são as moléculas mais afetadas pelo calor, que gera rompimento de cadeias em moléculas menores, sendo mais facilmente assimiláveis. Temperaturas mais elevadas também destroem paredes e membranas celulares, causando a liberação de conteúdo celular e facilitando sua subsequente assimilação e oxidação biológica (Cassini *et al.*, 2003).

O tratamento térmico também pode ser utilizado visando reduzir a concentração de organismos patogênicos, melhorar as propriedades de desaguamento, reduzir odor durante a digestão, e principalmente aumentar a biodegradabilidade e da biodisponibilidade do lodo de esgoto (Neyens & Baeyens, 2003; Andreoli *et al.*, 2003).

O pré-tratamento térmico também melhora o balanço de energia quando comparado ao condicionamento térmico convencional. A melhoria no balanço de energia é baseada na expectativa da aceleração da biodegradabilidade durante a digestão anaeróbica e no subsequente aumento na produção de biogás, que pode compensar a energia requerida para o aquecimento da digestão.

Este processo realiza-se com o aquecimento do lodo usando temperaturas de 40 a 180°C, que rompe as células devido à diferença de pressão ocorrida durante o processo de hidrólise, produzindo lodo parcialmente solubilizado mais disponível para posterior digestão (Kepp *et al.*, 1999).

Para excesso de lodo ativado industrial, principalmente da indústria do papel, a temperatura ótima de hidrólise encontra-se na faixa de 150 a 165°C (Kepp *et al.*, 2000). Entretanto, deve-se salientar que o pré-tratamento utilizando altas temperaturas tem maior requerimento de energia e possui difícil operação. Assim, pré-tratamento térmico utilizando baixas temperaturas, isto é, inferiores a 100°C, torna-se cada vez mais atrativo (Gavala *et al.*, 2003). Porém, o pré-tratamento com baixas temperaturas necessita de maior tempo de contato do que tratamento com altas temperaturas para obter semelhante eficiência de solubilização (Neyens & Baeyens, 2003).

Geralmente a energia térmica obtida nas estações de tratamento de esgoto pela queima de biogás, pode ser utilizada no aquecimento do lodo, com redução significativa de custos. O consumo de energia térmica pode ser otimizado, tal que o balanço de energia seja positivo comparado com o tratamento convencional de lodo.

2.5.4 Lise mecânica

A desintegração mecânica realiza-se por métodos onde a energia necessária para o rompimento celular é provida por pressão, cisalhamento ou torque. O estresse mecânico dos sólidos resulta em tensões e deformações que rompem a parede celular. A célula resiste a esse estresse enquanto a tensão é menor do que a resistência da parede celular (Neyens & Baeyens, 2003).

Segundo Middelberg (1995), a lise mecânica oferece a vantagem de operação contínua e curto tempo de detenção, além de apresentar um baixo custo de operação comparado à pré-tratamentos químicos ou enzimáticos.

Alguns métodos de desintegração mecânica utilizados são:

Ultra-som

A aplicação da tecnologia de lise por ultra-som na engenharia ambiental ainda está em fase inicial. Entretanto, sua utilização oferece um grande potencial para melhorar os processos de tratamento de água, de águas residuárias e de lodos (Parsekian, 2003). A solubilização da matéria orgânica utilizando ultra-som é baseada na destruição de células e material orgânico de difícil degradação. O tratamento de células biológicas em suspensão com ultra-som inaudível (frequências maiores que 18 kHz) resulta na sua inativação e rompimento (London South Bank University, 2004).

O processo ultra-sônico leva à formação de bolhas de cavitação na fase líquida. Estas bolhas crescem e entram em colapso quando atingem um tamanho crítico. Este colapso cavitacional produz intenso aquecimento local e alta pressão na interface líquido-gás, turbulência e fortes fenômenos de cisalhamento na fase líquida. Por causa das condições extremas no local, radicais $\cdot\text{OH}$, $\cdot\text{HO}_2$, $\cdot\text{H}$ e peróxido de hidrogênio podem ser formados. Assim, sonificação é descrito como uma combinação de diferentes fenômenos: reações químicas usando radicais, pirólise, combustão e cisalhamento (Bougrier *et al.*, 2005).

Mecanismos do processo ultra-sônico são influenciados por vários fatores: fonte de energia, frequência ultra-sônica (Hz), natureza do efluente, volume da amostra a ser tratada, geometria do recipiente e posição da sonda (Chu *et al.*, 2001). Desintegração celular é proporcional à fonte de energia. Altas frequências promovem a oxidação de radicais, enquanto baixas frequências promovem fenômenos mecânicos e físicos, como ondas de pressão. Em efluentes complexos, como excesso de lodo aeróbio, o desempenho dos radicais decai (Bougrier *et al.*, 2005), mostrando que a degradação do excesso de lodo é mais eficiente em baixas frequências (Tiehm *et al.*, 2001).

Devido ao ataque do ultra-som na parede celular, as células bacterianas liberam exoenzimas que biocatalisam as reações hidrolíticas. Isto resulta na aceleração do colapso da matéria orgânica em frações menores de fácil biodegradação (Bartholomew, 2002).

Segundo Bartholomew (2002), as principais vantagens da utilização de ultra-som no pré-tratamento do excesso de lodo são:

- (a) aumento na taxa de biodegradação de matéria orgânica;
- (b) aumento na produção de biogás na digestão anaeróbia;
- (c) redução do teor de sólidos do lodo;
- (d) aumento no teor de sólidos secos após desaguamento;
- (e) redução no uso de polímeros e outros flocculantes;
- (f) minimização do volume de lodo;
- (g) melhor remoção biológica de nutrientes;
- (h) melhor estabilização e desaguamento do lodo.

A principal desvantagem da utilização de ultra-som no rompimento celular, apesar de sua boa eficiência, é o alto consumo de energia no uso em grande escala (Chu *et al.*, 2002).

De acordo com Wang *et al.*, (1999), lise ultra-sônica é um processo bastante interessante para melhorar a geração de metano. O tempo de detenção em digestores anaeróbios também pode ser reduzido, permitindo a construção de plantas de tratamento mais compactas (Nah, *et al.*, 2000).

Algumas das principais utilizações do ultra-som, além do rompimento celular, são: aceleração de reações químicas e físicas, dispersão de partículas finas, homogeneização, emulsificação, dissolução, descontaminação biológica e descontaminação química (Campos, A. L. de O., 2002).

Bougrier *et al.*, (2005) concluíram que uma energia específica fornecida abaixo de 1.000 kJ/kg ST é utilizada somente para reduzir o tamanho dos flocos do excesso de lodo ativado, sendo necessário utilizar energia suplementar para quebrar flocos e células. Em termos de produção de biogás, não é interessante aplicar energia superior a 7.000 kJ/kg ST. Quando a energia utilizada é maior que 7.000 kJ/kg ST, a geração de biogás permanece constante e a solubilização é menos acentuada.

Chu *et al.*, (2002) obtiveram, utilizando uma sonificação fraca (0,33 W/mL, 20 min), significativa melhora na produção de metano, sem uma completa degradação da estrutura dos flocos.

Segundo Grönroos *et al.*, (2005), a desintegração ultra-sônica de lodo aumenta a DQO solúvel e a produção de metano. A desintegração do lodo é afetada significativamente pela força ultra-sônica utilizada, teor de sólidos do lodo, temperatura do lodo e tempo de tratamento com ultra-som.

A digestão anaeróbia de amostras de lodo com alto teor de sólidos, tratadas com ultra-som, possuem maior produção de biogás, comparada com amostra de lodo não tratado. Entretanto, a quantidade de energia utilizada no tratamento é muito maior que a energia produzida em forma de biogás, mostrando que o pré-tratamento por ultra-som pode ser energeticamente ineficiente (Onyeche *et al.*, 2002).

Moinho de Bolas

O moinho de bolas, originalmente utilizado na indústria de tintas, foi adaptado com sucesso para ruptura celular, tanto em escala de laboratório quanto em escala industrial, fornecendo um meio simples e efetivo para ruptura de diferentes tipos de microorganismos (Geciova *et al.*, 2002).

Seu esquema básico consta de uma câmara de moagem (vertical ou horizontal) com um eixo rotatório em seu centro (Figura 7). O eixo é preenchido com agitadores de diversos formatos (discos ou anéis concêntricos ou excêntricos) que conferem energia cinética a pequenas esferas dentro da câmara, forçando-as a colidirem uma nas outras. As esferas de vidro ou cerâmica (tipicamente < 1,5 mm) ficam retidas dentro da câmara por uma peneira ou por uma ranhura axial menor que o tamanho das esferas. Praticamente toda energia fornecida é dissipada em calor, sendo necessário o resfriamento da câmara (Middelberg, 1995; Geciova *et al.*, 2002).

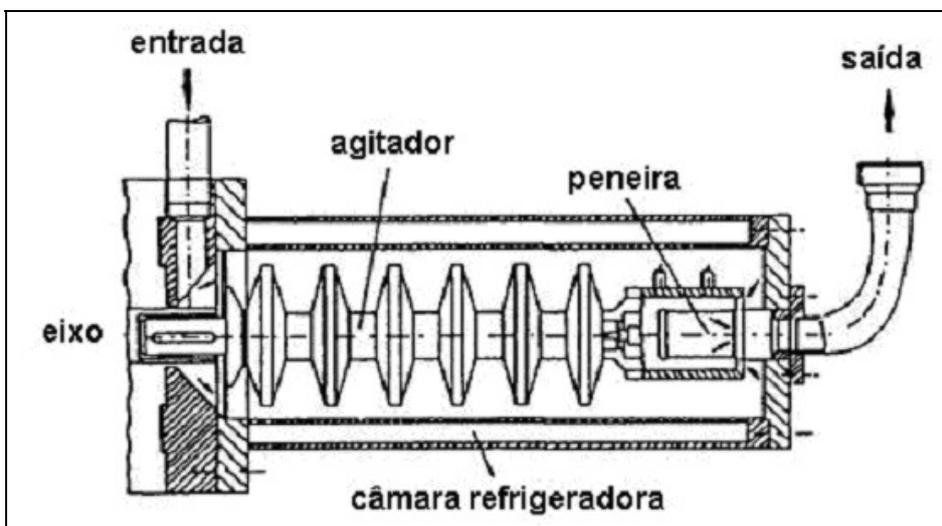


Figura 7: Moinho de bolas com câmara horizontal.
Fonte: Middelberg (1995)

Segundo Middelberg (1995), parâmetros chave que podem ser tomados como referência para maximizar a ruptura celular são: (a) alta concentração de esferas (80-90% do volume da câmara); (b) velocidades relativamente altas do agitador (5-10 m/s); (c) esferas com pequeno diâmetro (0,5 mm); e (d) moderada a alta concentração de células (40-50% em peso úmido).

Também se deve considerar que substratos encontrados na forma solúvel dentro do citoplasma celular são liberados com maior eficiência utilizando esferas menores (Geciova *et al.*, 2002).

A avaliação do tempo de detenção é um bom parâmetro para análise do desempenho do moinho de bolas operando de forma contínua. Segundo Middelberg (1995), o tempo de detenção deve ser tal que aproxime o comportamento hidráulico no moinho a um fluxo pistão, com objetivo de maximizar o número de agitadores em série. Com um grande número de agitadores em série, todas células gastam aproximadamente o mesmo tempo dentro do moinho, melhorando o desempenho do equipamento. O tempo de detenção do lodo dentro da câmara pode ser controlado por sua vazão de entrada (Jung *et al.*, 2001).

Com relação à solubilização do excesso de lodo utilizando moinho de bolas contínuo, Jung *et al.*, (2001) observam que, para obter uma alta taxa de ruptura celular devem ser analisadas condições de operação apropriadas como, diâmetro das esferas, velocidade de rotação do eixo e concentração de esferas na câmara.

Bury *et al.*, (2001) concluíram que moinhos de bola, assim como homogeneizador de alta pressão, são métodos acessíveis para ruptura celular com grande potencial de utilização em escala industrial.

Homogeneizador de Alta Pressão

Homogeneização é um processo utilizado na emulsificação de líquidos, na uniformização de partículas sólidas dispersas em um líquido e aplicações em bombeamentos de alta pressão. O processo é muito utilizado em usinas de leite, indústrias de bebidas e alimentos, na produção de produtos farmacêuticos e na indústria química. A utilização de homogeneizadores de alta pressão em rompimento celular na indústria biotecnológica é sua mais recente aplicação (Floury *et al.*, 2002).

Para realizar o rompimento da membrana celular utilizando homogeneizadores, fizeram-se necessárias algumas modificações no processo, como o aumento da pressão de operação e mudança no desenho da válvula de homogeneização (Middelberg, 1995).

O processo de rompimento celular por homogeneização caracteriza-se pela passagem da suspensão celular (ou lodo) em alta pressão por um orifício de abertura ajustável, designado válvula de homogeneização (Middelberg, 1995; Geciova *et al.*, 2002). A passagem por este orifício aumenta a velocidade do fluxo mais de 50 vezes e reduz a pressão estática para pressão atmosférica, causando turbulência, cavitação e tensão do líquido sobre a célula. A pressão estática diminui até atingir a pressão de vapor do líquido resultando na formação de bolhas de vapor, aumentando assim o fluxo gás-líquido. A colisão com estas bolhas de cavitação causam uma tensão cisalhante que rompe a parede celular. Após, o lodo colide com disco de impacto antes de deixar o homogeneizador (Figura 8).

Tensões e abrasão desgastam a válvula do homogeneizador, o que requer o uso de materiais de alta resistência, tais como tungstênio ou cerâmicas especiais, que são usadas como componentes da válvula, evitando este problema (Onyeche & Schäfer, 2003).

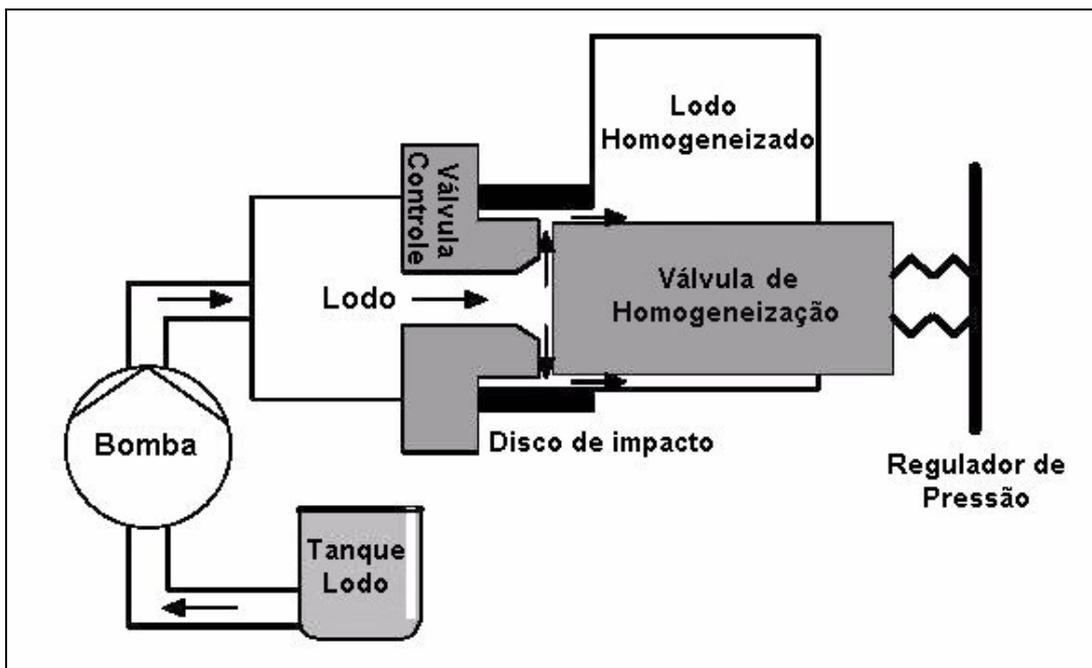


Figura 8: Corte de um homogeneizador de alta pressão.
Fonte: Onyeche & Schäfer, 2003

Segundo Geciova *et al.*, (2002), os principais parâmetros que determinam a eficiência do processo são: a pressão de operação, o número de passagens através da válvula de homogeneização, a temperatura da suspensão celular e o formato da válvula de controle.

Existem várias configurações de válvulas de controle, como mostra a Figura 9. O formato CD é o mais eficiente na ruptura celular (Middelberg, 1995).

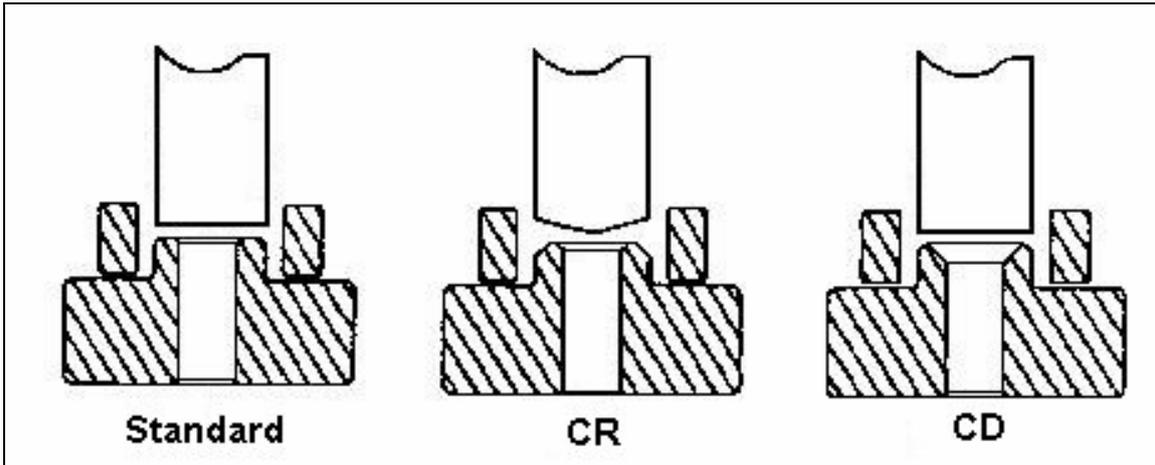


Figura 9: Válvulas de homogeneização: Standard - empregado para emulsões e dispersões; CR - configuração fio de faca; CD - configuração para rompimento celular.
Fonte: Middelberg (1995)

A quebra da parede celular é determinada pelo balanço entre a tensão originada devido às condições dinâmicas do fluido na válvula de homogeneização e a resistência física da célula. As propriedades físicas das células, isto é, tamanho, forma, e especialmente a resistência da parede celular têm influência direta na eficiência da lise celular (Shamlou *et al.*, 1995). Segundo Campos F. P. *et al.*, (2003), a fase de crescimento também influencia a eficiência de rompimento, ou seja, bactérias no início da fase *log* são normalmente mais sensíveis à pressão do que as células nas fases estacionária e de morte.

Middelberg (1995) diz que o campo de tensões no homogeneizador de alta pressão está relacionado com o gradiente de pressão, que é de extrema importância no rompimento de microorganismos. Cavitação também pode ser importante devido às altas velocidades na válvula e conseqüentes regiões de baixa pressão. Segundo Kleinig & Middelberg (1998), cavitação e tensões de cisalhamento são responsáveis pelos principais mecanismos da ruptura celular durante a homogeneização em homogeneizadores de alta pressão.

Alguns estudos determinaram que choque das células no disco de impacto pode ser a principal causa da ruptura celular. O aumento da distância de impacto (distância entre o diâmetro externo da válvula de homogeneização e o diâmetro interno do disco de impacto) resulta na redução na eficiência de rompimento da parede celular (Middelberg, 1995).

Porém, Shamlou *et al.* (1995) concluem que o mecanismo físico responsável pela ruptura da parede celular de microorganismos em homogeneizadores de alta pressão permanece incerto.

A ruptura mecânica de lodo tem obtido grande aceitação devido a sua aplicação com sucesso na escala industrial. Testes têm demonstrado que homogeneizadores de alta pressão podem ser bastante eficientes com relação a aspectos energéticos. Resultados obtidos por Onyeche & Schäfer (2003) demonstram que a ruptura mecânica de lodo utilizando homogeneizador de alta pressão melhora os resultados da digestão anaeróbia, aumentando também a produção de biogás e reduzindo a geração de lodo. A energia gerada pela produção de biogás é maior que a energia gasta no rompimento celular e na digestão anaeróbia, resultando assim em um balanço energético positivo.

2.5.5 Lise biológica

A lise biológica pode ser realizada com ou sem a adição de enzimas. Processos autolíticos podem ser realizados em temperatura ambiente ou também a partir da adição de enzimas. Na lise enzimática utilizam-se enzimas que catalisam a reação de quebra dos compostos da parede celular, liberando assim o substrato presente no interior das células (Neyens & Baeyens 2003).

A taxa de hidrólise é relativamente baixa na lise biológica, mas este método envolve custos de manutenção relativamente baratos (Park *et al*, 2005).

A lise enzimática é bastante utilizada para diminuir óleos e graxas no efluente. Cammarota *et al* (2001), propôs a utilização da lise enzimática em efluentes da indústria leiteira, antes do tratamento biológico anaeróbio, utilizando uma composição enzimática constituída basicamente por lipases (*Penicillium restrictum* lipases), a qual biodegrada óleos e graxas parcialmente, tendo como principais vantagens a diminuição do tempo de detenção nos reatores biológicos e a redução de problemas operacionais. Como resultado, Cammarota *et al*. (2001) obtiveram um decréscimo de turbidez e sólidos suspensos voláteis em torno de 75% e 90%, respectivamente, e eficiência na remoção de DQO aumentada de valores abaixo de 50% para valores próximos a 90%.

Métodos enzimáticos parecem viáveis para processo em pequena escala. Autólise é particularmente simples de implantação, embora seja pouco entendida. Lise enzimática é específica e pouco agressiva, e uma conveniente quantidade de enzimas comerciais está disponível no mercado. O custo de enzimas, no entanto, é uma preocupação. Isto pode ser reduzido se for desenvolvida uma estratégia de utilização efetiva e equilibrada (Middelberg, 1995).

Para Middelberg (1995), os resultados deste método são altamente dependentes do sistema estudado e a utilização de lise enzimática pode resultar em um nível muito baixo de liberação de proteínas.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

O presente trabalho tem como objetivo geral estudar a utilização das tecnologias de lise alcalina utilizando hidróxido de sódio como reagente químico e lise térmica utilizando temperaturas diferentes temperaturas no pré-tratamento do excesso de lodo ativado de uma indústria produtora de gelatina, visando obter a melhor eficiência na degradação anaeróbia do lodo lisado, e propor a utilização da metodologia desenvolvida como pré-teste de curta duração na avaliação e escolha de tecnologias utilizadas no pré-tratamento de lodos.

