

**MILENE FRANÇA**

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE E DA BIODISPONIBILIDADE DO  
LODO DE ESGOTO ANAERÓBIO TERMOHIDROLISADO PELO USO DE BIOGÁS**

FLORIANÓPOLIS

2002

**MILENE FRANÇA**

**AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE E DA BIODISPONIBILIDADE DO  
LODO DE ESGOTO ANAERÓBIO TERMOHIDROLISADO PELO USO DE BIOGÁS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, área de concentração Resíduos Sólidos Urbanos, Industriais e Agrícolas, no setor de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do grau "Mestre em Engenharia Ambiental".

Orientador: Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Jr.

Co-orientador: Prof. Dr. Cleverson Vítório Andreoli

FLORIANÓPOLIS

2002

## **CADA DIA**

Cada dia um novo começo,  
uma nova chance de aprender mais sobre nós mesmos,  
de se importar mais com os outros,  
de rir mais do que ríamos,  
de realizar mais do que pensávamos ser possível,  
de ser mais do que éramos antes.

Autor desconhecido

## DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho:

Aos meus pais,

**AUGUSTO e HIROKO**

Pela dedicação de toda a vida em minha formação e pelo exemplo de vida.

Vocês estarão sempre comigo.

Aos meus irmãos,

**ANDRÉ e WAGNER**

Pelo carinho e apoio em todos os momentos.

Vocês me trazem paz e confiança.

Ao meu marido,

**FERNANDO**

Pelo amor sincero e o grande carinho demonstrado em todos os dias.

Você me traz força e coragem sempre.

A minha vida é traçada pelo amor de todos vocês...

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço:

Aos meus pais Augusto França Neto e Hiroko França, pelo grande esforço em me tornar uma pessoa cada vez mais vitoriosa onde muitas vezes abandonaram o próprio sonho para que eu pudesse realizar os meus. Vocês são o meu maior orgulho e minha razão de existir.

Aos meus irmãos André e Wagner, pela enorme confiança e compreensão que depositam em mim em todos os momentos de minha vida. Vocês me fazem caminhar todos os dias em direção aos meus sonhos.

Ao meu marido Fernando Cezar, que esteve comigo em todos os momentos, acreditando em meu potencial e oferecendo muito amor, carinho e compreensão nas horas em que mais precisei. Todo esse amor se transforma em vitórias e essa é apenas uma dentre muitas outras.

Ao meu orientador e amigo Armando Borges de Castilhos Júnior, que acreditou em meu trabalho desde sempre, se esforçando ao máximo em todos os momentos para concretizar meu objetivo. Um exemplo de dignidade e postura que seguirei em toda a minha vida.

Ao meu co-orientador e grande amigo Cleverson Vitório Andreoli, pelo exemplo excepcional de competência, dedicação e respeito, não só aos próprios afazeres como também a todos os que estão em sua volta, obrigada pela confiança desde o primeiro instante. Aprendi muito com você, principalmente nos momentos mais difíceis, sendo compreensivo e tolerante me fazendo perceber que nossos erros de hoje são uma grande forma de aprendizado para amanhã. Muito obrigado.

À Companhia de Saneamento do Paraná, por ter permitido a instalação do aparato experimental em uma das suas unidades, aos gerentes Ary Haro dos Anjos Jr. e Daniel Francisco Gonçalves, aos Eng<sup>os</sup> Haroldo Benedito Alves, Gil Alceu Mochida, Celso Savelli Gomes, Murilo Duma e Vanessa Galperin e à todas as pessoas que colaboraram para o sucesso desse trabalho.

Aos mais amigos do que colegas de trabalho Cristina Tamanini, Charles, Otto, Silvana, Marceli, Cinthya, Eglypcia e Edson, que me mostraram uma nova forma de trabalho cheio de companheirismo e alegria, me trazendo a cada dia mais vontade de progredir.

Às grandes companheiras de pesquisa e amigas Andréia, Marilene e Cristina que só não me ensinaram a falar, porque já tinha aprendido com meus pais. Obrigada pela paciência e pela dedicação de sempre.

Ao amigo e colega de trabalho Eduardo Pegorini, que em diversas vezes esclareceu meus infinitos questionamentos, mostrando-se sempre presente e dispondo de toda atenção em todos os momentos. Você me ensinou muito mais do que está nesse trabalho, e com certeza ele não teria se realizado sem a sua ajuda.

Aos colegas Hamilton, Isaías e Luiz que colocaram sua força e idéias em prática durante todo o experimento, solucionando muitos problemas que não estavam previstos com enorme dedicação e apreço.