3.2 Objetivos específicos

3.2.1 *Lise alcalina*

- Determinação da dosagem ótima de hidróxido de sódio na solubilização do excesso de lodo ativado;
- Avaliação da influência do pH na solubilização de matéria orgânica para determinação do método de controle de pré-tratamento alcalino (dosagem de NaOH ou pH);
- Verificação do comportamento do pH do lodo aeróbio devido à adição de hidróxido de sódio;

3.2.2 *Lise térmica*

- Identificação do tempo e temperatura requeridos na solubilização da matéria orgânica por lise térmica;

3.2.3 *Degradação anaeróbia do excesso de lodo lisado*

- Avaliação do potencial de degradação anaeróbia do excesso de lodo aeróbio pré-tratado química e termicamente utilizando o teste de atividade metanogênica específica;

4 METODOLOGIA

4.1 Introdução

A metodologia foi subdividida em duas etapas: o estudo da utilização de tecnologias de lise forçada do excesso de lodo ativado e a avaliação da degradação anaeróbia do excesso de lodo lisado.

A primeira etapa apresenta a metodologia utilizada na lise alcalina utilizando hidróxido de sódio (NaOH) e na lise térmica utilizando temperaturas de 60 °C, 90 °C e 120°C. A segunda etapa apresenta a metodologia utilizada na avaliação da degradação anaeróbia do excesso de lodo aeróbio antes e após pré-tratamento.

Todos os experimentos descritos foram realizados no Laboratório de Saneamento do Instituto de Pesquisas Hidráulicas - UFRGS.

4.2 Primeira Etapa: Lise alcalina e lise térmica

4.2.1 Fonte do lodo

O excesso de lodo utilizado nos experimentos foi coletado na linha de descarga do excesso de lodo sedimentado do sistema de lodos ativados (saída do decantador secundário) da ETE de uma empresa produtora de gelatina.

O lodo coletado foi conservado a temperatura de 4°C, e coletas periódicas realizavam-se a cada 10 dias.

4.2.2 Lise alcalina

Esta etapa está subdividida em três partes: (a) avaliação da solubilização do lodo aeróbio utilizando diferentes dosagens de hidróxido de sódio; (b) avaliação da solubilização do lodo aeróbio para diferentes valores de pH; e (c) comportamento do pH do excesso de lodo devido à adição de hidróxido de sódio.

(a) Lise utilizando diferentes dosagens de hidróxido de sódio

O objetivo desta etapa consistiu na determinação da dosagem ótima de hidróxido de sódio que provocam maior solubilização da matéria orgânica.

Foi escolhido hidróxido de sódio como agente hidrolisante no pré-tratamento alcalino, devido a diversas experiências positivas envolvendo seu emprego na solubilização de lodos (Lin *et al.*, 1999; Chang *et al.*, 2002; Abreu *et al.*, 2003). No presente caso, foi também

fator decisivo o fato que o mesmo é utilizado na etapa de alcalinização da produção de gelatina, existindo a possibilidade de aproveitamento da infra-estrutura de armazenamento e experiência dos operadores da referida indústria, caso haja necessidade de construção de uma unidade de pré-tratamento alcalino.

As concentrações de hidróxido de sódio utilizadas foram 20, 30, 40, 50, 60 e 80 meq/L (0,8; 1,2; 1,6; 2,0; 2,4 e 3,2 g/L).

Utilizaram-se reatores com volume de 2.000 mL, entretanto o volume de lodo utilizado nesta etapa do trabalho foi de 500 mL. A mistura entre lodo aeróbio e hidróxido de sódio foi realizada com o auxílio de um equipamento Jar Test com pás movidas por meio magnético e velocidade de mistura de 190 rpm. Não se utilizou um maior volume de lodo, pois as pás do Jar Test não rodavam devido à alta concentração de sólidos do lodo, sendo esta superior a 1%. Os reatores utilizados possuem base quadrada (12 cm x 12 cm), visando obter mistura mais eficiente. O tempo de detenção ou tempo de reação utilizado no teste foi de 24 horas (Lin *et al.*, 1997; Lin *et al.*, 1998).

O procedimento utilizado nesse teste está descrito abaixo:

1. Adicionar 500 mL de lodo no reator e ligar o Jar Test;
2. Registrar o pH do lodo antes da adição de hidróxido de sódio;
3. Adicionar hidróxido de sódio (NaOH 1N) utilizando pipeta graduada e medir o pH;
4. Após 24 horas, coletar amostras para análises de DQO total e solúvel, ST e SVT.

(b) Lise utilizando diferentes valores de pH

Nesta etapa, procurou-se determinar o nível de solubilização da matéria orgânica presente no excesso de lodo devido ao aumento do pH pela adição de hidróxido de sódio.

Em uma primeira fase, ajustou-se o pH do excesso de lodo em 9, 10, 11, 12, e 13. Após análise dos resultados iniciais, decidiu-se cancelar os testes empregando pH 9 e 13, o primeiro devido ao efeito pouco significativo na solubilização do excesso de lodo (Tabela 20) e o segundo devido ao consumo excessivo de hidróxido de sódio (Tabela 21).

Os reatores utilizados foram os mesmos da etapa anterior, entretanto, utilizou-se 1.500 mL de lodo, pois se trabalhou com um novo Jar Test, este provido de pás movidas por acionamento mecânico, possibilitando assim a utilização de um volume maior de amostra. Também devido à troca de equipamento, modificou-se a velocidade de mistura para 160 rpm.

Esta redução na velocidade de mistura não afetou o resultado do teste, pois visualmente a mistura continuou eficiente. O tempo de detenção utilizado também foi de 24 horas.

Abaixo está descrito o procedimento utilizado:

1. Adicionar 1.500 mL de lodo no reator e ligar Jar test;
2. Medir a variação do pH devido à adição de hidróxido de sódio (NaOH 3N);
3. Com a utilização de uma bureta, realizar a adição gradual de hidróxido de sódio ao reator, observando a variação do pH até atingir o valor desejado.
4. Após, deixar o sistema em agitação por 24 horas, medir o pH e coletar amostras para análises de DQO total e solúvel, ST e SVT.

(c) Comportamento do pH do lodo devido à adição de NaOH

O principal objetivo deste teste foi verificar o comportamento do pH do excesso de lodo devido à adição gradual de NaOH 3N.

Neste teste, utilizou-se como reator um becker com volume de 600 mL. A mistura foi realizada utilizando-se um Jar Test com pás movidas por acionamento mecânico. A velocidade de mistura utilizada foi de 160 rpm.

O teste realiza-se da seguinte maneira:

1. Adicionar 500 mL de lodo ao reator e fixar a sonda do pHmetro, colocando-a em contato com a amostra;
2. Com o auxílio de uma bureta, adicionar gradualmente NaOH 3N na amostra;
3. Registrar o valor do pH a cada 2 mL de hidróxido de sódio adicionado.

4.2.3 *Lise térmica*

A metodologia utilizada na lise térmica está subdividida em duas partes. A primeira descreve os procedimentos da lise com as temperaturas de 60°C e 90°C e a segunda descreve os procedimentos utilizados na lise do excesso de lodo com temperatura de 120°C.

Lise térmica a 60°C e 90°C

O objetivo desta etapa foi verificar o efeito da temperatura na solubilização do excesso de lodo empregando reatores abertos. Utilizou-se para isso chapa aquecedora (máxima temperatura 300°C) e, a partir desse aquecimento, aumentar a solubilidade do excesso de lodo.

Foi realizado um teste preliminar com o objetivo de identificar as condições de temperatura de operação da chapa aquecedora para que a amostra de lodo atingisse a tempera-

tura desejada (60°C e 90°C) e verificar a velocidade de aquecimento da amostra de lodo. Para isso, utilizou-se o seguinte procedimento:

1. Adicionar lodo em dois beakers, 200 mL em cada, registrar a temperatura inicial do lodo e colocar ambos na chapa aquecedora.
2. Ajustar a temperatura da chapa aquecedora em 90°C e registrar a variação na temperatura do lodo a cada 10 minutos.
3. Aumentar a temperatura da chapa sempre que a temperatura do lodo tornar-se estável, porém abaixo da temperatura desejada (60°C e 90°C).

Observou-se que a temperatura do lodo manteve-se estável em 60°C e 90°C para temperatura da chapa aquecedora de 120°C e 170°C, respectivamente.

Após, repetiu-se o procedimento descrito acima para verificar a tempo necessário de aquecimento do lodo até as temperaturas de 60°C e 90°C. O resultado está apresentado na Tabela 14, que mostra a variação da temperatura do lodo na chapa aquecedora em função do tempo.

Tabela 14: Variação da temperatura do lodo na chapa aquecedora

Lise 60°C Chapa 120°C		Lise 90°C Chapa 170°C	
Tempo (min)	Temperatura Lodo (°C)	Tempo (min)	Temperatura Lodo (°C)
0	22	0	25
10	33	10	47
20	39	20	62
30	45	30	71
41	50	40	80
51	52	50	84
61	56	60 ^A	90
66 ^A	60	64	90
81	60	70	93
84	61	74	92
90	63	80	90
94	60	86	90
96	60	90	90

A - Início do tempo do experimento

Observa-se que os resultados deste teste preliminar são válidos apenas para a chapa aquecedora em questão.

Depois de definidos a temperatura de operação da chapa aquecedora e o tempo necessário para o aquecimento do excesso de lodo, realizaram-se o teste de lise térmica, seguindo os seguintes procedimentos:

1. Ligar a chapa aquecedora e aguardá-la atingir as temperaturas de 120°C para a lise a 60°C ou 170°C para a lise a 90°C.
2. Adicionar 500 mL de lodo em um becker, colocá-lo sobre a chapa aquecedora e registrar a hora;
3. Misturar e registrar a temperatura da amostra a cada 10 minutos;
4. Quando a amostra atingir a temperatura desejada (60°C ou 90°C), aguardar 30 minutos e retirá-la da chapa aquecedora;
5. Analisar sólidos totais e voláteis, DQO total e solúvel e pH do lodo lisado.

O tempo total do teste foi dividido da seguinte forma: tempo de aquecimento do lodo até a temperatura desejada (60 minutos) e tempo do experimento (30 minutos). O tempo de resfriamento foi de 12 minutos para o lodo lisado a 90°C e 7 minutos para o lodo lisado a 60°C utilizando-se banho térmico com temperatura ambiente.

Lise térmica a 120°C

O principal objetivo deste experimento foi avaliar o efeito da lise em reatores que operam em pressão superior a atmosférica. A vantagem em utilizar pressões acima da atmosférica é que com estas é possível aquecer soluções líquidas com temperaturas superiores a sua temperatura de ebulição.

Para este fim, utilizou-se uma autoclave vertical da marca Fabbe, modelo 103. A principal função de uma autoclave é a esterilização, entretanto, neste trabalho ela foi utilizada para lisar o excesso de lodo aeróbio a uma temperatura de 120°C com pressão de 1,1 atm.

O tempo de duração do processo de lise é outro fator importante na lise térmica. Neste experimento, testaram-se os tempos de 15, 30, 45 e 60 minutos. Estes tempos foram considerados a partir do instante em que a autoclave atingiu a pressão de 1,1 atm e temperatura de 120°C, sendo denominados tempos do experimento. O teste teve seu tempo total subdividido em quatro partes: tempo para saída de ar da autoclave (5 minutos), tempo para aumento da pressão interna na autoclave (20 minutos), tempo do experimento (15, 30, 45 ou 60 minutos) e tempo para redução da pressão na autoclave (35 minutos). O tempo de resfriamento foi de 20 minutos em um banho térmico com temperatura ambiente.

O teste consistiu em:

1. Colocar amostras de 100 mL de lodo em frascos próprios para autoclave (5 frascos - 500 mL de lodo);
2. Colocar os frascos na autoclave, ligar o equipamento e registrar a hora de início;
3. Após 5 minutos, fechar a válvula de saída de gás da autoclave e aguardar até que a pressão atinja 1,1 atm;
4. Registrar a hora em que a pressão chegou a 1,1 atm. Este é o início do tempo do experimento.
5. Ao término do tempo do experimento, desligar a autoclave e aguardar a redução da pressão para que o equipamento possa ser aberto com segurança.
6. Homogeneizar as amostras presentes nos cinco frascos e analisar sólidos totais e voláteis, DQO total e solúvel e pH do lodo lisado.

4.2.4 Análises realizadas

Em todos os testes, para caracterização do excesso de lodo e análise da eficiência de solubilização da matéria orgânica, determinou-se a DQO total e solúvel do lodo bruto e lisado. Na determinação da DQO solúvel filtrou-se a amostra de lodo em filtro como o utilizado na determinação de sólidos suspensos (porosidade de 0,45 μm). Após, a amostra filtrada foi diluída em 1:25 v/v. Na determinação da DQO total foi necessário fazer uma diluição 1:100 v/v. Após preparo das amostras diluídas, determinou-se a DQO conforme Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995).

O nível de solubilização da matéria orgânica foi calculado conforme Equação 2 (Kim et al., 2003; Park et al., 2005):

$$\text{Solubilização.(\%)} = \frac{DQO_{\text{solúvel}}}{DQO_{\text{total}}} \times 100(\%) \quad \text{Equação 2}$$

Nesta equação, o aumento da DQO solúvel do excesso de lodo devido ao pré-tratamento, faz com que o percentual de solubilização também aumente, apresentando-se como um importante indicador do efeito sobre a matéria orgânica causado pelos diferentes métodos de lise utilizados.

O parâmetro sólidos totais foi analisado com o objetivo de verificar a variação do teor de sólidos devido a adição de hidróxido de sódio ao excesso de lodo ativado.

Analisou-se pH dos lodos bruto e lisado com o objetivo de testar a sua influência no pré-tratamento térmico e alcalino e na degradação anaeróbia do excesso de lodo, pois este se mostra como um importante parâmetro de controle do processo.

A análise estatística dos resultados foi realizada utilizando-se Testes t de diferença entre 2 duas médias. O número de amostras foi de 14 para o excesso de lodo bruto, 6 para lise utilizando diferentes dosagens de NaOH e 7 para lise utilizando diferentes valores de pH. Todas médias foram calculadas utilizando-se média aritmética simples, exceto a do pH que foi calculada utilizando-se média geométrica.

4.3 Segunda Etapa: Degradação anaeróbia do excesso de lodo lisado

4.3.1 Teste de atividade metanogênica específica (AME)

Com o objetivo de verificar o potencial de degradação anaeróbia do excesso de lodo aeróbio bruto e pré-tratado química e termicamente, foi utilizado o teste de atividade metanogênica específica (AME). O teste da AME consiste em incubar uma pequena quantidade de biomassa (lodo anaeróbio) em meio contendo acetato (substrato) e nutrientes, medindo-se a quantidade de gás produzido por unidade de tempo e massa bacteriana. Entretanto, expressar a AME utilizando volume de gás por massa microbiana ($\text{mL CH}_4/\text{g SVT.h}$) é mais usual em controle de processos e de reatores. No presente trabalho, a AME foi expressa em massa de DQO por massa microbiana ($\text{mg DQO}/\text{g SVT.h}$) visto que se utiliza esta forma na comparação de resultados, pois ela se apresenta como a relação A/M , ou seja, carga orgânica aplicada ao reator por concentração de biomassa. O experimento é realizado em ambiente anaeróbio em condições adequadas de alimento, nutrientes, pH e microorganismos, de modo a possibilitar atividade biológica com taxa máxima de remoção de substrato.

Os testes seguiram os procedimentos descritos por Monteggia (1991) e foram realizados com o auxílio do respirômetro anaeróbio (Figura 10). Entretanto, diferente do teste convencional, que utiliza acetato de sódio como substrato, no teste de AME visando analisar a biodegradabilidade anaeróbia do excesso de lodo, utilizou-se diferentes tipos de substrato: (a) lodo tratado quimicamente com pH 11; (b) lodo tratado termicamente com temperatura de 90°C ; e (c) lodo tratado termicamente com temperatura de 120°C . Em todos os testes comparou-se a produção de metano e a AME obtida pela degradação do lodo bruto com a obtida pela degradação do lodo lisado.

No teste, os reatores possuem volume total de 500 mL e volume útil de 450 mL. A temperatura é controlada a 35°C e o pH regulado a 7,0.

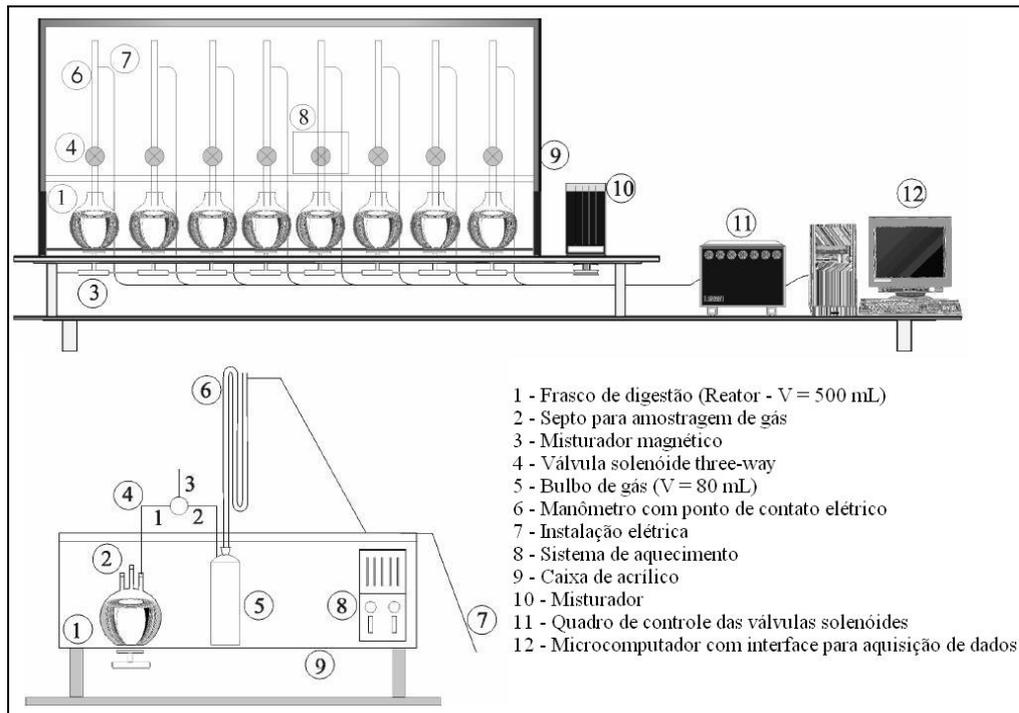


Figura 10: Respirômetro anaeróbio utilizado no teste de AME.

Fonte: Monteggia (1991); Miranda (2004)

A quantidade de biomassa em cada reator foi estimada através da análise de sólidos voláteis totais do lodo anaeróbio, tendo-se utilizado cerca de 6.000 mg/L de SVT (71 mL), o que corresponde a uma massa de sólidos de aproximadamente 2.700 mg. Também foi verificado o comportamento do teste utilizando-se concentração de biomassa de 8.000 mg/L de SVT (95 mL).

Em cada reator foram colocados lodo anaeróbio (semente bacteriana) para disponibilização de biomassa metanogênica ativa, lodo aeróbio (substrato orgânico) e água de diluição (buffer) contendo nutrientes, solução tampão e agente redutor. A Tabela 15 apresenta o conteúdo dos reatores.

Tabela 15: Volume de semente, buffer e substrato nos testes de AME

REATOR	Substrato	Anaeróbio (mL)	Buffer (mL)	Aeróbio (mL)	Total (mL)
1	Lodo Bruto	71	229	150	450
4	Lodo Lisado	71	229	150	450
5	Lodo Lisado	71	229	150	450
6	Lodo Lisado	95	205	150	450
7	Lodo Bruto	95	205	150	450

A composição da água de diluição é a seguinte:

KH_2PO_4	1,5 g/L
K_2HPO_4	1,5 g/L
NH_4Cl	0,5 g/L
$\text{Na}_2\text{S}\cdot 9\text{H}_2\text{O}$	0,06 g/L
Extrato de Levedura	0,2 g/L

A presença de oxigênio do ar atmosférico no interior do reator foi eliminada através do borbulhamento com gás nitrogênio, garantindo um ambiente anaeróbio. Este procedimento foi realizado logo após a adição do substrato (lodo aeróbio) no reator. Após, os reatores foram selados, colocados no respirômetro, dando-se início ao teste. O consumo do substrato resultou na produção de gás, cuja quantidade foi medida e armazenada em um sistema de aquisição de dados. O teste foi considerado finalizado quando cessou a produção de gás, ou quando a produção tornou-se insignificante.

O sistema de aquisição de dados do respirômetro é composto de um hardware que registra o pulso elétrico emitido pela chave do manômetro. O pulso ocorre quando a pressão interna do sistema de digestão atinge o valor ajustado para o teste. A válvula solenóide abre liberando o gás formado no reator, causando a queda da pressão interna do sistema. O computador registra o número de pulsos e respectivo intervalo de tempo. A vazão de gás liberada em cada pulso é determinada através da calibração do sistema.

Considerou-se produção insignificante quando o intervalo entre pulsos excedeu 4 horas. Tomou-se essa decisão pelo fato de quando a produção de gás torna-se insignificante, há a possibilidade de respiração endógena.

A constituição do biogás foi determinada pelo método 2720 do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995), por cromatografia gasosa, utilizando o cromatógrafo Varian 3700 com detector de condutividade térmica. O volume de gás injetado no cromatógrafo, por análise, foi de 0,4 mL. Amostras de gás foram coletadas a cada duas horas para análise cromatográfica. As análises cromatográficas permitiram observar o crescimento da fração de metano no biogás ao longo do tempo. Para calibração do cromatógrafo, foi utilizado gás padrão com a seguinte constituição: 52,97% de metano, 38,26% de dióxido de carbono e 8,66% de nitrogênio. Os resultados da calibração do cromatógrafo foram utilizados para corrigir os valores das áreas geradas pelas análises do gás gerado no teste de AME.

Usualmente, na medição da AME com a utilização de efluentes líquidos com substrato orgânico dissolvido, é realizada a medição da biomassa ativa ao final do teste da AME, conforme descrito por Beal (2004).

A utilização de acetato como substrato orgânico solúvel não causa variação na concentração de sólidos voláteis totais ao final do teste de AME. A multiplicação das bactérias metanogênicas acetoclásticas poderia causar o aumento de biomassa ativa, porém isto não ocorre, pois as bactérias metanogênicas acetoclásticas apresentam tempo de multiplicação celular de 2 a 3 dias nas condições ótimas, e o teste de AME, que também se realiza nas condições ótimas, apresenta duração inferior ao tempo de multiplicação celular. A multiplicação das bactérias fermentadoras também não gera variação na concentração de biomassa ao final do teste, pois elas não consomem acetato, produzem acetato.

Entretanto, neste estudo utilizou-se lodo aeróbio como substrato, e este pode ser consumido tanto pelas bactérias metanogênicas acetoclásticas como pelas bactérias fermentadoras. Porém, este erro causado pela síntese celular pode ser minimizado, pois o teste de AME foi de curta duração (4 a 12 horas), fazendo com que o crescimento celular não influencie na concentração de SVT final.

Outra dificuldade encontrada na utilização de lodo aeróbio como substrato é a adição de SVT no reator. Isto faz com que a concentração de biomassa ativa medida ao final do teste seja maior que a adicionada ao reator no início do teste. Dessa forma, observam-se duas maneiras de considerar a concentração final de biomassa ativa no cálculo da AME:

1. Utilizar o valor da massa de lodo anaeróbio inicial adicionada ao reator;
2. Utilizar o valor da massa de lodo medida ao final do teste, descontando a massa de SVT adicionada como substrato (lodo aeróbio). Entretanto neste caso deve-se admitir que a solubilização e gaseificação dos sólidos voláteis que pode ocorrer no decorrer do teste sejam desprezíveis.

A Tabela 16 apresenta a concentração e massa de SVT do lodo aeróbio e do lodo anaeróbio após o teste de AME (colunas 1 e 3), a concentração e massa de SVT do lodo aeróbio adicionado ao reator no início do teste (colunas 4 e 6), a massa de SVT do lodo anaeróbio teórico adicionado ao reator no início do teste (coluna 9), a massa de SVT do lodo anaeróbio ao final do teste após descontar a massa de SVT do lodo aeróbio (coluna 10) e a diferença percentual entre o lodo anaeróbio teórico (coluna 9) e o lodo anaeróbio no final do teste (coluna 10).

Tabela 16: Concentração de SVT medida durante o teste de AME

Tipo de Lise	Reator	Lodo Aeróbio + Anaeróbio Medido após AME			Lodo Aeróbio (Substrato) Adicionado ao reator			Lodo Anaeróbio Teórico Adicionado ao reator			10	11
		1	2	3	4	5	6	7	8	9		
		SVT (mg/L)	Volume (L)	Massa (mg)	SVT (mg/L)	Volume (L)	Massa (mg)	SVT (mg/L)	Volume (L)	Massa (mg)		
Química NaOH	0	7.303	0,45	3.286,4	0	0,00	0,0	37.438	0,071	2.658,1	3.286,4	19,12%
	1	7.942	0,45	3.573,9	5.166	0,15	774,9	37.438	0,071	2.658,1	2.799,0	5,03%
	4	8.010	0,45	3.604,5	5.166	0,15	774,9	37.438	0,071	2.658,1	2.829,6	6,06%
	5	8.194	0,45	3.687,3	5.166	0,15	774,9	37.438	0,071	2.658,1	2.912,4	8,73%
	6	11.397	0,45	5.128,7	5.166	0,15	774,9	37.438	0,095	3.556,6	4.353,8	18,31%
	7	10.842	0,45	4.878,9	5.166	0,15	774,9	37.438	0,095	3.556,6	4.104,0	13,34%
	0	5.848	0,45	2.631,6	0	0,00	0,0	37.438	0,071	2.658,1	2.631,6	1,01%
Térmica 90°C	1	7.644	0,45	3.439,8	5.843	0,15	876,5	37.438	0,071	2.658,1	2.563,3	3,70%
	4	7.862	0,45	3.537,9	5.843	0,15	876,5	37.438	0,071	2.658,1	2.661,5	0,13%
	5	7.741	0,45	3.483,5	5.843	0,15	876,5	37.438	0,071	2.658,1	2.607,0	1,96%
	6	10.145	0,45	4.565,3	5.843	0,15	876,5	37.438	0,095	3.556,6	3.688,8	3,58%
	7	9.941	0,45	4.473,5	5.843	0,15	876,5	37.438	0,095	3.556,6	3.597,0	1,12%
	0	6.260	0,45	2.817,0	0	0,00	0,0	37.438	0,071	2.658,1	2.817,0	5,64%
	1	7.918	0,45	3.563,1	5.326	0,15	798,9	37.438	0,071	2.658,1	2.764,2	3,84%
Térmica 120°C	5	7.952	0,45	3.578,4	5.326	0,15	798,9	37.438	0,071	2.658,1	2.779,5	4,37%
	6	9.874	0,45	4.443,3	5.326	0,15	798,9	37.438	0,095	3.556,6	3.644,4	2,41%
	7	10.686	0,45	4.808,7	5.326	0,15	798,9	37.438	0,095	3.556,6	4.009,8	11,30%

A denominação lodo anaeróbio teórico foi dada devido a imprecisões geradas nos procedimentos de laboratório, pois devido às propriedades físicas do lodo anaeróbio, o volume de lodo adicionado ao reator sofre pequenas variações, gerando diferença entre a massa de lodo adicionada ao reator no início do teste e a massa de lodo medida ao final do teste. Esta diferença causada pela imprecisão no volume de lodo anaeróbio adicionado ao reator pode ser observada nos resultados do Reator 0 das lises química e térmica, pois nestes reatores não foi adicionado lodo aeróbio. Esta diferença variou de 1,01% a 19,12% (média de 8,59%), como pode ser observado na coluna 11. Observa-se também na coluna 11 que a diferença entre a massa de lodo anaeróbio teórico (coluna 9) e a massa de lodo anaeróbio ao final do teste após descontar a massa de SVT do lodo aeróbio (coluna 10) variou de 0,13% a 18,31%, com médias de 10,29%, 2,10% e 5,48% para as lises química utilizando NaOH, térmica utilizando 90°C e térmica utilizando 120°C, respectivamente.

Devido aos resultados observados na Tabela 16, optou-se por utilizar no cálculo da AME o valor da massa de lodo anaeróbio medida ao final do teste, descontando a massa de SVT adicionada como lodo aeróbio, valor este apresentado na coluna 10.

A AME foi calculada a partir do valor de produção máxima de gás, identificado pela tangente da produção acumulada de metano, e dividindo pela concentração de biomassa contida no digestor, conforme Equação 3 (Beal, 2004), que expressa a atividade metanogênica específica por volume de gás produzido. A produção acumulada foi determinada pelo ajuste da função polinomial mais adequada.

$$AME_{mLCH_4} = \frac{m_{max}}{M_{SVT}} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

m_{max} : taxa máxima horária de produção acumulada de gás (mL/h);

M_{SVT} : biomassa (g SVT);

AME_{mLCH_4} : Atividade metanogênica em termos de volume de metano produzido por unidade de biomassa e tempo (mL/g SVT.h).

A inclinação da reta tangente em um dado intervalo tempo é obtida utilizando-se dois pontos conhecidos da curva de produção acumulada de metano (Equação 4). Na determinação do incremento de tempo ($x_{i+1} - x_i$) utilizado no cálculo da inclinação da reta tangente, deve-se observar que a utilização de intervalos de tempo menores apresenta mais informações e maior precisão, pois a medição da vazão de gás no teste de AME não é contínua, e sim pela medição de pulsos de gás. No presente caso foi utilizado incremento de 0,1 h, pois se verificou que a distribuição dos pulsos permitiu uma adequada análise estatística.

$$m_{i+1} = \frac{y_{i+1} - y_1}{x_{i+1} - x_1} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

m_{i+1} : inclinação da reta tangente em um dado intervalo de tempo

x_{i+1} : x_1 : incremento de tempo

y_{i+1} : y_1 : volume de metano em um dado intervalo de tempo

Utiliza-se no cálculo da AME a máxima inclinação obtida da curva de produção acumulada de metano, conforme Equação 5:

$$m_{max} = MAX(m_1, \dots, m_i) \quad \text{Equação 5}$$

A unidade de volume de gás pode ser convertida para unidade de massa de DQO removida multiplicando-se por um fator de conversão k , conforme Equação 6 e Equação 7 (Chernicharo, 1997).

$$k = \frac{P.K}{R.T} \quad \text{Equação 6}$$

$$AME_{DQO} = AME_{mLCH_4} . k \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

k: fator de conversão;

P: pressão atmosférica (atm);

K: demanda de oxigênio necessária para oxidar um mol de metano (64 g DQO/mol);

R: constante universal dos gases (0,08206 atm.L/mol.K);

T: temperatura operacional do reator (K);

AME_{DQO} : atividade metanogênica em termos de DQO removida por unidade de biomassa e tempo (g DQO_{CH₄}/g SVT.h).

No cálculo do fator de conversão no presente trabalho, considerou-se pressão atmosférica de 1 atm e temperatura operacional do reator de 308 K (35°C). O resultado obtido foi $k = 2,5322$ mg DQO/mL CH₄.

4.3.2 Calibração do sistema

Para garantir uma medida precisa da produção de gás no teste de atividade metanogênica específica, realizou-se a calibração do sistema, estabelecendo-se o volume do gás liberado em cada registro de pulso. O método descrito é semelhante ao descrito por Miranda (2004).

A calibração do sistema consiste em adicionar um volume conhecido de ar atmosférico em cada reator a partir do deslocamento de água em uma coluna graduada. No presente caso, a pressão requerida para ocorrência de um pulso (Δp) foi ajustada em 20 cm.

A constante do manômetro é calculada dividindo-se o volume de água deslocada na coluna graduada pelo número de pulsos dados durante o deslocamento da água. Utiliza-se essa constante no cálculo do volume de metano produzido em cada pulso durante o teste de AME.

A calibração realizou-se sob as seguintes condições:

- Adicionou-se ao reator um volume de água igual ao volume total utilizado durante os testes de AME;
- Utilizou-se cilindro graduado (1500 mL) na medida do volume de líquido deslocado;
- Utilizou-se uma bomba peristáltica de baixa vazão na transferência de água do reservatório para a coluna graduada;
- O teste foi realizado a temperatura de 25°C;

O dispositivo empregado para a calibração do respirômetro está apresentado na Figura 11.

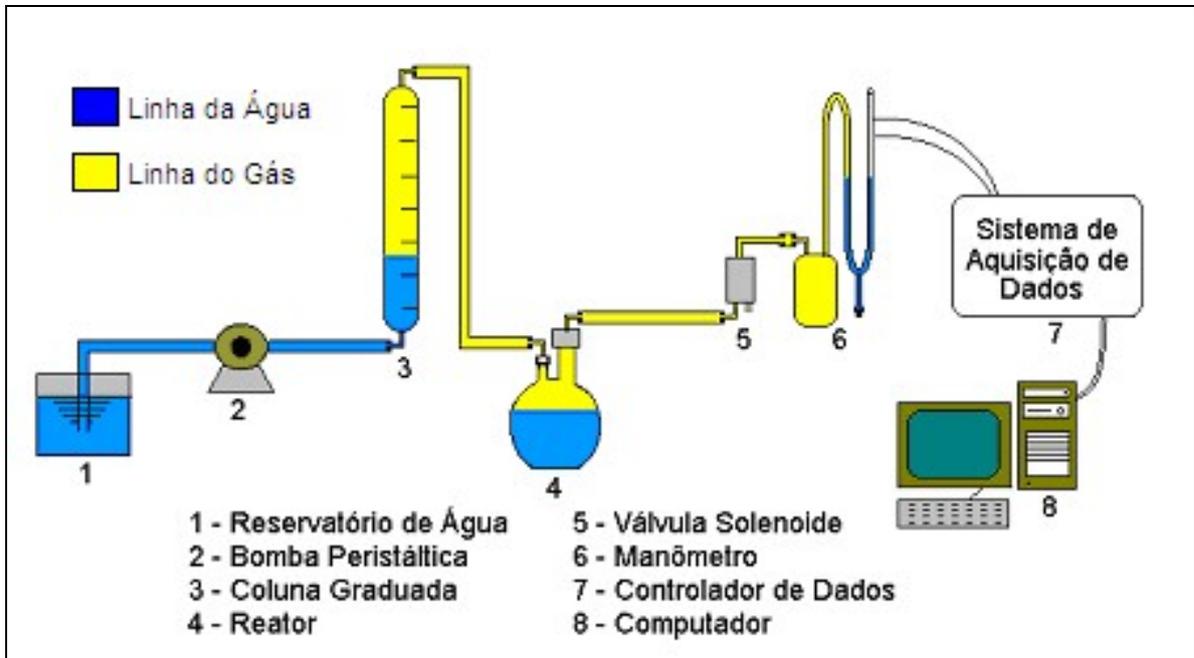


Figura 11: Esquema das conexões na calibração do respirômetro anaeróbio.

Utilizou-se o seguinte procedimento para calibração dos manômetros:

1. Ajustar do menisco de água no nível zero dos manômetros;
2. Ajuste do nível da água na coluna graduada;
3. Registro do número de pulsos ocorridos após deslocamento de 400 mL na coluna graduada;
4. Cálculo das constantes dos manômetros dividindo-se o valor de água deslocado (400mL) pelo número de pulsos. Estes estão apresentados na Tabela 17.

Tabela 17: Resultado da calibração dos manômetros

Manômetro	Pulsos	Constante (mL/pulso)
0	94	4,25532
1	96	4,16667
2	92	4,34783
4	87	4,59770
5	91	4,39560
6	98	4,08163
7	92	4,34783

O resultado do volume de água deslocado e das constantes apresentadas na Tabela 17 foram corrigidas para temperatura de 35°C.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Fonte de lodo

O excesso de lodo da ETE da indústria produtora de gelatina apresentou grande variação nas características ao longo do estudo, o que pode ser comprovado pelos resultados de DQO total e solúvel, sólidos totais e voláteis e pH. Esta variabilidade nas características do lodo é comum em sistemas de lodos ativados, pois ela está diretamente ligada às características do efluente gerado na indústria. A Tabela 18 apresenta os valores máximos, mínimos, médias e desvio padrão dos principais parâmetros utilizados na caracterização do lodo.

Tabela 18: Caracterização do lodo aeróbio estudado

Parâmetro	Média	Máximo	Mínimo	Desv. Pad.
pH	8,01	8,50	7,40	0,25
ST (mg/L)	12.480	16.073	7.086	2.977
ST (%)	1,25%	1,61%	0,71%	0,30%
SVT (mg/L)	5.487	7.523	3.033	1.245
DQO _{total} (mg/L)	8.361	12.988	4.861	2.431
DQO _{solúvel} (mg/L)	643	1.104	262	259
DQO _{solúvel} /DQO _{total} (%)	8,1%	12,8%	2,7%	3,3%

n = 14 amostras

Observa-se que grande parte da matéria orgânica encontra-se principalmente na forma insolúvel, pois apresenta baixa relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$, o que indica grande potencial de conversão de matéria orgânica particulada em DQO solúvel utilizando-se hidrólise forçada, pois o efluente possui elevada concentração de matéria orgânica. No período do estudo, a concentração média de sólidos totais situou-se em torno de 13.000 mg/L, o que, segundo Metcalf & Eddy, (2003), está de acordo com os sistemas lodos ativados em geral, cuja concentração do lodo de retorno de decantadores secundários oscila entre 4.000 a 12.000 mg/L.

A Figura 12 apresenta a variação dos parâmetros ST, SVT, pH e DQO total e solúvel do excesso de lodo bruto no decorrer da pesquisa. Observa-se que os valores de ST, SVT e DQO total apresentam comportamento similar. Os valores de DQO solúvel e pH não apresentaram grande variação.

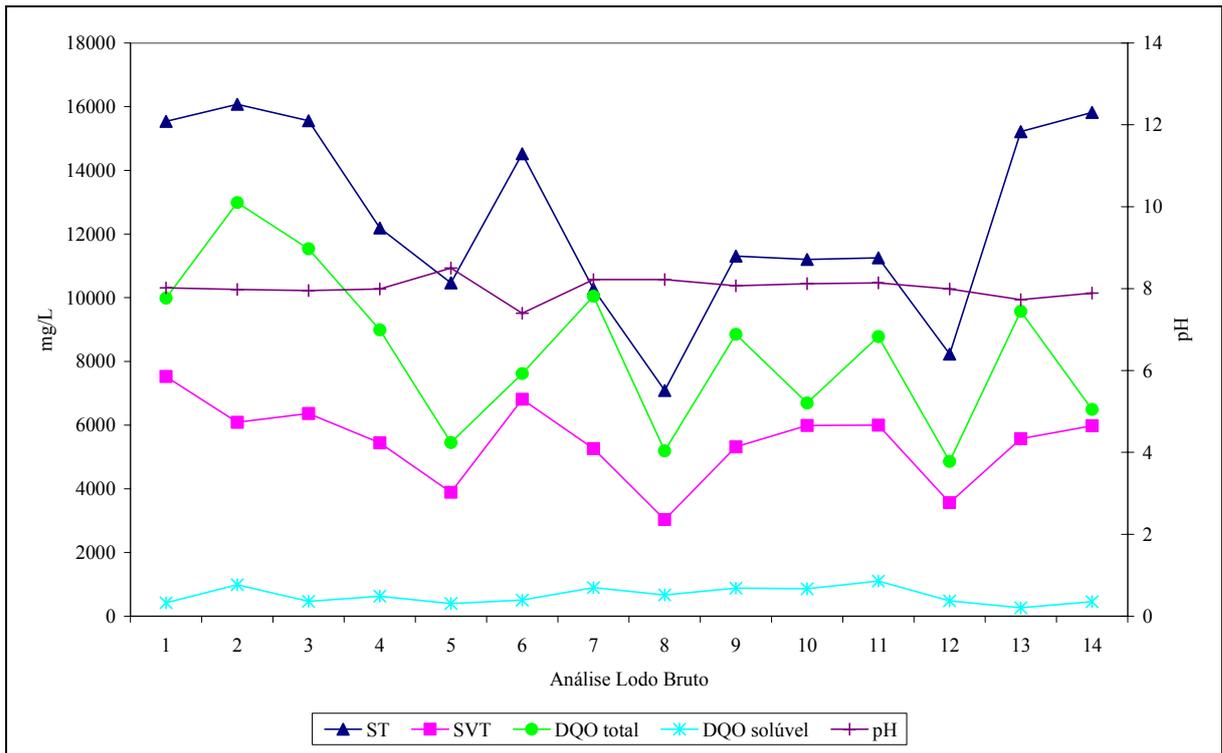


Figura 12: Variação dos parâmetros de caracterização do excesso de lodo bruto

5.2 Lise alcalina

5.2.1 Lise utilizando diferentes dosagens de hidróxido de sódio

As concentrações de NaOH utilizados neste estudo foram: 20, 30, 40, 50, 60 e 80 meq/L (0,8; 1,2; 1,6; 2,0; 2,4 e 3,2 g/L). O resultado do teste de lise alcalina está apresentado na Tabela 19, onde constam os valores médios de pH, teor de sólidos, ST e SVT, DQO total e solúvel do lodo bruto e lodo após a lise. Analisaram-se os resultados da lise com base nas características do lodo bruto utilizado em cada dosagem testada devido à variabilidade destas características, como se observa na Tabela 19.

Observa-se que a concentração de sólidos totais do lodo bruto variou de 10.467 mg/L a 16.073 mg/L, os sólidos totais voláteis variaram de 3.888 mg/L a 7.523 mg/L, a DQO total variou de 5.451 mg/L a 12.988 mg/L e a DQO solúvel variou de 396 mg/L a 988 mg/L. A média e o desvio padrão dos parâmetros que caracterizam as amostras de lodo bruto apresenta-se na Tabela 19.

Tabela 19: Resultados do teste de lise alcalina em função da dosagem de NaOH

Dosagem NaOH (meq/L)	pH	Teor de sólidos	ST (mg/L)	SVT (mg/L)	DQO _{tot} (mg/L)	DQO _{sol} (mg/L)	$\frac{DQO_{sol}}{DQO_{tot}}$	$\frac{g NaOH}{g DQO_{tot}}$
Bruto - 20	8,02	1,55%	15.537	7.523	9.985	419	4,19%	0,00
Bruto - 30	7,98	1,61%	16.073	6.087	12.988	988	7,61%	0,00
Bruto - 40	7,95	1,56%	15.557	6.363	11.535	465	4,03%	0,00
Bruto - 50	7,99	1,22%	12.192	5.442	8.989	629	7,00%	0,00
Bruto - 60	8,50	1,05%	10.467	3.888	5.451	396	7,26%	0,00
Bruto - 80	7,40	1,45%	14.520	6.812	7.618	504	6,62%	0,00
Média	7,97	1,41%	14.058	6.019	9.428	567	6,12%	0,00
Desv pad	0,35	0,22%	2.240	1.256	2.710	222	1,59%	0,00
20	8,77	1,68%	16.828	6.931	12.074	547	4,53%	0,07
30	8,85	1,78%	17.805	6.036	12.659	1.153	9,11%	0,10
40	8,94	1,79%	17.865	6.193	12.326	988	8,02%	0,13
50	9,33	1,46%	14.643	5.122	10.382	1.596	15,37%	0,19
60	10,59	1,49%	14.916	4.102	7.165	2.264	31,60%	0,34
80	11,00	1,72%	17.184	5.820	7.574	3.075	40,60%	0,37

Os testes foram realizados em diferentes datas, sendo esta a razão da variação nas características do excesso de lodo bruto. Isto ocorre devido à variabilidade nas características do efluente enviado ao sistema de lodos ativados. Efluentes com grande concentração de matéria orgânica aumentam a quantidade de sólidos totais do excesso de lodo, devido à elevada multiplicação dos microorganismos aeróbios causada pelo excesso de substrato adicionado ao sistema, que aumenta a taxa de multiplicação celular. O aumento na concentração de sólidos tem como consequência o aumento da DQO total e solúvel e da concentração de sólidos voláteis do lodo.