Ao professor da UFSC Hugo Soares, pelas grandes e valiosas contribuições no presente trabalho.

Aos colegas da UFSC Mônica e Rafael que foram extremamente dedicados e compreensíveis, sempre me ajudando nas horas mais difíceis.

À professora da UFPR Vanete Tomaz Soccol, pela grande ajuda em todo o trabalho, sempre contribuindo com idéias e objetivos.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS .....	v
LISTA DE FIGURAS .....	vi
RESUMO .....	ix
ABSTRACT .....	x
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>3</b>
2.1 GERAL.....	3
2.2 ESPECÍFICOS.....	3
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>4</b>
3.1 Origem e problemática do lodo de esgoto.....	4
3.2 Produção e características do lodo de esgoto.....	5
3.3 Alternativas de disposição final de lodo de esgoto.....	10
3.4 Disposição final do lodo de esgoto no mundo e no brasil .....	11
3.5 Gases produzidos no tratamento anaeróbio de esgoto.....	12
3.5.1 Características do Biogás .....	14
3.5.2 Produção de Biogás.....	16
3.5.3 Aproveitamento do Biogás.....	17
3.6 HIGIENIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO .....	18
3.6.1 Contaminação do lodo de esgoto por agentes patogênicos .....	18
3.6.2 Processos de desinfecção/higienização do lodo de esgoto .....	24
3.7 DRENABILIDADE DO LODO DE ESGOTO.....	26
3.7.1 Distribuição da Água no Lodo de Esgoto .....	27
3.7.2 Distribuição dos Sólidos no Lodo de Esgoto .....	28
3.7.3 Processos de Desaguamento.....	30
3.7.3.1 Leito de Secagem .....	31
3.7.3.2 Lagoas de Secagem.....	32
3.7.3.3 Centrifugas.....	33

3.7.3.4	Filtros a Vácuo .....	34
3.7.3.5	Filtros Prensa .....	34
3.7.3.6	Prensas Desaguadoras .....	35
3.7.3.7	Secagem Térmica .....	36
3.8	BIODEGRADABILIDADE DO LODO DE ESGOTO .....	37
3.8.1	Métodos utilizados para a biodegradabilidade e desintegração do lodo.....	40
3.8.1.1	Desintegração Mecânica .....	42
3.8.1.2	Tratamento Químico .....	43
3.8.1.3	Tratamentos Biológicos .....	45
3.8.1.4	Tratamento termoquímico.....	45
3.8.1.5	Tratamento Térmico.....	46
3.8.2	Parâmetros necessários para a avaliação da biodegradabilidade do lodo de esgoto .....	48
3.8.2.1	Biomassa .....	48
3.8.2.2	DBO .....	49
3.8.2.3	DQO .....	51
3.8.2.4	Biodegradabilidade e nível de Degradação.....	53
3.8.2.5	Proteínas.....	54
3.8.2.6	Carboidratos.....	55
3.8.2.7	Lipídeos.....	56
3.9	TRANSFERÊNCIA DE CALOR .....	57
3.9.1	Condução.....	58
3.9.2	Convecção .....	58
3.9.3	Radiação.....	59
<b>4.</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>60</b>
4.1	DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	60
4.1.1	Local e Clima .....	60
4.1.2	População atendida .....	60
4.1.3	Tipo de tratamento e características do lodo.....	60
4.2	APARATO EXPERIMENTAL.....	61



4.2.1	Construção do termohidrolisador.....	63
4.2.2	Captação do biogás e aquecimento do óleo térmico.....	65
4.2.3	Aquecimento do lodo de esgoto .....	66
4.2.4	Sensores de temperatura .....	67
4.2.5	Medidores de gás .....	68
4.2.6	Leitos de secagem em bancada para testar a drenabilidade do lodo termohidrolisado .....	69
4.2.7	Retorno do lodo termohidrolisado aos Reator (RALF) .....	72
4.3	PROCEDIMENTOS REALIZADOS .....	72
4.3.1	Descarga do lodo no termohidrolisador.....	72
4.3.2	Monitoramento dos dados, amostragens e metodologias.....	74
4.3.2.1	Temperaturas.....	74
4.3.2.2	Contagem e Viabilidade de Ovos de Helmintos .....	75
4.3.2.3	Teor de Umidade do Lodo .....	75
4.3.2.4	Teor de Proteínas .....	76
4.3.2.5	Análise da biodegradabilidade anaeróbia do lodo termohidrolisado.....	76
4.3.2.6	DQO total e solúvel e Sólidos Voláteis.....	79
4.3.2.7	DBO e Série de Sólidos Suspensos .....	79
4.3.2.8	Secagem do lodo termohidrolisado em leitos de secagem .....	79
4.3.2.9	Microscopia ótica .....	80
4.3.2.10	Monitoramento da eficiência do retorno do lodo termohidrolisado ao RALF .....	81
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>82</b>
5.1	DADOS CLIMÁTICOS .....	82
5.1.1	Temperaturas externas e internas do termohidrolisador.....	82
5.2	Consumo de biogás .....	85
5.3	Avaliação da redução dos agentes patogênicos do lodo .....	88
5.4	Teor de umidade do lodo .....	93
5.5	Proteínas.....	95
5.6	Biodegradabilidade do lodo termohidrolisado.....	97
5.7	DQO total e SOLÚVEL .....	102