Com relação à concentração de sólidos, observa-se que a adição de hidróxido de sódio ao excesso de lodo aeróbio causa aumento na concentração de sólidos totais, pois 1 litro de uma solução de NaOH 1N possui 40 g de sólidos. Isto pode ser considerado um problema no pré-tratamento alcalino utilizando NaOH, pois a utilização de dosagem elevada, apesar de aumentar a solubilização do excesso de lodo, causa aumento no teor de sólidos, gerando efluente de pior qualidade.

Verificou-se também que ocorreu redução na concentração de SVT causada pelo pré-tratamento alcalino. Entretanto, não foi encontrada explicação para este fato, pois os trabalhos sobre hidrólise geralmente avaliam a capacidade de diferentes metodologias em aumentar a DQO solúvel, não abordando sua eficiência na redução do tamanho das partículas (Masse *et al.*, 2001) ou sua ação sobre os sólidos de maneira geral.

O aumento do pH devido à adição das diferentes dosagens de hidróxido de sódio está apresentado na Figura 13. O aumento no pH foi de 9,35%, 10,90%, 12,45%, 16,77%, 24,71% e 48,92% para as dosagens de 20, 30, 40, 50, 60, e 80 meq/L, respectivamente.

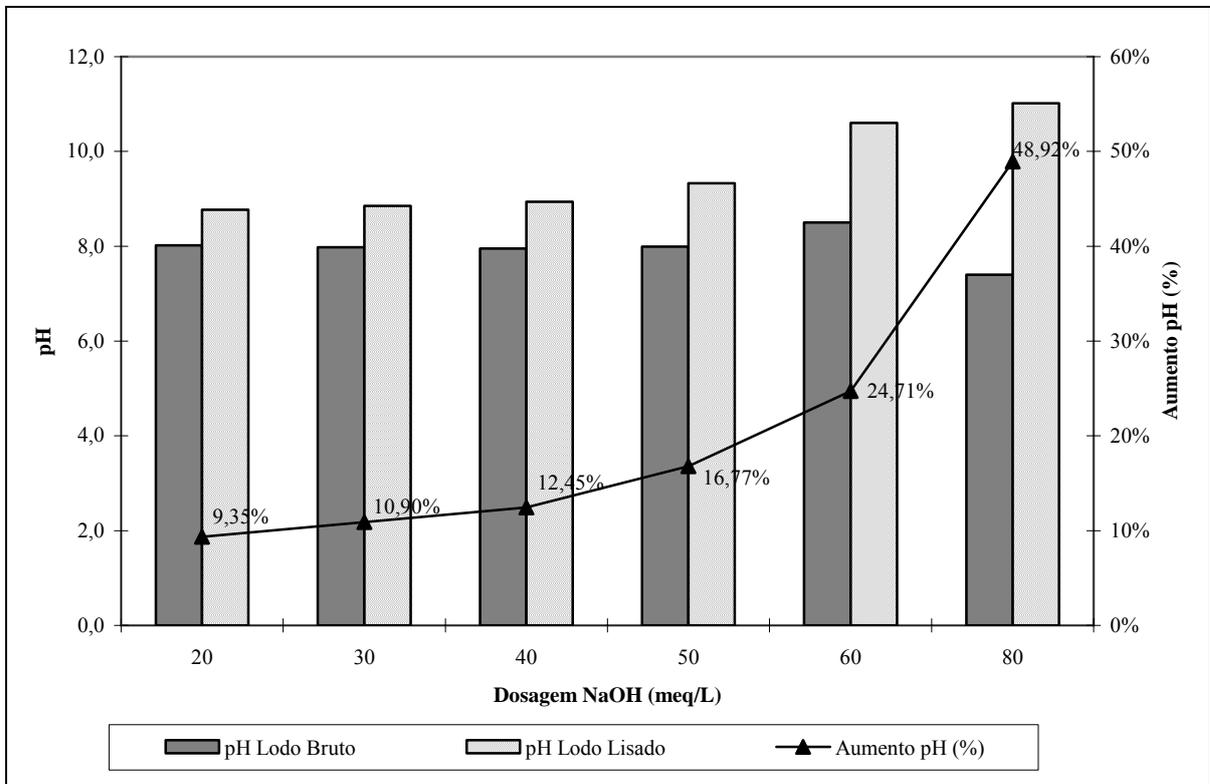


Figura 13: Aumento do pH para diferentes dosagens de NaOH

A Figura 14 mostra o aumento na relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$ do lodo lisado com diferentes quantidades de NaOH em comparação a relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$ lodo bruto. Neste caso, a análise dos resultados não se baseou na média das amostras de lodo bruto e sim nos valores obtidos na caracterização do lodo bruto ao início de cada teste. Observa-se que a dosagem de 80 meq/L aumentou a relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$ mais de 5 vezes.

A Figura 15 apresenta a variação do parâmetro DQO solúvel gerado pela solubilização do excesso de lodo, onde pode se perceber que um aumento de 20% na dosagem de hidróxido de sódio, de 50 meq/L para 60 meq/L, apresenta elevada eficiência, pois o acréscimo da DQO solúvel, que foi de 1,54 vezes para a dosagem de 50 meq/L, passa a ser de 4,72 vezes utilizando 60 meq/L.

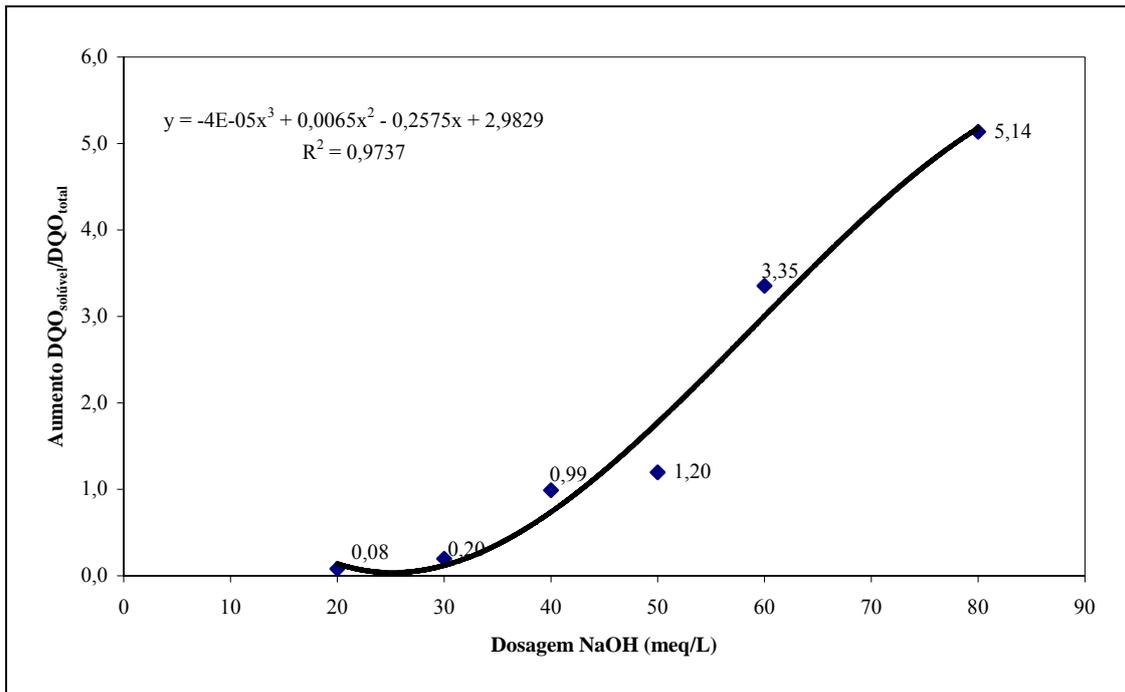


Figura 14: Variação da relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$ para diferentes dosagens de NaOH

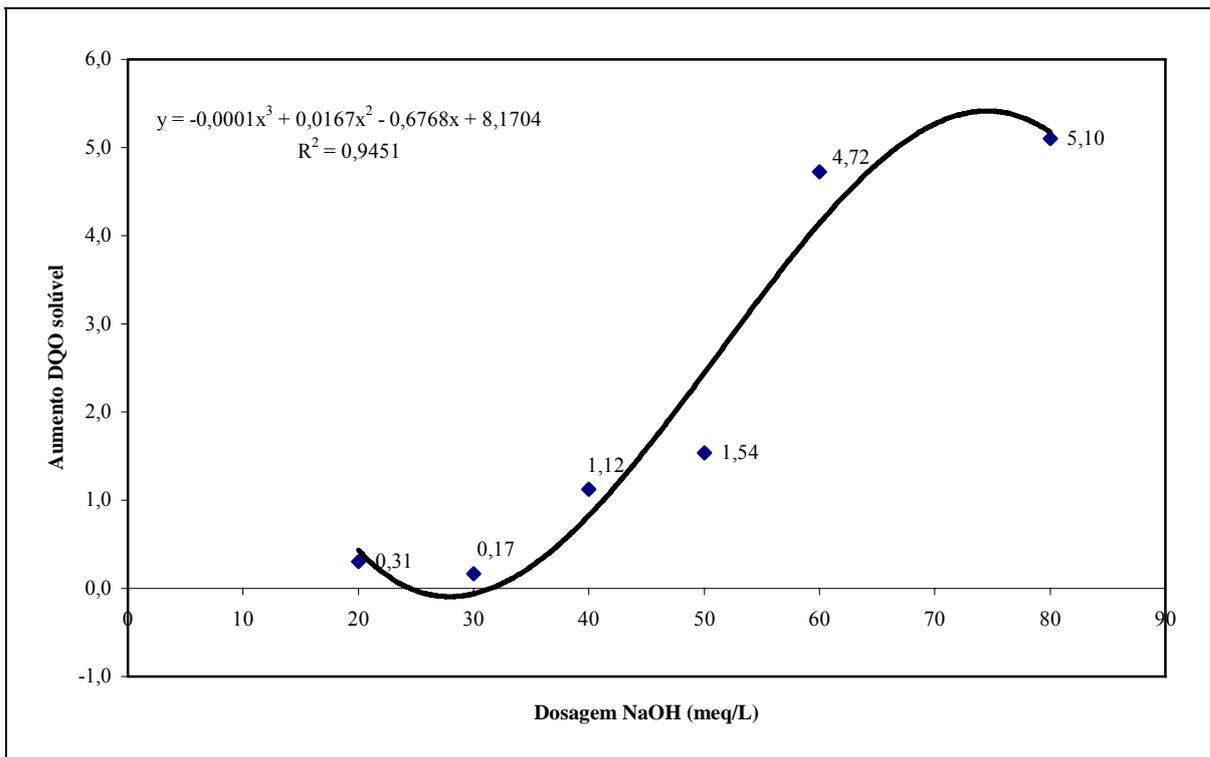


Figura 15: Variação do parâmetro DQO solúvel para diferentes dosagens de NaOH

A média do nível de solubilização da matéria orgânica obtido para as diferentes dosagens de hidróxido de sódio testadas, está apresentada na Figura 16.

Comparando os valores médios a partir do Teste t, verificou-se que a solubilização causada pelas dosagens de 20 meq/L a 40 meq/L não apresentou diferença significativa em

comparação ao lodo bruto. A comparação entre a solubilização gerada com 30 meq/L e 40 meq/L também não apresentou diferença significativa e a diferença entre a solubilização obtida com 60 meq/L e 80 meq/L foi significativa com nível de significância de apenas 5%. Os demais intervalos de dosagens apresentaram diferença significativa com nível de significância inferior a 0,1%.

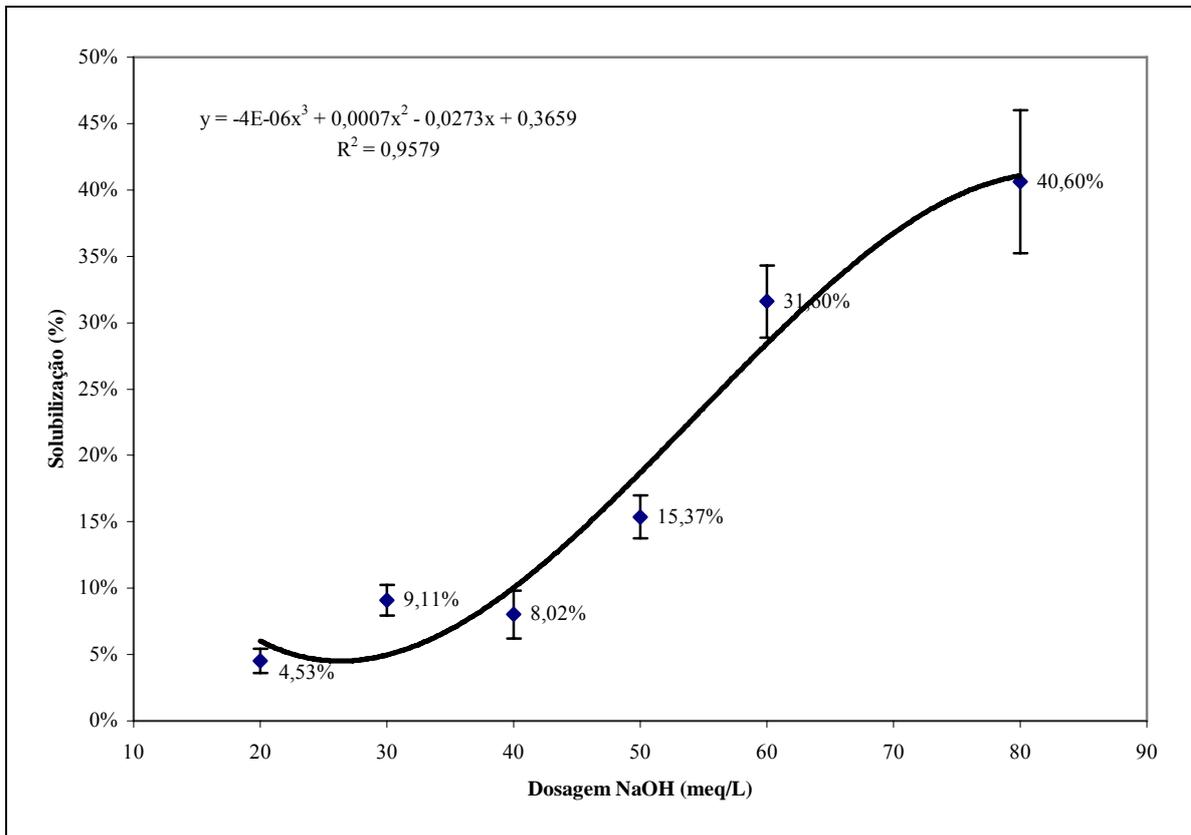


Figura 16: Taxa de solubilização da matéria orgânica em função da dosagem de NaOH

Analisando-se o resultado em termos da relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$, observa-se que a solubilização da matéria orgânica apresenta acréscimo significativo a partir da dosagem de 50 meq/L. Com as dosagens inferiores a 40 meq/L, a solubilização do excesso de lodo ativado não se mostrou satisfatória, pois o melhor resultado obtido nesta faixa de dosagem, em comparação a média do lodo bruto, causou aumento de apenas 0,49 vezes na relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$, sendo que este aumento foi de 1,51, 4,16 e 5,64 vezes para as dosagens de 50, 60 e 80 meq/L, respectivamente.

A dosagem de 80 meq/L apresentou solubilização de 40,60%, sendo este o melhor resultado entre as dosagens utilizadas. Entretanto, deve-se considerar também a relação entre consumo de hidróxido de sódio e aumento na relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$. Desta forma, um acréscimo de 20% na dosagem de NaOH, de 50 meq/L a 60 meq/L, que representaria um a-

créscimo de 20% no custo, apresentou ganho de 106% na solubilização. Já um acréscimo de 33% na dosagem de NaOH, de 60 meq/L a 80 meq/L, apresentou acréscimo na solubilização de apenas 28%.

Apesar da dosagem de 80 meq/L ter apresentado maior solubilização, com a dosagem de 60 meq/L obteve-se maior rendimento na solubilização da matéria orgânica com menor consumo de reagente.

Lin *et al.* (1998) observaram que a relação $DQO_{\text{solúvel}}/DQO_{\text{total}}$ do lodo ativado com concentração de 1% de ST apresentou ajuste linear com o aumento da concentração de NaOH (10, 20, 30, 40 e 50 meq/L) e a dosagem ótima obtida foi de 30 meq/L. Chang *et al.* (2002), utilizando 40 meq/L de NaOH para hidrolisar lodo ativado com concentrações de 0,5%, 1%, 1,5% e 2% de ST, verificaram que a taxa de solubilização diminuiu com o aumento do teor de sólidos no lodo. Já Abreu *et al.* (2003) mostrou que a quantidade de DQO solubilizada durante o tratamento alcalino dos lodos aeróbio e anaeróbio utilizando 40 meq/L de NaOH foi proporcional ao teor de sólidos totais.

5.2.2 *Lise alcalina utilizando pH como parâmetro de controle*

A dosagem de NaOH pode ser utilizada como parâmetro de custos no processo de lise alcalina, pois se conhecendo a quantidade de reagente necessária no pré-tratamento do excesso de lodo, pode-se estimar o custo variável desta unidade de tratamento. Entretanto, como parâmetro de controle do processo utiliza-se o pH, visto que, devido à variabilidade das características e da capacidade de tamponamento do excesso de lodo, a utilização da dosagem como parâmetro de controle pode acarretar na baixa solubilização da matéria orgânica pela utilização de uma quantidade insuficiente de hidróxido de sódio, reduzindo assim a eficiência do pré-tratamento.

Desta forma, procurou-se avaliar o efeito da solubilização para diferentes valores de pH. Para isto, ajustou-se o pH do excesso de lodo em 9, 10, 11, 12, e 13, e determinou-se o nível de solubilização da matéria orgânica. Os valores de pH 9 e 13 foram testados apenas uma vez, pois com pH 9 o efeito na solubilização do excesso de lodo não foi significativo, pois não apresentou diferença em comparação à relação $DQO_{\text{solúvel}}/DQO_{\text{total}}$ do lodo bruto e com pH 13 houve consumo excessivo de hidróxido de sódio (mais de 400 meq/L).

Os resultados do teste de solubilização da matéria orgânica devido à variação do pH podem ser observados na Tabela 20.

Tabela 20: Resultado da lise alcalina para diferentes valores de pH

pH	NaOH (meq/L)	Teor de sólidos	ST (mg/L)	SVT (mg/L)	DQO _{tot} (mg/L)	DQO _{sol} (mg/L)	$\frac{DQO_{sol}}{DQO_{tot}}$
8,02	0,0	1,14%	11.443	5.064	7.205	672	9,33%
9,00	20,0	1,70%	16.963	5.834	11.977	1.195	9,98%
10,10	70,5	1,52%	15.160	4.895	7.797	2.072	26,57%
11,10	93,6	1,43%	14.330	3.920	6.224	2.114	33,96%
11,97	120,8	1,64%	16.383	4.870	7.764	3.191	41,10%
12,97	406,4	2,45%	24.532	771	3.698	2.415	65,30%

Observa-se que o melhor resultado na solubilização da matéria orgânica foi obtido utilizando-se pH 13, entretanto, há um consumo excessivo de hidróxido de sódio para elevar o pH do excesso de lodo a este valor. A utilização de pH 13 na solubilização na matéria orgânica também causou aumento de 246% na concentração de ST e redução de 75% e 29% na concentração de SVT e DQO total, respectivamente. Dentre as demais análises, o lodo ajustado com pH 12 apresentou maior solubilização, com relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$, de 41,10%.

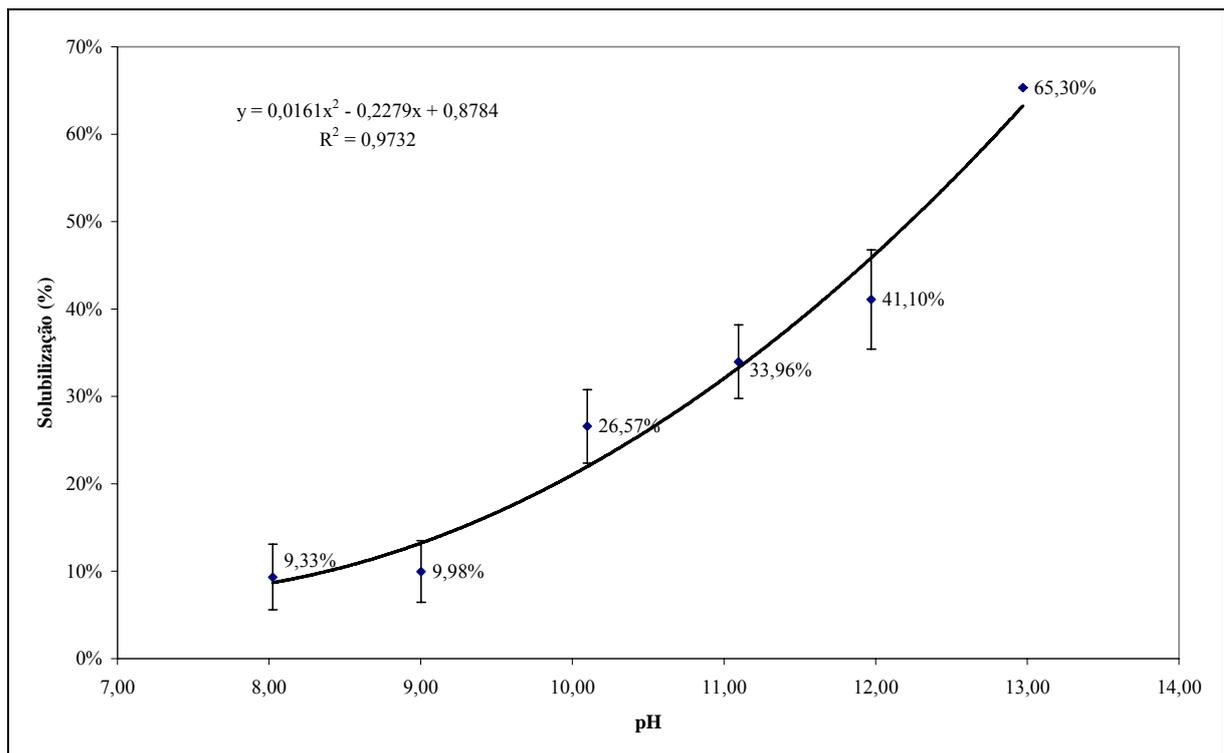


Figura 17: Solubilização da matéria orgânica em função do pH

A Figura 17 mostra a influência do pH na eficiência de solubilização. Comparando os resultados obtidos a partir do Teste t, observa-se que não houve diferença significativa entre a solubilização gerada pelos valores de pH 11 e 12. Esta é uma consideração importante do ponto de vista econômico, pois a utilização de pH 11 gera economia em reagente devido a

menor quantidade de NaOH empregada para que se atinja este valor de pH. Os valores de pH 8 e 9 também não apresentaram diferença significativa. A solubilização gerada pelos valores de pH 10 e 11 apresentou diferença significativa com nível de significância de 5%. Os demais resultados apresentaram diferença significativa com nível de significância inferior a 0,1%.

A Figura 18 compara a variabilidade dos resultados de solubilização utilizando dosagem de NaOH e pH no controle do processo de solubilização. Observa-se pelos coeficientes de correlação que a variabilidade na solubilização é menor utilizando-se pH, mostrando que este pode ser um bom método de controle do sistema de pré-tratamento alcalino. Segundo Penauld *et al.* (1999), pH é parâmetro de pré-tratamento mais importante no que se refere à solubilização de DQO.

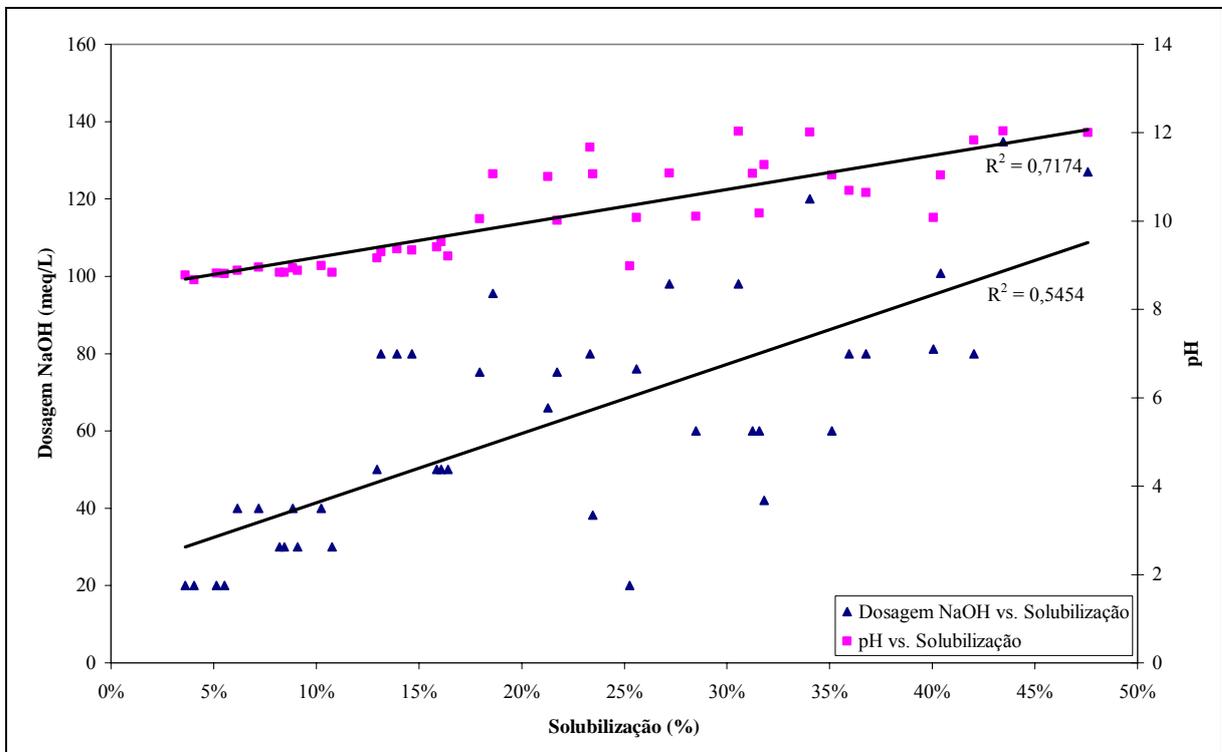


Figura 18: Comparação entre a solubilização causada por diferentes valores de pH e dosagem

5.2.3 Comportamento do pH do lodo devido à adição de NaOH

Deve-se observar que a variação do pH devido à dosagem de hidróxido de sódio está relacionada principalmente à capacidade tampão do excesso de lodo bruto. Por esta razão, procurou-se verificar a relação entre as dosagens de NaOH e o aumento do pH do excesso de lodo.

Observa-se na Figura 19 que ocorre crescimento linear do pH com a adição de NaOH, com coeficiente de correlação de 0,9659. Entretanto, esse comportamento ocorre so-

mente até valores de pH próximos a 12, após, faz-se necessário adicionar grande quantidade de NaOH para obtenção de pequena variação do pH.

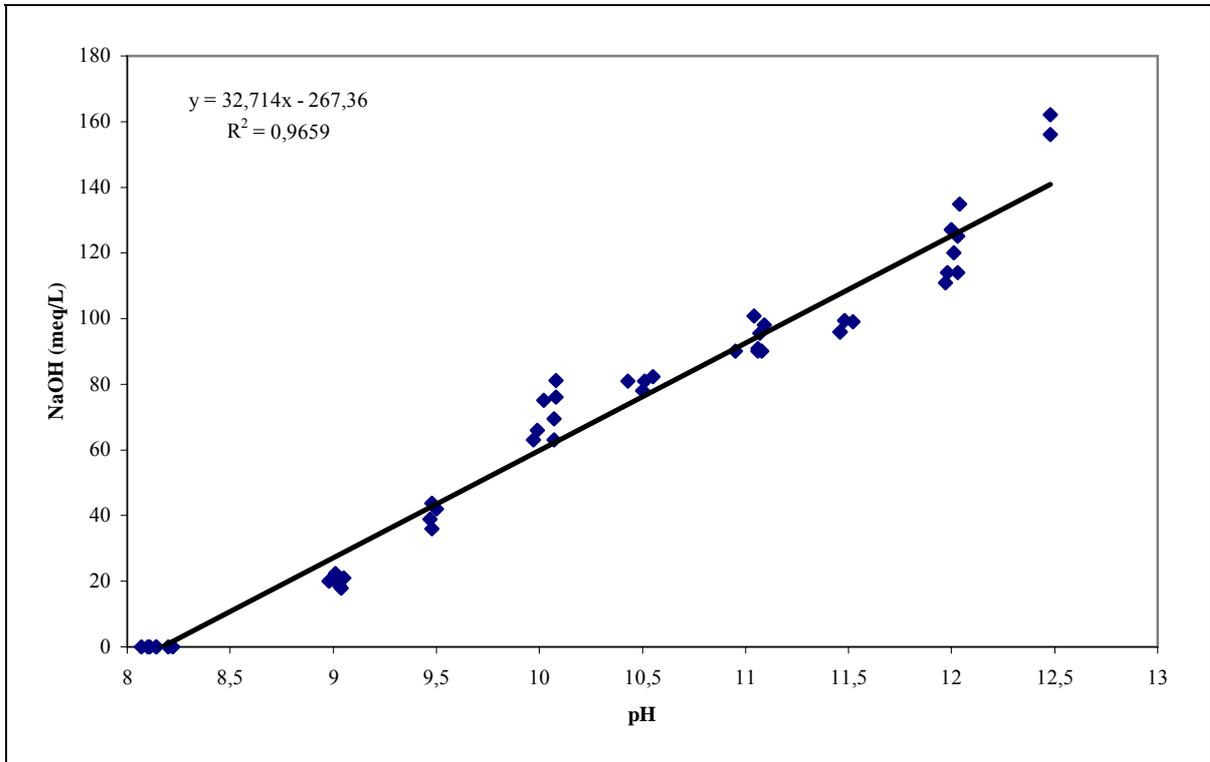


Figura 19: Variação do pH devido a adição de NaOH

A Tabela 21 apresenta o consumo médio de NaOH utilizado no ajuste de diferentes valores de pH. Observa-se que é possível utilizar a equação gerada pela linha de tendência, $y = 32,714x - 267,36$ (Figura 19), para calcular a dosagem de NaOH necessária para atingir um determinado pH, com razoável precisão, para valores de pH variando de 10,5 a 12, pois estes apresentam menor diferença entre a dosagem utilizada e a dosagem teórica.

Tabela 21: Comportamento do pH devido à adição de NaOH

pH	NaOH (meq/L)	NaOH teórica ¹ (meq/L)	Diferença
8,14	0,00	-	-
9,02	19,98	27,79	28,10%
9,48	40,18	42,85	6,24%
10,04	70,55	61,09	15,48%
10,50	80,57	76,06	5,94%
11,05	93,61	94,13	0,55%
11,48	97,61	108,20	9,79%
12,01	120,85	125,49	3,70%
12,48	159,00	140,91	12,84%
12,97	406,40	-	-

1 - Calculada utilizando a equação $y = 32,714x - 267,36$

A equação $y = 32,714x - 267,36$, utilizada no cálculo da dosagem de NaOH teórica, deve ser utilizada somente como estimativa da quantidade de NaOH necessária para atingir um determinado pH. Na prática, a dosagem deve ser realizada utilizando-se um pHmetro que controla um dosador de NaOH. O hidróxido de sódio é adicionado ao excesso de lodo até que este atinja um pH pré-programado, quando ocorre o desligamento da bomba dosadora. Deve-se proceder a dosagem de NaOH desta forma, pois a variabilidade nas características do excesso de lodo pode influenciar o comportamento do pH e, conseqüentemente, o grau de solubilização deste lodo.

É importante salientar que a equação $y = 32,714x - 267,36$ possui validade restrita, pois foi obtida pela análise do excesso de lodo de uma indústria produtora de gelatina, e que, para o pré-tratamento de outros tipos de lodo, o comportamento do pH provavelmente será diferente. Assim, deve-se realizar o teste para análise do comportamento do pH devido à adição de NaOH sempre que utilizar lodos com características diferentes.

Este teste também pode ser utilizado como ferramenta em projetos de unidades de pré-tratamento alcalino, pois com ele é possível determinar o consumo aproximado de NaOH, estimando-se assim prováveis custos com reagente químico.

5.3 Lise térmica

5.3.1 Tempo de solubilização na lise térmica a 120°C

Para a realização desta etapa, testaram-se os tempos de 15, 30, 45 e 60 minutos, estando os resultados apresentados na Tabela 22.

O melhor resultado na solubilização da matéria orgânica pela lise a 120°C foi obtido com o tempo 30 minutos, no qual foi obtido o valor de 49,73%. Entretanto, os tempos de 45 e 60 minutos apresentaram solubilização de 46,88% e 43,94%, respectivamente, não havendo diferença significativa em comparação à solubilização obtida com 30 minutos, conforme Tabela 22.

Tabela 22: Solubilização a 120°C para diferentes tempos de lise

Tempo (min)	pH	Teor de sólidos	ST (mg/L)	SVT (mg/L)	DQO _{tot} (mg/L)	DQO _{sol} (mg/L)	$\frac{DQO_{sol}}{DQO_{tot}}$
0	7,96	0,99%	9.913	4.296	6.455	369	5,72%
15	9,31	0,85%	8.532	3.864	4.396	1.622	36,89%
30	9,48	1,03%	10.324	4.299	5.735	2.852	49,73%
45	9,34	0,82%	8.196	3.764	4.613	2.162	46,88%
60	9,47	0,97%	9.749	4.872	7.544	3.315	43,94%

Na abordagem da lise térmica, deve ser considerado também o consumo de energia no aquecimento do excesso de lodo, sendo o consumo proporcional ao tempo de lise. Neste contexto, o ideal é obter a melhor solubilização de substrato com menor consumo de energia. Com relação ao consumo de energia, podem ser utilizados os tempos de 15 minutos ou 30 minutos. Entretanto, obteve-se maior solubilização do excesso de lodo utilizando-se tempo de 30 minutos. Assim, utilizou-se nos testes subseqüentes de lise com diferentes temperaturas e biodegradação anaeróbia tempo de lise de 30 minutos.

Outro fator que pode ser considerado na seleção do tempo de lise é a economia de reator, pois, para um mesmo reator, com a utilização de tempos de lise menores é possível tratar maiores volumes de excesso de lodo.

5.3.2 Lise térmica utilizando diferentes temperaturas

Neste teste, utilizando-se tempo de lise de 30 minutos, testou-se o efeito de solubilização causado pelas temperaturas de 60°C, 90°C e 120°C. Realizou-se a lise térmica a 60°C e 90°C somente utilizando tempo de 30 minutos para efeito de comparação a lise a 120°C, ou seja, com o objetivo de comparar o efeito da lise em reatores abertos operados em pressão atmosférica com reatores que operam em pressão superior a atmosférica. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 23.

Tabela 23: Solubilização em 30 minutos para diferentes temperaturas de lise

Temperatura (°C)	pH	Teor de sólidos	ST (mg/L)	SVT (mg/L)	DQO _{tot} (mg/L)	DQO _{sol} (mg/L)	$\frac{DQO_{sol}}{DQO_{tot}}$
25	8,20	1,25%	12.471	4.723	6.216	291	5,07%
60	8,21	1,51%	15.070	5.522	6.642	1.132	17,05%
90	8,24	1,68%	16.824	6.201	7.426	2.080	28,01%
120	9,48	1,03%	10.324	4.299	5.735	2.852	49,73%

A temperatura de 120°C apresentou o melhor resultado de solubilização, com relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$ de 49,73% e desvio padrão de 6,31%. A temperatura de 90°C apre-

sentou solubilização média de 28,01%, porém o desvio padrão das amostras foi de 10,92%, mostrando elevada variabilidade nos resultados.

O aumento da taxa de solubilização representa uma conversão, após o tratamento térmico, de compostos não solúveis em compostos solúveis de maior acessibilidade aos microrganismos na digestão anaeróbia. Estes resultados corroboram os encontrados por Dohányos *et al.* (1999) *apud* Andreoli *et al.* (2003) que observaram que a taxa de solubilização da DQO cresce conjuntamente com o aumento da temperatura.

5.4 Degradação anaeróbia do excesso de lodo lisado

5.4.1 Teste de atividade metanogênica específica (AME)

Para a implantação de um sistema de pré-tratamento de lodos em conjunto com reatores anaeróbios é necessário conhecer as possíveis tecnologias de lise aplicadas no tratamento do excesso aeróbio e suas principais características, como o potencial de solubilização da matéria orgânica, o nível de biodegradabilidade do lodo tratado e possível toxicidade gerada pelo pré-tratamento.

Realizou-se o teste de AME com o objetivo de avaliar o potencial de biodegradabilidade do excesso de lodo aeróbio pré-tratado por diferentes tecnologias de lise. Neste teste utilizou-se como substrato:

- Lodo bruto (não lisado);
- Lodo tratado quimicamente com pH 11, pois este valor de pH apresentou melhor eficiência na solubilização do excesso de lodo com menor consumo de reagente;
- Lodo tratado termicamente com temperatura de 90°C por 30 minutos, para avaliar o potencial de biodegradabilidade do excesso de lodo lisado em reatores abertos;
- Lodo tratado termicamente com temperatura de 120°C por 30 minutos, para avaliar o potencial de biodegradabilidade do excesso de lodo lisado em reatores que operam com pressão superior a atmosférica.

Os procedimentos utilizados no pré-tratamento do excesso de lodo são os mesmos descritos nos capítulos 4.2.2 e 4.2.3. A Tabela 24 apresenta os resultados obtidos pelas lises química e térmica para o lodo utilizado como substrato no teste de AME.

Tabela 24: Caracterização do substrato e resultado da lise alcalina e térmica

Lodo Aeróbio	Teor de sólidos	ST (mg/L)	SVT (mg/L)	DQO _{tot} (mg/L)	DQO _{sol} (mg/L)	$\frac{DQO_{sol}}{DQO_{tot}}$	pH
Bruto	1,58%	15.818	5.978	6.491	453	6,98%	7,89
pH 11	1,65%	16.548	5.166	6.642	2.113	31,82%	11,28
Bruto	1,50%	15.018	5.348	5.867	109	1,86%	8,20
90°C	1,62%	16.232	5.843	6.109	2.267	37,10%	8,24
Bruto	1,21%	12.122	3.976	5.333	257	4,82%	8,26
120°C	1,44%	14.448	5.326	8.000	3.673	45,91%	9,65

Os pré-tratamentos químico e térmico demonstraram-se efetivos na solubilização da matéria orgânica devido ao aumento da relação $DQO_{solúvel}/DQO_{total}$ ocorrido. A lise térmica a 120°C apresentou o melhor resultado entre os pré-tratamentos utilizados, obtendo solubilização de 45,91%. Observou-se aumento na concentração de sólidos totais em todos os testes de lise, entretanto não foi identificada a causa deste aumento gerado pela lise térmica. O pH foi ajustado em 11,28 para realização da lise alcalina. No pré-tratamento térmico a 90°C não houve variação no pH. Já o pré-tratamento térmico a 120°C gerou aumento de 16,83% no pH, entretanto não foi encontrada explicação para este aumento.

A Tabela 25 apresenta os resultados obtidos no teste de atividade metanogênica específica utilizando lodo lisado por lise térmica e alcalina como substrato e concentração de biomassa de 6.000 mg/L e 8.000 mg/L.

Tabela 25: Resultados do teste de AME para lodo aeróbio bruto e lisado

Tipo de Lise	Lodo Anaeróbio (mg/L de SVT)	Substrato	A/M	Volume CH ₄ (mL)	Aumento volume CH ₄	Taxa máx CH ₄ (mL/h)	AME (mgDQO /gSVT.h)
Química NaOH	6.000	Bruto	0,025	6,53	3,59	2,00	1,812
	6.000	Lisado	0,107	29,96			
	8.000	Bruto	0,016	9,78	3,40	2,36	1,457
	8.000	Lisado	0,073	43,09			
Térmica 90°C	6.000	Bruto	0,005	6,16	3,96	1,28	1,260
	6.000	Lisado	0,130	30,57			
	8.000	Bruto	0,004	8,55	3,07	2,49	1,755
	8.000	Lisado	0,080	34,84			
Térmica 120°C	6.000	Bruto	0,013	11,87	4,84	5,38	4,931
	6.000	Lisado	0,198	69,36			
	8.000	Bruto	0,009	14,49	4,02	3,70	2,337
	8.000	Lisado	0,160	72,77			

Os testes de AME tiveram duração mínima de 4,35 horas, na lise alcalina, e máxima de 11,57 horas, na lise térmica a 90°C, em função do período de produção de biogás. O

tempo foi maior quando se utilizou lodo lisado como substrato, sendo que o aumento do tempo variou de 12,01%, na lise térmica a 90°C com 8.000 mg/L de biomassa, até 91,23%, na lise alcalina com 6.000 mg/L de biomassa.

A relação A/M foi calculada baseada na concentração de DQO solúvel e massa de microorganismos utilizados como inóculo. Observa-se que os valores da relação A/M são maiores quando se utiliza excesso de lodo lisado como substrato em comparação ao excesso de lodo bruto, devido ao efeito da solubilização gerada pelo pré-tratamento.

Em referência a taxa máxima de produção de metano, nota-se que esta é maior quando se utiliza lodo lisado como substrato. A maior vazão de metano, obtida na lise térmica a 120°C com 6.000 mg/L de biomassa, foi de 9,27 mL/h. A lise térmica a 90°C com 6.000 mg/L de biomassa apresentou aumento de 3,28 vezes na vazão de metano. Já a lise térmica a 120°C com 6.000 mg/L de biomassa aumentou apenas 0,72 vezes a vazão de metano. A lise alcalina apresentou aumento de 1,5 vezes na vazão de metano para ambas concentrações de biomassa.

Com relação à concentração de lodo anaeróbio, uma redução nos valores de AME foi observada quando 8.000 mg/L SVT foi inoculado nos frascos de digestão. Este aumento da concentração de inóculo, de 6.000 mg/L a 8.000 mg/L, causou redução na relação A/M, podendo ser esta a causa da redução nos valores de AME.

O aumento da DQO solúvel pelos pré-tratamentos térmico e alcalino torna o lodo mais acessível aos microorganismos anaeróbios, aumentando sua atividade. Isto pode ser observado pelo aumento da AME quando se utiliza lodo lisado como substrato.

A Tabela 25 mostra também que o volume de metano produzido foi maior quando se utilizou 8.000 mg/L de biomassa. Observa-se que o volume de metano também aumenta quando é utilizado lodo lisado como substrato. O aumento do volume de metano foi superior a 3 vezes na lise química e na lise térmica a 90°C e superior a quatro vezes na lise térmica a 120°C. Este resultado mostra a efetividade do pré-tratamento de lodos visando o aumento da taxa de biodegradabilidade e da eficiência na digestão anaeróbia.

A Figura 20 apresenta o volume de metano produzido quando se utiliza como substrato lodo bruto, lodo lisado a 90°C, a 120°C e com NaOH utilizando pH 11. Observa-se que o volume de metano produzido foi bastante superior quando se utiliza lise térmica a 120°C.