5.8	DBO .....	105
5.9	Sólidos suspensos totais e voláteis .....	105
5.10	Secagem do lodo termohidrolisado em leito de secagem em bancada .....	107
5.11	Microscopia ótica .....	115
5.12	Monitoramento da eficiência do RALF após o retorno do lodo termohidrolisado.....	117
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>123</b>
<b>7.</b>	<b>RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>126</b>
<b>8.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>128</b>
<b>ANEXOS</b>	<b>.....</b>	<b>139</b>
ANEXO I – TABELA COM AS TEMPERATURAS MÁXIMAS, MÉDIAS E MÍNIMAS NO LODO DENTRO DO REATOR E EXTERNAMENTE, AO AR LIVRE. ....		
		140
ANEXO II – TABELA COM AS VAZÃO DO RALF, PRECIPITAÇÃO LOCAL E PRODUÇÃO DE BIOGÁS DO RALF.....		
		141
ANEXO III – CALCÚLO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO RALF .....		
		142
ANEXO IV – TABELAS COM A ESPÉCIE DE OVOS DE HELMINTOS ENCONTRADAS EM CADA AMOSTRA COLETADA.....		
		143
ANEXO V – TABELA COM OS TEMPOS E A PRODUÇÃO DE METANO MÉDIA DE DUAS REPETIÇÕES DAS AMOSTRAS DE LODO TERMOHIDROLISADO.....		
		145
ANEXO VI – VALORES DA DQO TOTAL E SOLÚVEL, SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E VOLÁTEIS DO LODO SEM E COM TRATAMENTO TÉRMICO. ....		
		147
ANEXO VII – TABELA COM OS TEORES DE SÓLIDOS DAS AMOSTRAS DE LODO DISPOSTO NOS LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA EM PORCENTAGEM.....		
		148
ANEXO VIII – TABELA COM O VOLUME PERCOLADO DAS AMOSTRAS DE LODO DISPOSTO NOS LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA ENTRE A AMOSTRA ANTERIOR E A ANALISADA E A SOMATÓRIA, EM LITROS. ....		
		149
ANEXO IX – TABELA COM O TAMANHO DAS PARTÍCULAS DE LODO BRUTO E TERMOHIDROLISADOS OBSERVADOS PELA MICROSCOPIA ÓPTICA.....		
		150
ANEXO X – GRÁFICO COM A PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DO RALF PARA CADA TIPO DE SÓLIDOS APÓS O RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO AO RALF.....		
		152
ANEXO XI – VALORES DOS PARÂMETROS ANALISADOS DO RALF ANTES E APÓS O RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO .....		
		154