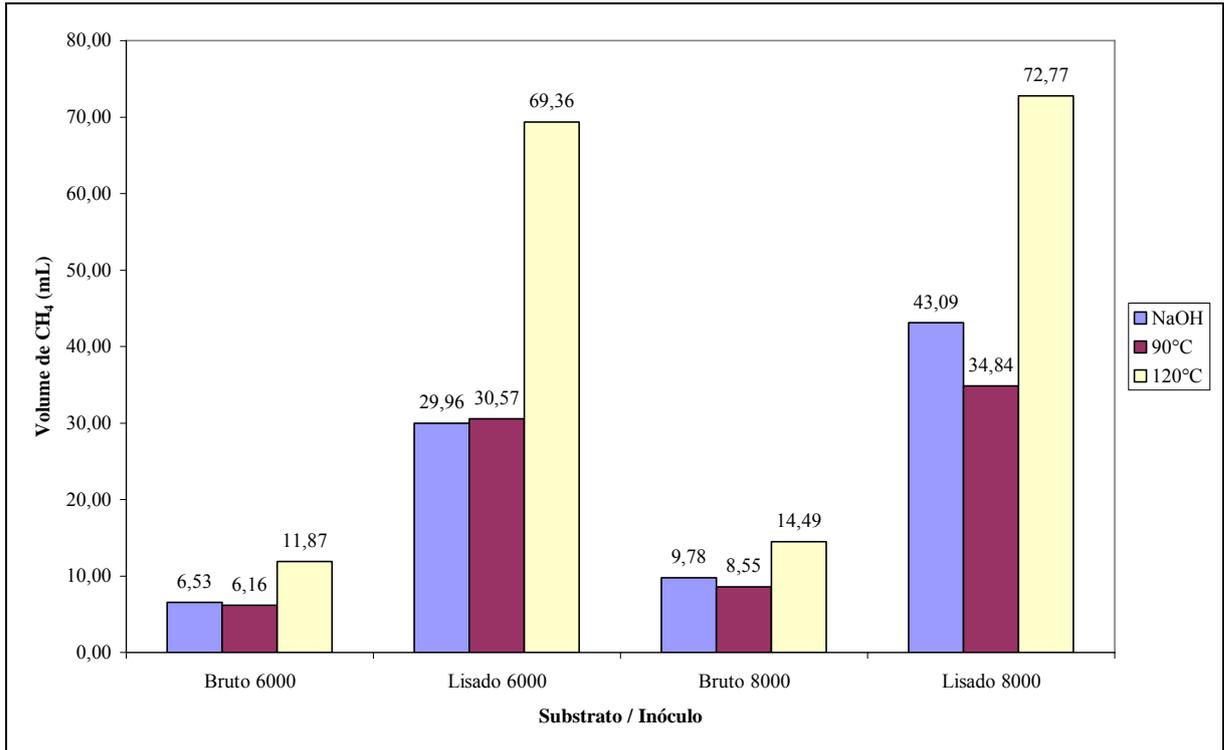


Figura 20: Volume de metano obtido por diferentes processos de lise e concentração de inóculo anaeróbio

A Figura 21 apresenta os valores de AME para os diferentes pré-tratamento utilizados.

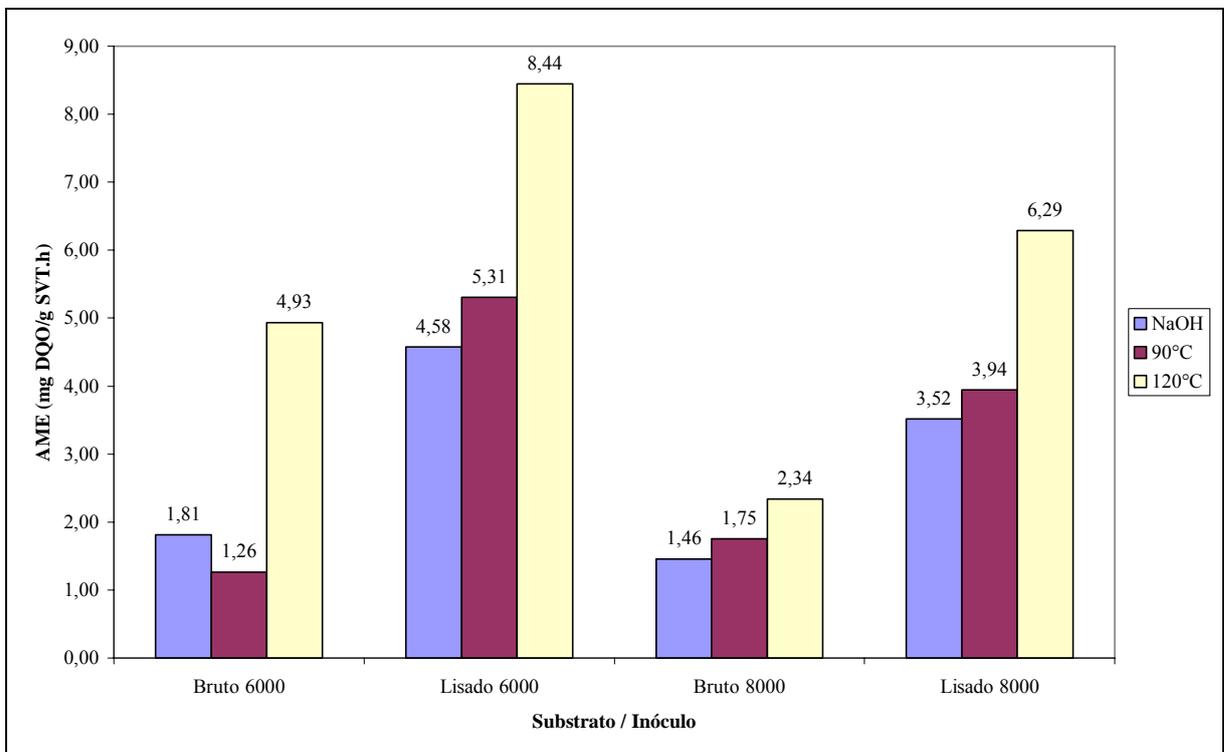


Figura 21: AME obtida por diferentes processos de lise e concentração de inóculo

Obteve-se o maior valor na AME, 8,443 mgDQO / gSVT.h, quando o excesso de lodo ativado foi lisado termicamente a 120°C, estando de acordo com os resultados de solubilização da matéria orgânica apresentados na Tabela 24, pois quanto mais solúvel o substrato maior a atividade dos microorganismos.

No pré-tratamento químico utilizou-se NaOH como agente hidrolisante e ácido clorídrico (HCl) na correção do pH. A formação de cloreto de sódio (NaCl) não se mostrou tóxico às bactérias metanogênicas, pois sua concentração foi de apenas 2,45 g/L. Estudos efetuados por Kungelman & McCarty (1965) *apud* Chernicharo (1997), indicaram inibição por cloreto de sódio na ordem de 7,3 g/L. Todavia, estudos mais recentes demonstram que as concentrações inibidoras podem se situar em patamares bem mais elevados, desde que a biomassa passe por uma etapa de adaptação. Segundo Feijoo *et al.* (1995), a atividade das bactérias metanogênicas cessa com concentrações de sódio de 10 a 16 g/L. Vallero *et al.* (2003) observam que o tratamento metanogênico de alta taxa, mesofílico ou termofílico de efluentes com concentração de NaCl de 15 a 25 g/L é realizado com sucesso, sem haver inibição dos microorganismos metanogênicos. Esta não toxicidade causada por NaCl se comprova pelo aumento na produção de metano do lodo tratado quimicamente.

Observa-se que a avaliação da AME provê uma medida direta e confiável da biometanização obtida pelos tratamentos químico e térmico do excesso de lodo ativado.

5.4.2 *Utilização do teste de AME na escolha de tecnologias de pré-tratamento de lodos*

A utilização de um sistema de pré-tratamento de lodos em conjunto com reatores anaeróbios sem avaliar as características como o potencial de solubilização da matéria orgânica, a taxa de biodegradabilidade do lodo tratado e possível toxicidade gerada pelo pré-tratamento, pode acarretar em gastos elevados na implantação e operação de um sistema de pré-tratamento ineficiente.

Dentro deste contexto, propõe-se a utilização da metodologia apresentada nesta dissertação na seleção do procedimento recomendado com objetivo de melhorar a taxa de biodegradação anaeróbia do excesso de lodo, fornecendo os parâmetros técnicos e econômicos para cada caso específico.

Apesar do enfoque deste trabalho ter sido nos processos térmico e alcalino de pré-tratamento de lodos, outras tecnologias de lise podem ser testadas.

6 CONCLUSÕES

6.1 Lise alcalina

- A solubilização da matéria orgânica apresentou acréscimo significativo a partir da dosagem de 50 meq/L;
- A dosagem de 60 meq/L produziu um maior incremento na solubilização da matéria orgânica com menor consumo de reagente;
- A utilização do pH 11 apresentou melhor resultado em termos de economia de reagente e solubilização da matéria orgânica;
- A variabilidade no nível de solubilização foi menor utilizando-se pH em comparação a dosagem de NaOH, sendo o pH um bom parâmetro de controle do processo de lise alcalina;

6.2 Lise Térmica

- O tempo de 30 minutos apresentou melhor resultado na solubilização da matéria orgânica utilizando lise térmica com 120°C;
- A temperatura de 120°C apresentou o melhor resultado de solubilização do excesso de lodo aeróbio.

6.3 Degradação anaeróbia do excesso de lodo lisado

- O volume de metano produzido nos testes com lodo lisado foi superior ao produzido com lodo bruto (lodo não lisado);
- Obteve-se o maior valor na AME e volume de metano produzido quando o excesso de lodo ativado foi lisado termicamente a 120°C;
- O aumento da DQO solúvel pelos pré-tratamentos térmico e alcalino tornou o lodo mais acessível aos microorganismos anaeróbios, aumentando sua atividade;
- O volume de metano produzido foi maior quando se utilizou 8.000 mg/L de biomassa;
- A taxa de biodegradabilidade do excesso de lodo aeróbio aumentou após os pré-tratamentos térmico e químico;
- A avaliação da AME provê uma medida direta e confiável da biometanização obtida pelos tratamentos químico e térmico do excesso de lodo ativado.

6.4 Escolha de tecnologias de pré-tratamento de lodos

- Com relação ao aumento na solubilização e na taxa de biodegradabilidade do excesso de lodo ativado, observou-se que a tecnologia de lise térmica utilizando temperatura de 120°C apresentou o melhor resultado dentre as tecnologias testadas.

7 RECOMENDAÇÕES

- Testar o efeito da concentração de biomassa anaeróbia sobre o teste de AME aplicado na biodegradação do excesso de lodo lisado.
- Elaboração de um estudo técnico-econômico empregando aspectos relacionados a problemas operacionais e energéticos.
- Testar o efeito da biodegradação anaeróbia do excesso de lodo lisado em reator anaeróbio piloto.
- Verificar o efeito da lise alcalina e térmica em maior escala.
- Utilizar o teste de AME para verificar o potencial de degradação anaeróbia do excesso de lodo aeróbio pré-tratado por outras tecnologias de lise.
- Testar a etapa de biodegradação em reator que possibilite utilização de tempos de detenção maiores.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, T. A. DE; GONÇALVES, R. F.; TEIXEIRA, A. V. P.; ROCHA, M. L. de A. F. Hidrólise química de lodos para minimizar sua produção numa ETE do tipo UASB + BFs. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXII., 2003, Joinville. **Anais**. Joinville: ABES, 2003. p. 1-11.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1995.
- ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 282 p. (Projeto PROSAB).
- ANDREOLI, C. V. et al. (Coord.). **Uso e manejo de lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 97 p. (Projeto PROSAB).
- ANDREOLI, C. V.; FRANÇA, M.; FERREIRA, A. C.; CHERUBINI, C. Avaliação da biodegradabilidade e biodisponibilidade do lodo de esgoto anaeróbio termicamente tratado com uso de biogás. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXII., 2003, Joinville. **Anais**. Joinville: ABES, 2003. p. 1-17.
- ARAÚJO, L. de S.; CATUNDA, P. F. C.; VAN HAANDEL, A. C. Biological sludge stabilization - Part 2: Influence of the composition of waste activated sludge on anaerobic stabilization. **Water SA**. v.24, n.3, p. 231-236, 1998.
- ARNAIZ, C.; GUTIERREZ, J. C.; LEBRATO, J.. Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges. **Bioresource Technology**. v.97, n.10, p.1179-1184, 2006.
- BARTHOLOMEW, R. Ultrasound Disintegration of Sewage Sludge: An Innovative Wastewater Treatment Technology. **Pennsylvania Department of Environmental Protection**, 2002. Disponível em: <http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/water-mgt/WSM/WSM_TAO/InnovTech/ProjReviews/Ultrasound-Disintegr.htm>. Acesso em: 20 fev. 2002.
- BEAL, L. L. **Tratamento anaeróbio de efluente de curtume de acabamento associado a membranas de micro e ultrafiltração**. 2004. 313 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.
- BOLZONELLA, D.; PAVAN, 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**. v.40, p. 1453-1460, 2005.
- BOUGRIER, C.; CARRÈRE, H.; DELGENÈS, J. P. Solubilisation of waste-activated sludge by ultrasonic treatment. **Chemical Engineering Journal**. v.106, p. 163-169, 2005.
- BURY, D.; JELEN, P.; KALÁB, M. Disruption of *Lactobacillus delbrueckii ssp. bulgaricus* 11842 cells for lactose hydrolysis in dairy products: a comparison of sonication, high-pressure homogenization and bead milling. **Innovative Food Science & Emerging Technologies**. v.2, p. 23-29, 2001.

CAMMAROTA, M. C.; TEIXEIRA, G. A.; FREIRE, D. M. G. Enzymatic pre-hydrolysis and anaerobic degradation of wastewaters with high fat contents. **Biotechnology Letters**. v.23, p. 1591-1595, 2001.

CAMPOS, A. L. de O. **Comportamento de dois reatores em batelada seqüenciais aeróbios com diferentes idades do lodo e retorno total do lodo em excesso após desintegração com ultra-som**. 2002. 201 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

CAMPOS, F. P.; DOSUALDO, G. L.; CRISTIANINI, M. Utilização da tecnologia de alta pressão no processamento de alimentos. **Brazilian Journal of Food Technology**. v.6, n.2, p. 351-357, 2003.

CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p. (Projeto PROSAB)

CASSINI, S. T. (Coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 210 p. (Projeto PROSAB).

CASTRO-GONZÁLEZ, A.; ENRIQUEZ-POY, M.; DURÁN-DE-BAZÚA, C. Design, construction, and starting-up of an anaerobic reactor for the stabilization, handling, and disposal of excess biological sludge generated in a wastewater treatment plant. **Anaerobe**. v.7, p. 143-149, 2001.

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**. v.90, p. 273-281, 2002.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Princípios do Tratamento Anaeróbio de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 1997. 246 p.

CHOI, H.-B.; HWANG, K.-Y.; SHIN, E.-B. A mechanical pretreatment of waste-activated sludge for H₂S decrease on anaerobic digestion. **Biotechnology Letters**. v.19, n.2, p. 101-104, 1997.

CHU, C. P.; CHANG, B.-V.; LIAO, G. S.; JEAN, D. S.; LEE, D. J. Observations on changes in ultrasonically treated waste-activated sludge. **Water Research**. v.35, n.4, p. 1038-1046, 2001.

CHU, C.P.; D.J.; LEE, D.J.; CHANG, B.-V.; YOU, C.S.; TAY, J.H. "Weak" ultrasonic pretreatment on anaerobic digestion of flocculated activated biosolids. **Water Research**. v.36, p. 2681-2688, 2002.

DOHÁNYOS, M.; *et al.*, The intensification of sludge digestion by disintegration of activated sludge and thermal conditioning of anaerobic biomass. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE, 1999, Atenas. **Anais**. Atenas: IAWQ, 1999. p 113-120.

ECKENFELDER, W. W.; GRAU, P.. **Activated sludge process design and control: Theory and practice**. Lancaster: Technomic Publishing Company, Inc., 1992. 267 p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Process design manual: sludge treatment and disposal.** Washington: Environmental Protection Agency, 1978. v.2, 155 p.

FEIJOO, G.; SOTO, M.; MHDEZ, R.; LEMA, J. M. Sodium inhibition in the anaerobic digestion process: Antagonism and adaptation phenomena. **Enzyme and Microbial Technology.** v.17, p. 180-188, 1995.

FLOURY, J.; DESRUMAUX, A.; AXELOS, M. A. V.; LEGRAND, J. Degradation of methylcellulose during ultra-high pressure homogenisation. **Food Hydrocolloids.** v.16, p. 47-53, 2002.

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.** v.37, p. 4561-4572, 2003.

GECIOVA, J.; BURY, D.; JELEN, P. Methods for disruption of microbial cells for potential use in the dairy industry - a review. **International Dairy Journal.** v.12, p. 541-553, 2002.

GONZE, E.; PILLOT, S.; VALETTE, E.; GONTHIER, Y.; BERNIS, A. Ultrasonic treatment of an aerobic activated sludge in a batch reactor. **Chemical Engineering and Processing.** v.42, p. 965-975, 2003.

GRÖNROOS, A.; KYLLÖNEN, H.; KORPIJÄRVI, K.; PIRKONEN, P.; PAAVOLA, T.; JOKELA, J.; RINTALA, J. Ultrasound assisted method to increase soluble chemical oxygen demand (SCOD) of sewage sludge for digestion. **Ultrasonics Sonochemistry.** v.12, p. 115-120, 2005.

GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. Conversion processes in anaerobic digestion. **Water. Science and Technology.** v.15, p. 127-167, 1983.

HOFFMANN, E.; KLUTE, R. Improving the denitrification potential in biological wastewater treatment by dosing carbon from sludge hydrolysis. In: Hahn, H.H., Klute, R. (Eds.). **Chemical Water and Wastewater Treatment.** Springer, Berlin, 1990.

JUNG, J.; XING, X.-H.; MATSUMOTO, K. Kinetic analysis of disruption of excess activated sludge by Dyno Mill and characteristics of protein release for recovery of useful materials. **Biochemical Engineering Journal.** v.8, p. 1-7, 2001.

KEEP, U.; MACHENBACH, I.; WEIZ, N.; SOLHEIM, O.E. Enhancement stabilisation of sewage sludge through thermal hydrolysis – tree years of experience with full scale plant. **Water Science & Technology.** v.42, n.9, p. 89-96, 2000.

KIM, J.; PARK, C.; KIM, T.-H.; LEE, M. Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. **Journal of Bioscience and Bioengineering.** v.95, n.3, p. 271-275, 2003.

KLEINIG, A. R.; MIDDELBERG, A. P. J. On the mechanism of microbial cell disruption in high-pressure homogenisation. **Chemical Engineering Science.** v.53, n.5, p. 891-898, 1998.

LEITE, V. D.; SOUSA, J. T. de; PRASAD, S.; LOPES, W. S.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; DANTAS, A. M. M. Tratamento de resíduos sólidos de centrais de abastecimento e feiras

livres em reator anaeróbio de batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.7, n.2, p.318-322, 2003.

LETTINGA G.; HULSHOPPOL L. W.; ZEEMAN G. Biological Wastewater Treatment. Part I: Anaerobic wastewater treatment. Lecture Notes. **Wageningen Agricultural University**. 1996.

LIN, J.-G.; CHANG, C.-N.; CHANG, S.-C. Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. **Bioresource Technology**. v.62, p. 85-90, 1997.

LIN, J.-G.; MA, Y.-S.; CHAO, A. C.; HUANG, C.-L. BMP test on chemically pretreated sludge. **Bioresource Technology**. v.68, p. 187-192, 1999.

LIN, J.-G.; MA, Y.-S.; HUANG, C.-C. Alkaline hydrolysis of the sludge generated from a high-strength, nitrogenous wastewater biological treatment process. **Bioresource Technology**. v.65, p. 35-42, 1998.

LIU J. C.; LEE C. H.; LAI J. Y.; WANG K. C.; HSU Y. C.; CHANG B. V. Extracellular polymers of ozonized waste activated sludge. **Water Science & Technology**. v.44, n.10, p.137-142, 2001.

LONDON SOUTH BANK UNIVERSITY. **Enzyme Technology**. London: Cambridge University Press, 2004. Disponível em: <<http://www.lsbu.ac.uk/biology/enztech/index.html>>. Acesso em: 02 mar. 2006.

MALINA, J. F.; POHLAND, F. G. **Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes**. Ed.1. Lancaster, EUA: Technomic Publishing Company, 1992. 214 p.

MARTÍNEZ, J.; BORZACCONI, L.; MALLO, M.; GALISTEO, M.; VIÑAS, M. Treatment of Slaughterhouse Wastewater. **Water Science & Technology**. v.32, n.12, p. 99-104, 1995.

MASSE, L.; KENNEDY, K.J.; CHOU, S. Testing of alkaline and enzymatic hydrolysis pretreatments for fat particles in slaughterhouse wastewater. **Bioresource Technology**. n.77, p. 145-155, 2001.

McCARTY, P. L. Anaerobic waste treatment fundamentals. Part two: Environmental requirements and control. **Public Works**, p.123-126, 1964.

METCALF & EDDY INC. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. Ed.4. New York, EUA: McGraw-Hill Company, 2003. 1824 p.

MIDDELBERG, A. P. J. Process-scale disruption of microorganisms. **Biotechnology Advances**. v. 13, n.3, p. 491-551, 1995.

MIRANDA, L. A. S. **Estudo dos efeitos dos óleos e graxas em reatores de alta taxa, utilizando técnicas clássicas e hibridação in situ com sondas fluorescentes**. 2004. 272f. Tese (Doutorado em ciências) - Programa de Pós-Graduação em Biologia Celular e Molecular. Porto Alegre, 2004.

MIRANDA, L. A. S.; HENRIQUES, J. A. P.; MONTEGGIA, L. O. A full-scale UASB reactor for treatment of pig and cattle slaughterhouse wastewater with a high oil and grease content. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. v.22, n.03, p. 341-351, 2005.

MONTEGGIA L. O. **The use of specific methanogenic activity for controlling anaerobic reactors**. 1991. 307 f. Thesis (Doctor of Philosophy) - University of Newcastle Upon Tyne, Newcastle, 1991.

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.

NEYENS E.; BAEYENS J.; WEEMAES M.; DE HEYDER B. Pilot-scale peroxidation (H_2O_2) of sewage sludge. **Journal of Hazardous Materials**. v.B98, p. 91-106, 2003 - A.

NEYENS, E.; BAEYENS, J. A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability. **Journal of Hazardous Materials**. v.B98, p. 51-67, 2003.

NEYENS, E.; BAEYENS, J.; CREEMERS, C. Alkaline thermal sludge hydrolysis. **Journal of Hazardous Materials**. v.B97, p. 295-314, 2003 - B.

ONYECHE, T. I.; SCHÄFER, S. Sludge homogenisation as a means to reduce sludge volume and increase energy production. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**. v.2, n.2, p. 291-296, 2003.

ONYECHE, T. I.; SCHLÄFER, O.; BORMANN, H.; SCHRÖDER, C.; SIEVERS M. Ultrasonic cell disruption of stabilised sludge with subsequent anaerobic digestion. **Ultrasonics**. v.40, p. 31-35, 2002.

PARK, C.; LEE, C.; KIM, S.; CHEN, Y.; CHASE, H. A. Upgrading of anaerobic digestion by incorporating two different hydrolysis processes. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. v.100, n.2, p. 164-167, 2005.

PARSEKIAN, M. P. S. **Aplicação de lise celular forçada em sistema de tratamento aeróbio precedido de reator UASB**. 2003. 250 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

PARSEKIAN, M. P. S.; PIRES, E. C. Tratamento ultra-sônico do lodo excedente de sistema combinado de tratamento de água residuária. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXIII, 2005, Campo Grande. **Anais**. Campo Grande: ABES, 2005. p. 1-6.

PENAUD, V.; DELGENÈS, J. P.; MOLETTA, R. Thermo-chemical pretreatment of a microbial biomass: influence of sodium hydroxide addition on solubilization and anaerobic biodegradability. **Enzyme and Microbial Technology**. v.25, p. 258-263, 1999.

PESCADOR, F. S. **Tratamento de esgoto doméstico em reatores seqüenciais em batelada anaeróbios (RSBAn)**. 2001. 136 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

PONEZI, A. N. Estratégias para a redução da produção de lodo em processo de lodo ativado (estudo de caso). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXIII., 2005, Campo Grande. **Anais.** Campo Grande: ABES, 2005. p. 1-15.

PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. L. Efeito do retorno de lodo aeróbio sobre as características da biomassa em um reator UASB em escala de demonstração utilizado para tratamento de esgoto sanitário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, XXIII, 2005, Campo Grande. **Anais.** Campo Grande: ABES, 2005. p. 1-9.

PONTES, P. P.; CHERNICHARO, C. A. L.; MIRANDA, J. B. A.; OLIVEIRA, R. M. Biomass characterization in UASB reactors used for combined treatment of domestic sewage and excess aerobic sludge produced in trickling filters. In: WORLD CONGRESS ON ANAEROBIC DIGESTION, X, 2004, Montreal. **Proceedings.** Montreal: I.W.A., 2004. p. 845-850.

RIPLEY, L. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of poultry manure. **Industrial Waste Conference**, Purdue University, n.40, p.141-149, 1986.

SANTOS, H. F.; TSUTYA, M. T. Aproveitamento e disposição do lodo de estações de tratamento do Estado de São Paulo. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental.** v.2, n.2, p.70-81, 1997.

SHAMLOU, P. A.; SIDDIQI, S. F.; TITCHENER-HOOKER N. J. A physical model of high-pressure disruption of bakers' yeast cells. **Chemical Engineering Science.** v.50, n.9, p. 1383-1391, 1995.

SILVA, A. V. A. da. **Avaliação do Tratamento do Lodo da ETE Arrudas - MG (Lodos Ativados Convencional).** 2006. 108 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, 2006. Disponível em: <www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/190M.PDF>. Acesso em: 08 out. 2007.

SOUBES M. Microbiologia de la digestion anaeróbia. In: III TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO: TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 1994, Montevideo. **Anais.** p. 15-28.

SOUZA, M. E. Criteria for the utilization, design and operation of UASB reactor. In: INTERNATIONAL SEMINAR ON ANAEROBIC TREATMENT IN TROPICAL COUNTRIES, 1986, São Paulo. **Papers.** São Paulo: Cetesb, 1986. Não paginado.

STANIER, R. Y.; DOUDOROFF, M.; ADELBERG, E. A. **General microbiology.** 2. ed. London: Macmillan, 1964.

TIEHM, A.; NICKEL, K.; ZELLHORN, M.; NEIS, U. Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. **Water Research.** v.35, n.8, p. 2003-2009, 2001.

TIEHM, A.; NICKEL, K.; ZELLHORN, M.; NEIS, U. Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization. **Water Research.** v.35, n.8, p. 2003-2009, 2001.

VALLERO, M. V. G.; LETTINGA G.; LENS P. N. L. Long-term adaptation of methanol-fed thermophilic (55 °C) sulfate-reducing reactors to NaCl. **Journal of Industrial Microbiology Biotechnology**. v.30, p. 375-382, 2003.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação**. Campina Grande, PB: Epgraf, 1999. 488 p.

WANG, Q.; KUNINOBU, M.; KAKIMOTO, K.; OGAWA, H. I.; KATO, Y. Upgrading of anaerobic digestion of waste activated ultrasonic pretreatment sludge by ultrasonic pretreatment. **Bioresource Technology**. v.68, p. 309-313, 1999.

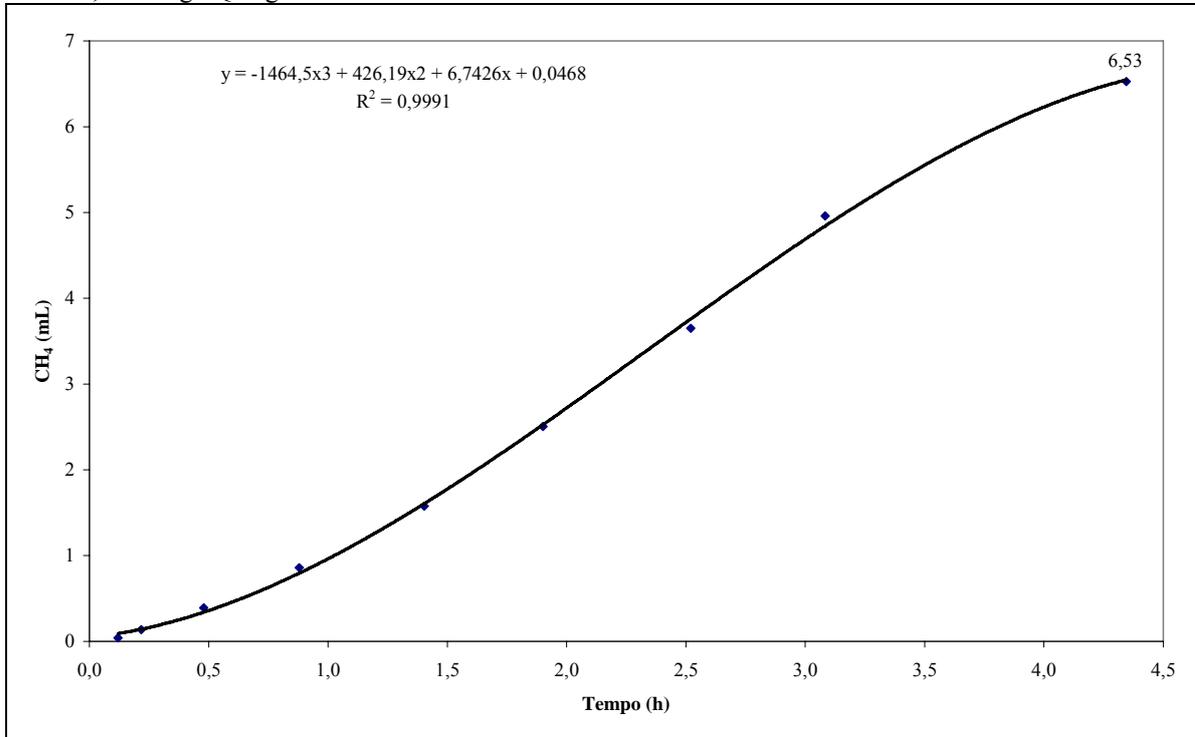
WEEMAES, M. P. J.; VERSTRAETE, W. H. Evaluation of current wet sludge disintegration techniques. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**. v.73, p. 83-92, 1998.

WEEMAES, M.; GROOTAERD, H.; SIMOENS, F.; VERSTRAETE, W. Anaerobic digestion of ozonized biosolids. **Water Research**. v.34, n.8, p. 2330-2336, 2000.

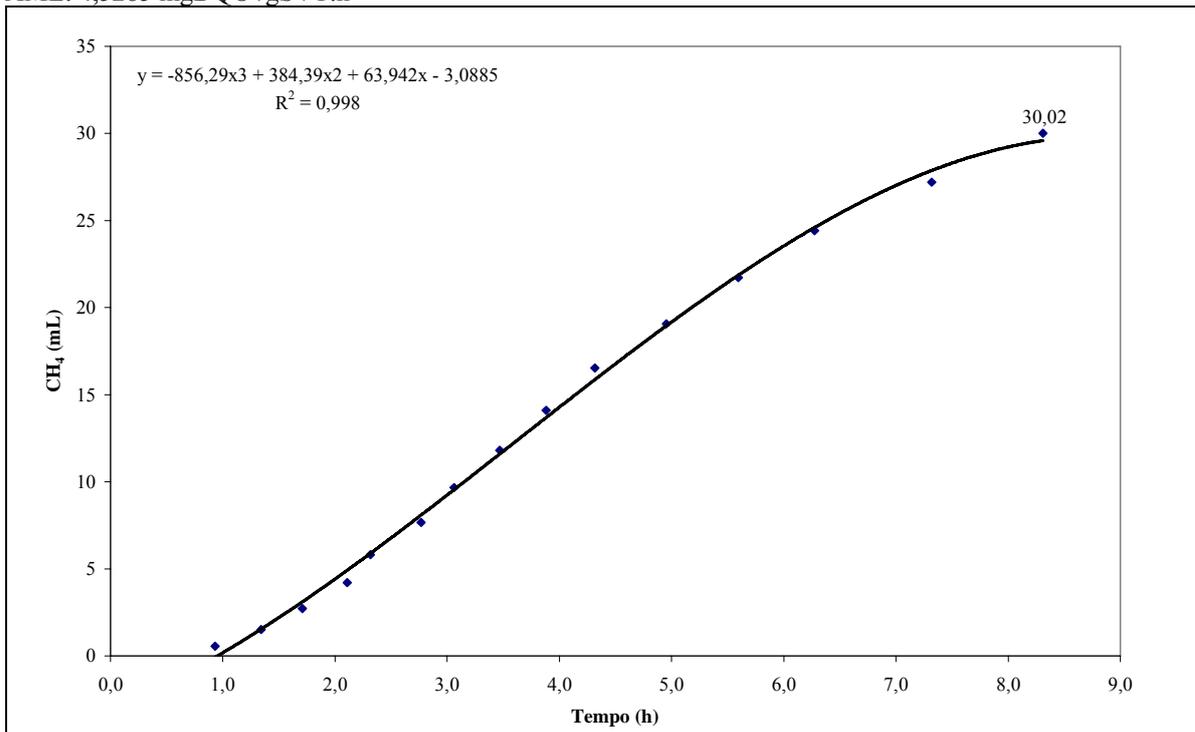
9 ANEXOS

9.1 Produção acumulada de metano

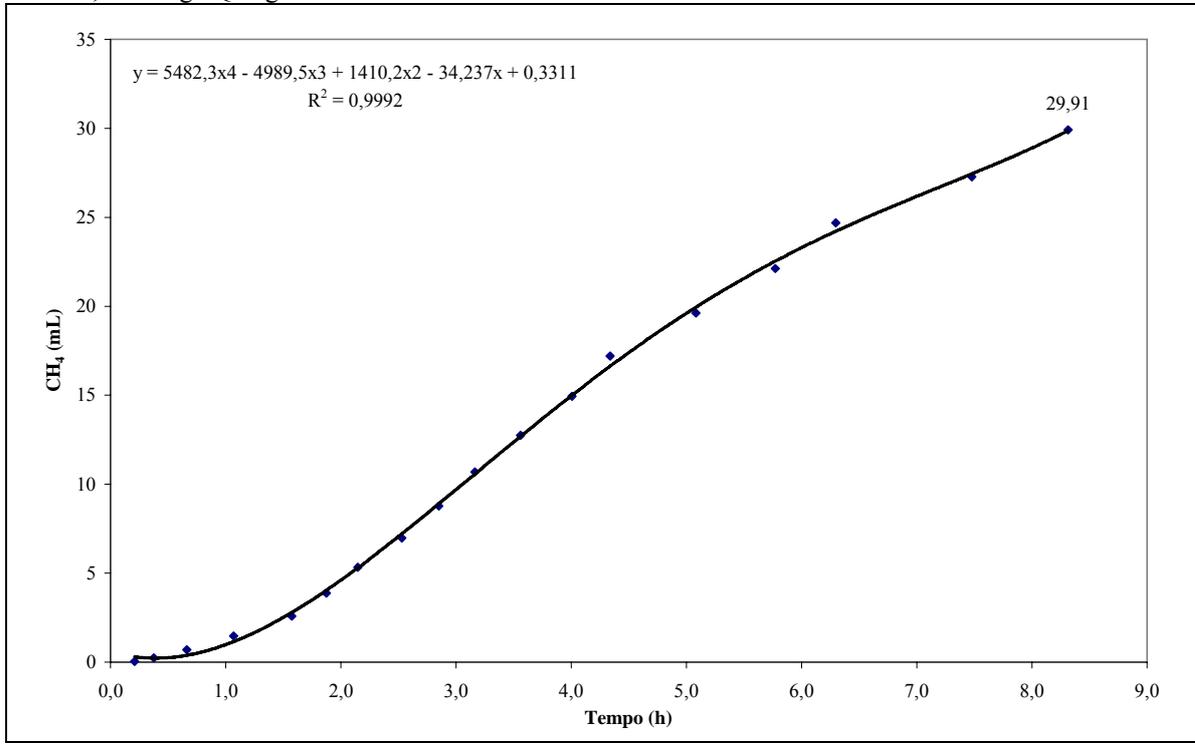
IDENTIFICAÇÃO: Lise alcalina pH 11 - Reator 1
 SUBSTRATO: Lodo Bruto (DQO_{total} = 2163,5 mg/L)
 CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 2,799 g
 PRODUÇÃO CH₄: 2,003 mL/h
 AME: 1,7008 mgDQO /gSVT.h



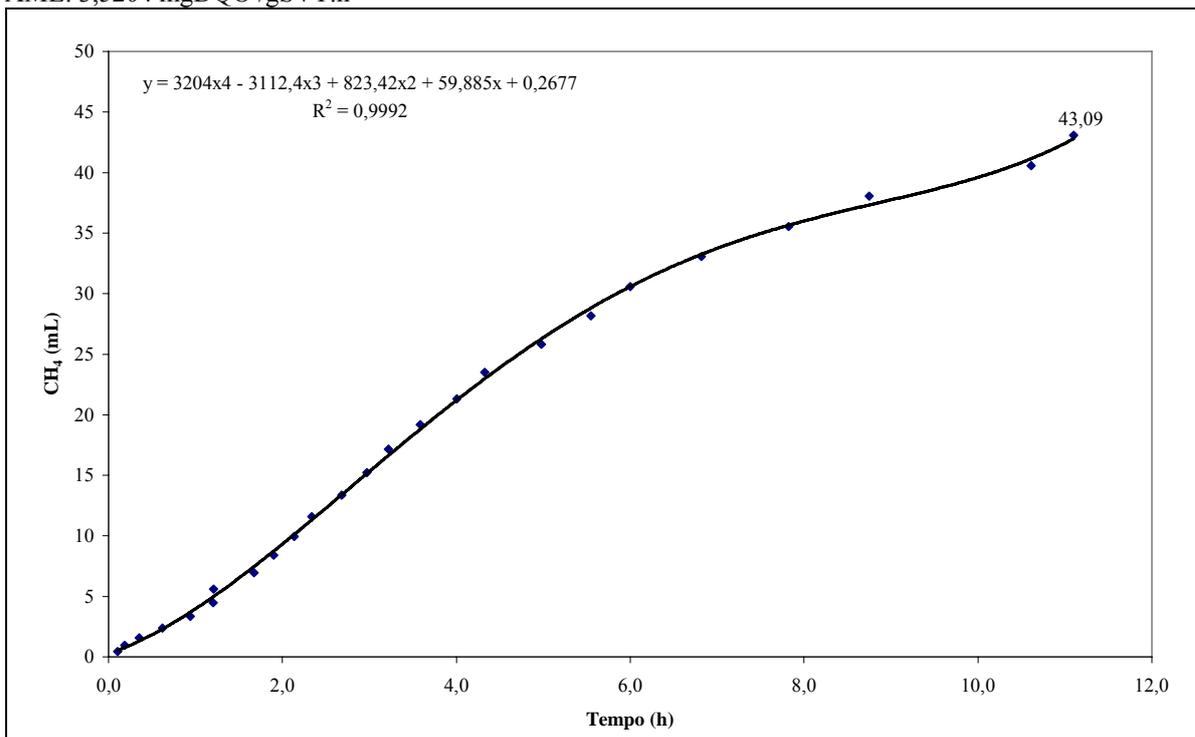
IDENTIFICAÇÃO: Lise alcalina pH 11 - Reator 4
 SUBSTRATO: Lodo Lisado
 CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 2,830 g
 PRODUÇÃO CH₄: 5,060 mL/h
 AME: 4,5285 mgDQO /gSVT.h



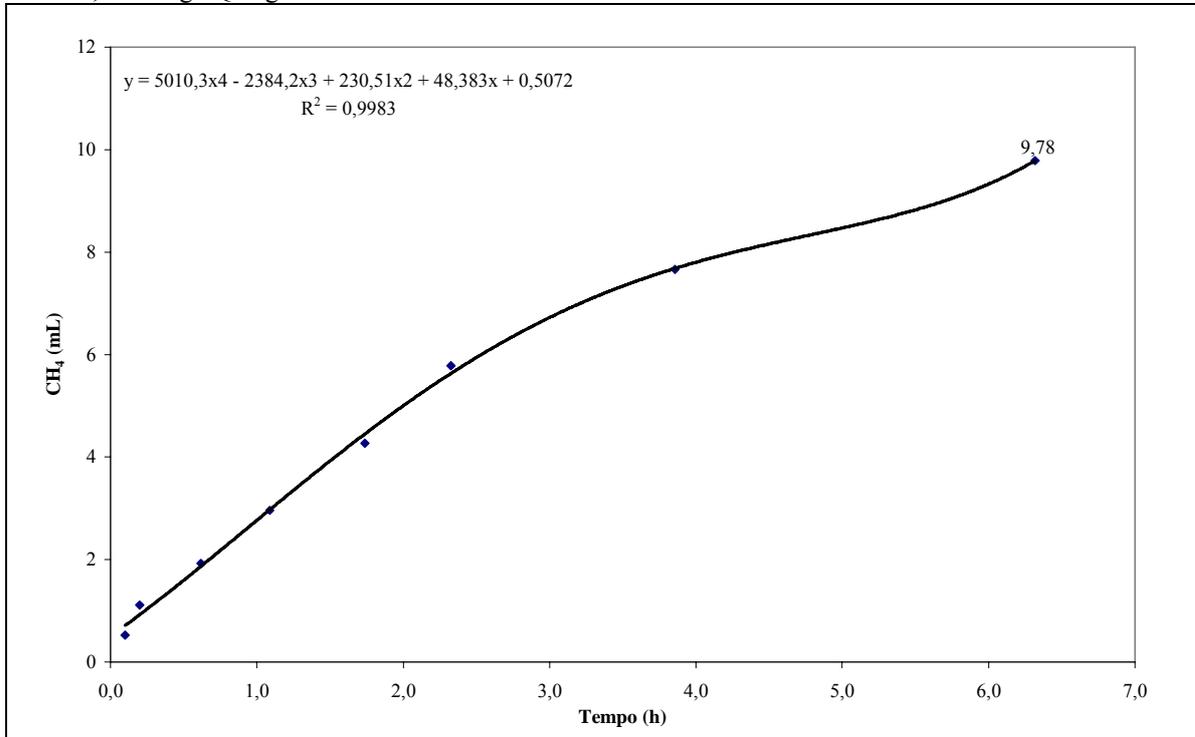
IDENTIFICAÇÃO: Lise alcalina pH 11 - Reator 5
SUBSTRATO: Lodo Lisado
CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 2,912 g
PRODUÇÃO CH₄: 5,319 mL/h
AME: 4,6267 mgDQO /gSVT.h



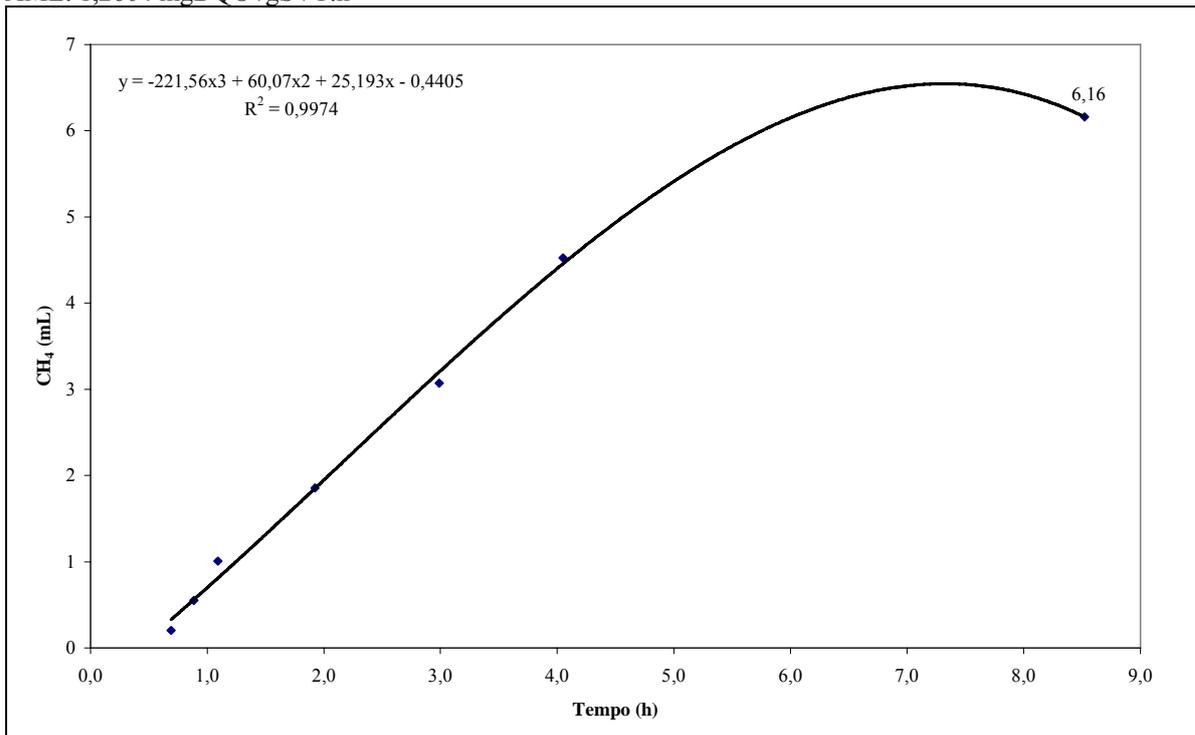
IDENTIFICAÇÃO: Lise alcalina pH 11 - Reator 6
SUBSTRATO: Lodo Lisado
CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 4,354 g
PRODUÇÃO CH₄: 6,053 mL/h
AME: 3,5204 mgDQO /gSVT.h