**LISTA DE TABELAS**

TABELA 1 – QUANTIDADE (EM MATÉRIA SECA) E DESTINO (%) DE LODOS DO TRATAMENTO DE ESGOTOS .....	6
TABELA 2 – CARACTERÍSTICAS E QUANTIDADE DO LODO PRODUZIDO EM VÁRIOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS .....	7
TABELA 3 – COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO LODO DE ESGOTO. ....	8
TABELA 4 – COMPOSIÇÃO MÉDIA DO BIOGÁS. ....	15
TABELA 5 – COMPARATIVO DO P.C.I. DO BIOGÁS E OUTROS GASES. ....	16
TABELA 6 - CONCENTRAÇÃO DE AGENTES PATOGÊNICOS EM LODO PRIMÁRIO E LODO DIGERIDO .....	19
TABELA 7 – LIMITE DE PATÓGENOS PRESENTES NO LODO DE ESGOTO PARA A RECICLAGEM AGRÍCOLA. ....	20
TABELA 8 – PRINCIPAIS PATÓGENOS PRESENTES NO LODO DE ESGOTO, AS DOENÇAS RELACIONADAS, AS VIAS DE ENTRADA E SAÍDA DO CORPO HUMANO E OS RESERVATÓRIOS EM ANIMAIS. ....	21
TABELA 9 - PRINCIPAIS PARASITAS QUE ATINGEM O HOMEM E SEUS HOSPEDEIROS. ....	22
TABELA 10 – TEMPERATURA E TEMPO DE MANUTENÇÃO PARA A DESTRUIÇÃO DE ALGUNS ORGANISMOS .....	25
TABELA 11 – DADOS MÉDIOS DE TEMPERATURA E PRECIPITAÇÃO PARA OS MESES DE JULHO E AGOSTO DE 2002. ....	82
TABELA 12 – ESPÉCIES E PORCENTAGENS DE OVOS DE HELMINTOS PRESENTES NA AMOSTRA DE LODO DE ZERO HORA (AMOSTRA DE CONTROLE) .....	89
TABELA 13 – CONTAGEM, VIABILIDADE E PORCENTAGEM DE REDUÇÃO DE OVOS DE HELMINTOS .....	90
TABELA 14 – ESPÉCIES DE OVOS DE HELMINTOS VIÁVEIS E INVIÁVEIS EM CADA AMOSTRA COLETADA NO EXPERIMENTO .....	93
TABELA 15 – TEORES DE SÓLIDOS E VOLUME DE PERCOLAÇÃO DE CADA REPETIÇÃO DO LEITO EM BANCADA. ....	112

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – ESTAÇÃO DE TRATAMENTO ANAERÓBIO COM UNIDADES DE PRÉ-TRATAMENTO E DESAGUAMENTO DO LODO .....	9
FIGURA 2 – ESQUEMÁTICO DO REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FLUIDIFICADO (RALF).....	9
FIGURA 3 – FONTES ANTROPOGÊNICAS DE PRODUÇÃO DE METANO.....	14
FIGURA 4 - PORCENTAGEM DE OVOS DE HELMINTOS ENCONTRADAS NO LODO DE ESGOTO QUE RECEBEU TRATAMENTO EM RALFS (LODO ANAERÓBIO).....	23
FIGURA 5 – PRINCIPAIS OVOS DE HELMINTOS ENCONTRADOS NO LODO DE ESGOTO .....	23
FIGURA 6 – DISTRIBUIÇÃO DA ÁGUA NO LODO .....	27
FIGURA 7 – DISTRIBUIÇÃO DA ÁGUA NO LODO .....	28
FIGURA 8 – DISTRIBUIÇÃO APROXIMADA DOS SÓLIDOS NO ESGOTO BRUTO (EM TERMOS DE CONCENTRAÇÃO).....	30
FIGURA 9 - VISTA GERAL DO RALF LOCALIZADO NA ETE DE GUARAITUBA EM COLOMBO.....	61
FIGURA 10 - ESQUEMA GERAL DO EXPERIMENTO.....	62
FIGURA 11 - TERMOHIDROLISADOR FEITO EM ESTRUTURA DE CONCRETO .....	63
FIGURA 12 - TUBULAÇÃO INTERNA DE COBRE PARA A PASSAGEM DE ÓLEO AQUECIDO.....	64
FIGURA 13 - MISTURADOR PARA A HOMOGENEIZAÇÃO DO LODO DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR.....	64
FIGURA 14 - CALDEIRAS DE AQUECIMENTO DE ÓLEO TÉRMICO COM A UTILIZAÇÃO DE BIOGÁS.....	65
FIGURA 15 - QUEIMA DE BIOGÁS DENTRO DAS CALDEIRAS .....	66
FIGURA 16 - BOMBAS PARA CIRCULAÇÃO DE ÓLEO AQUECIDO PELO SISTEMA.....	66
FIGURA 17 - SENSORES DE TEMPERATURA TIPO TERMOPAR .....	67
FIGURA 18 - MEDIDOR DE BIOGÁS.....	68
FIGURA 19 - LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA.....	70
FIGURA 20 – VISTA GERAL DOS LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA .....	70
FIGURA 21 – ESTRUTURA EXTERNA DOS LEITOS EM BANCADA, DE MADEIRA COM VEDAÇÃO DE PLÁSTICO DE ESTUFA E ETERNIT.....	71
FIGURA 22 – BACIAS COLETORAS DE PERCOLADO .....	71
FIGURA 23 - TUBULAÇÃO PARA O RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO AO RALF .....	72