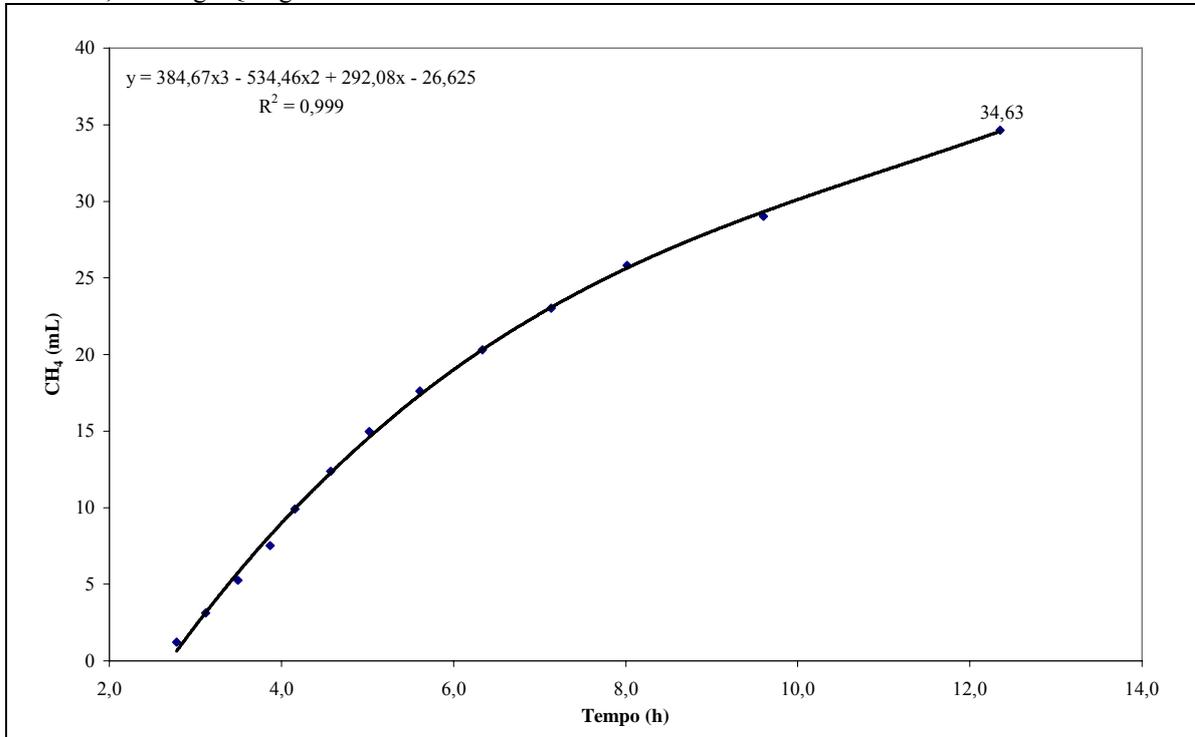
IDENTIFICAÇÃO: Lise alcalina pH 11 - Reator 7
 SUBSTRATO: Lodo Bruto
 CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 4,104 g
 PRODUÇÃO CH₄: 2,361 mL/h
 AME: 1,4667 mgDQO /gSVT.h



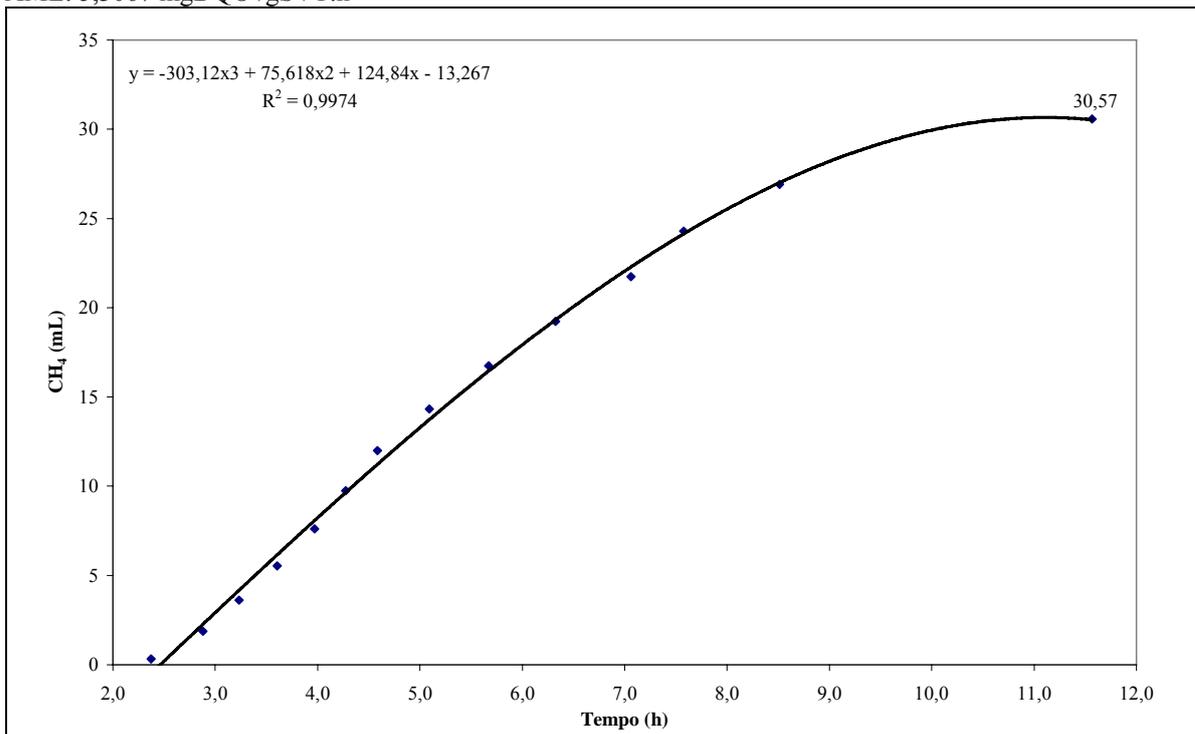
IDENTIFICAÇÃO: Lise térmica 90°C - Reator 1
 SUBSTRATO: Lodo Bruto
 CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 2,563 g
 PRODUÇÃO CH₄: 1,276 mL/h
 AME: 1,2604 mgDQO /gSVT.h



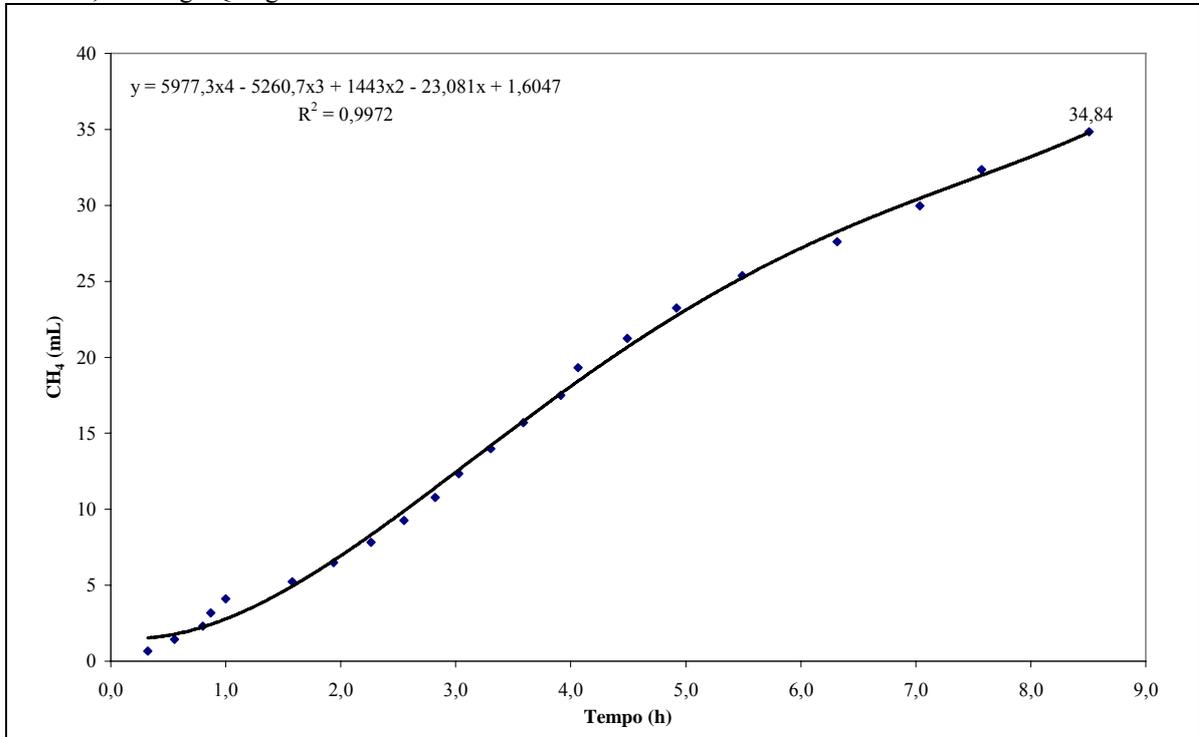
IDENTIFICAÇÃO: Lise térmica 90°C - Reator 4
 SUBSTRATO: Lodo Lisado
 CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 2,661 g
 PRODUÇÃO CH₄: 12,077 mL/h
 AME: 11,4907 mgDQO /gSVT.h



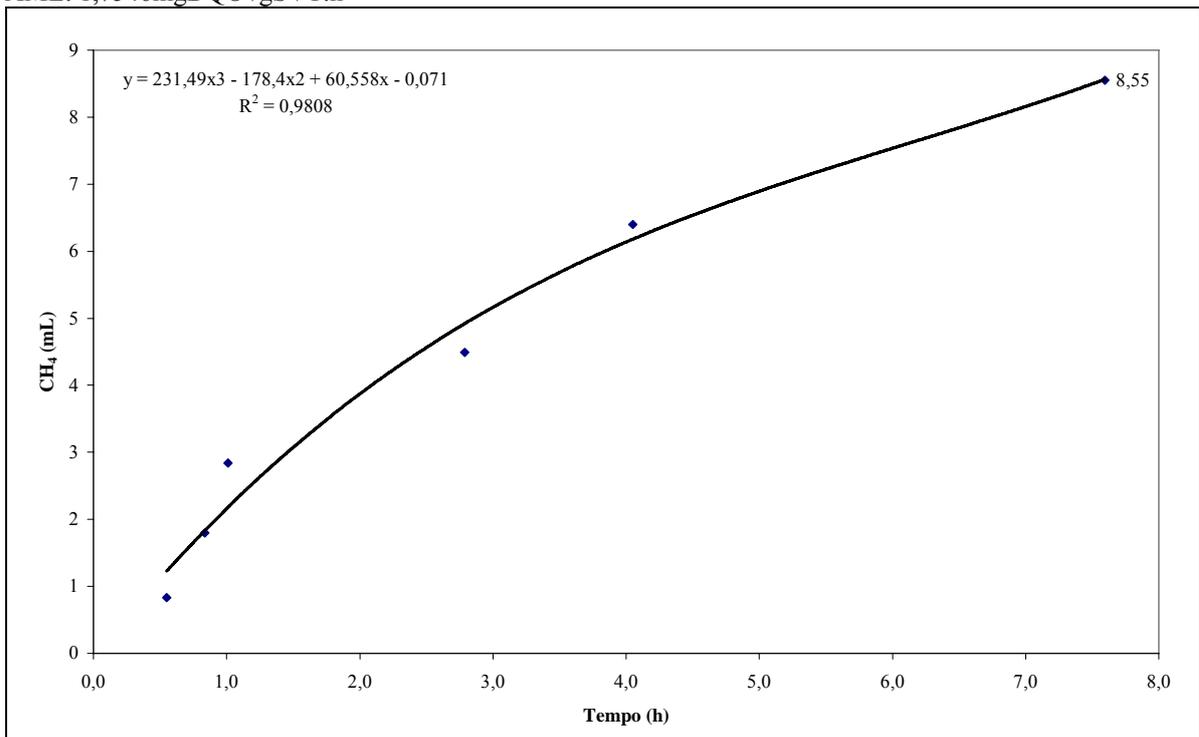
IDENTIFICAÇÃO: Lise térmica 90°C - Reator 5
 SUBSTRATO: Lodo Lisado
 CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 2,607 g
 PRODUÇÃO CH₄: 5,463 mL/h
 AME: 5,3067 mgDQO /gSVT.h



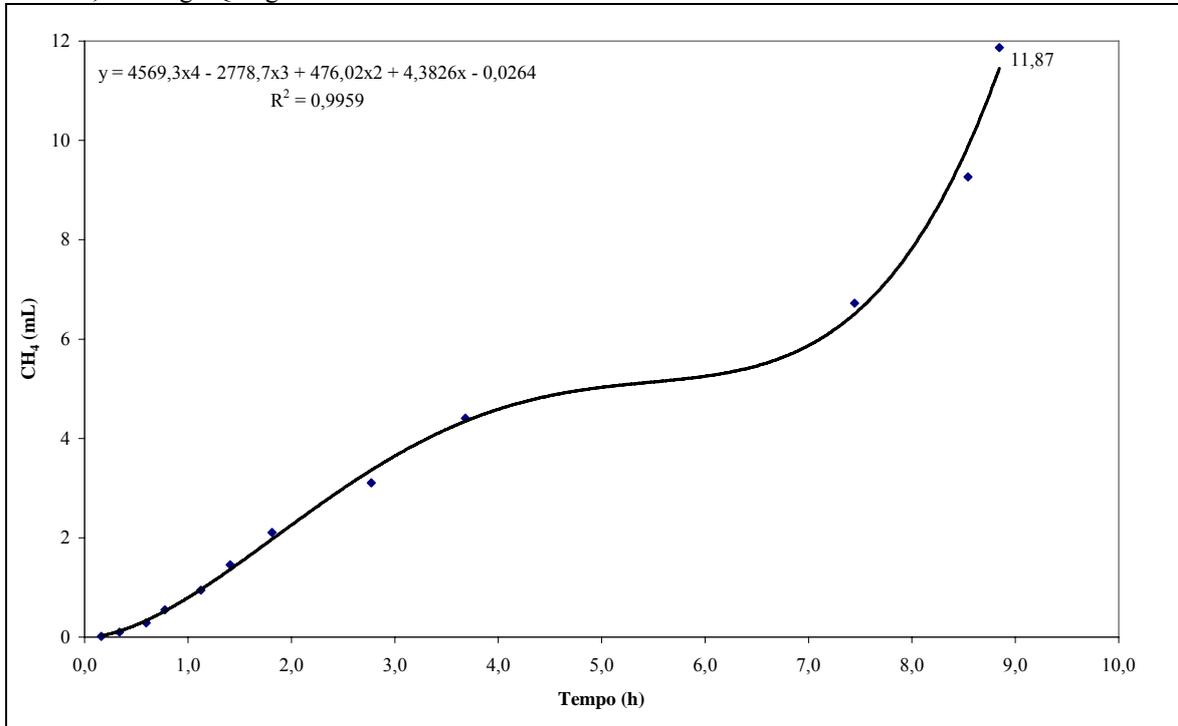
IDENTIFICAÇÃO: Lise térmica 90°C - Reator 6
 SUBSTRATO: Lodo Lisado
 CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 3,689 g
 PRODUÇÃO CH₄: 5,745 mL/h
 AME: 3,9438 mgDQO /gSVT.h



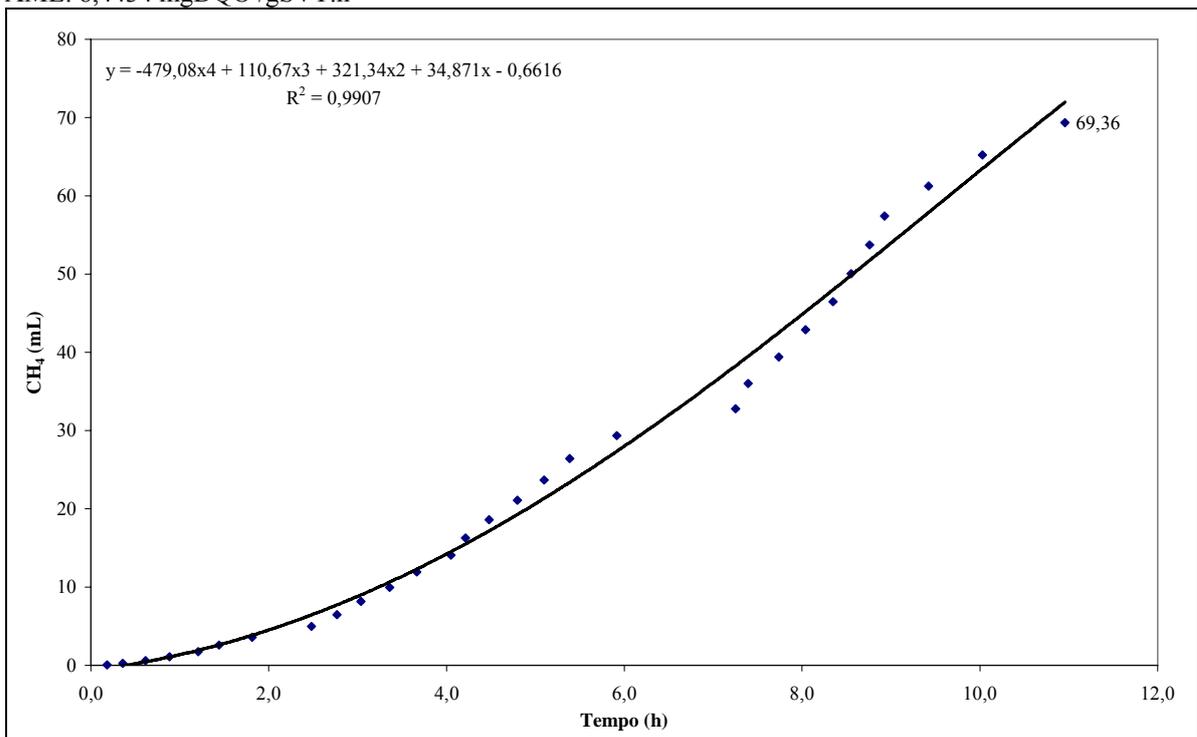
IDENTIFICAÇÃO: Lise térmica 90°C - Reator 7
 SUBSTRATO: Lodo Bruto
 CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 3,597 g
 PRODUÇÃO CH₄: 2,492 mL/h
 AME: 1,7546mgDQO /gSVT.h



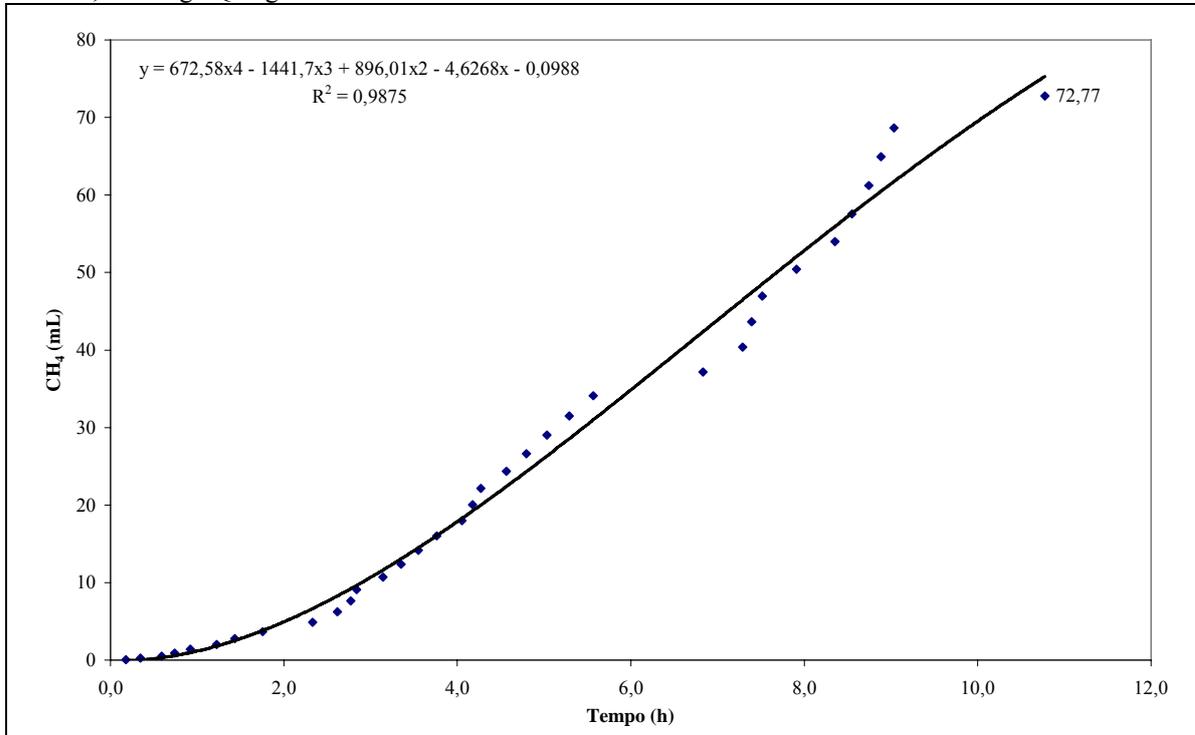
IDENTIFICAÇÃO: Lise térmica 120°C - Reator 1
 SUBSTRATO: Lodo Bruto
 CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 2,764 g
 PRODUÇÃO CH₄: 5,383 mL/h
 AME: 4,9308 mgDQO /gSVT.h



IDENTIFICAÇÃO: Lise térmica 120°C - Reator 5
 SUBSTRATO: Lodo Lisado
 CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 2,780 g
 PRODUÇÃO CH₄: 9,268 mL/h
 AME: 8,4434 mgDQO /gSVT.h



IDENTIFICAÇÃO: Lise térmica 120°C - Reator 6
SUBSTRATO: Lodo Lisado
CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 3,644 g
PRODUÇÃO CH₄: 9,046 mL/h
AME: 6,2854 mgDQO /gSVT.h



IDENTIFICAÇÃO: Lise térmica 120°C - Reator 7
SUBSTRATO: Lodo Bruto
CONCENTRAÇÃO DE BIOMASSA: 4,212 g
PRODUÇÃO CH₄: 4,010 mL/h
AME: 2,3372 mgDQO /gSVT.h