FIGURA 24 - TUBULAÇÃO DE DESCARGA DO LODO DE ESGOTO DO RALF NO TERMOHIDROLISADOR.....	73
FIGURA 25 - POÇO DE ALIMENTAÇÃO DE LODO DE ESGOTO DA ETE GUARAITUBA.....	73
FIGURA 26 – ESQUEMÁTICO DO TESTE DE BIODEGRADABILIDADE .....	78
FIGURA 27 – FOTO DO TESTE DE BIODEGRADABILIDADE .....	78
FIGURA 28 – TEMPERATURAS MÁXIMAS, MÉDIAS E MÍNIMAS DIÁRIAS DO LODO DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR E EXTERNAMENTE, AO AR LIVRE. ....	83
FIGURA 29 – TEMPERATURAS MÁXIMAS E MÍNIMAS DA MASSA DE LODO DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR E PRODUÇÃO DE BIOGÁS DO RALF .....	84
FIGURA 30 – PRODUÇÃO DIÁRIA DE BIOGÁS DO RALF DURANTE OS DIAS DE REALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO .....	85
FIGURA 31 – VAZÃO DO AFLUENTE (RALF) E PRODUÇÃO DE BIOGÁS DURANTE O PERÍODO DE REALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO .....	86
FIGURA 32 – GRÁFICO COM A RELAÇÃO ENTRE A VAZÃO DO RALF E A PRECIPITAÇÃO LOCAL.....	87
FIGURA 33 – ESPÉCIES E PORCENTAGEM EM RELAÇÃO AO TOTAL DE OVOS DE HELMINTOS ENCONTRADOS NA AMOSTRA DE CONTROLE (0 HORA) .....	89
FIGURA 34 –OVOS DE HELMINTOS TOTAIS E VIÁVEIS DE POR GRAMA DE MATÉRIA SECA ...	91
FIGURA 35 – TEOR DE SÓLIDOS DO LODO DO TERMOHIDROLISADOR DURANTE O EXPERIMENTO .....	94
FIGURA 36 – PORCENTAGEM DE PROTEÍNA BRUTA PELO TEMPO DE PERMANENCIA DO LODO DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR.....	96
FIGURA 37 – PRODUÇÃO DE GÁS METANO DO LODO BRUTO E TERMOHIDROLISADO .....	98
FIGURA 38 – PRODUÇÃO TOTAL DE GÁS METANO E TEMPERATURA MÉDIA DO LODO DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR ENTRE AS AMOSTRAS.....	99
FIGURA 39 – VELOCIDADE MÉDIA (25% DA PRODUÇÃO) E FATOR DE PRODUÇÃO DE METANO .....	101
FIGURA 40 –RELAÇÃO DQO SOLÚVEL E DQO TOTAL PELO TEMPO DE PERMANÊNCIA DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR. ....	102
FIGURA 41 – EVOLUÇÃO DA DQO TOTAL E DQO SOLÚVEL DO LODO SOB TRATAMENTO TÉRMICO NO TERMOHIDROLISADOR.....	104

FIGURA 42 – GRÁFICO COM OS VALORES DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS PELO TEMPO DE PERMANÊNCIA DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR.....	105
FIGURA 43 – GRÁFICO COM OS VALORES DE SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS EM RELAÇÃO AOS SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E PELO TEMPO DE PERMANÊNCIA DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR.....	107
FIGURA 44 – TEOR DE SÓLIDOS DO LODO DESCARTADO NOS LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA DURANTE UM PERÍODO DE 30 DIAS DE MONITORAMENTO .....	108
FIGURA 45 – AMOSTRA DE LODO TERMOHIDROLISADO.....	109
FIGURA 46 – DISTRIBUIÇÃO DAS CAMADAS DE PEDRA, AREIA, LODO SEDIMENTADO E LODO LÍQUIDO NOS LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA E COLETOR DE AMOSTRAS DO LEITO. ....	110
FIGURA 47 – VOLUME DE PERCOLADO MÉDIO DE CADA REPETIÇÃO DOS LEITOS EM BANCADA DURANTE UM PERÍODO DE 30 DIAS DE MONITORAMENTO .....	111
FIGURA 48 – CARACTERÍSTICA VISUAIS DO LODO BRUTO (0 HORA) E DOS LODOS TERMOHIDROLISADOS (72, 120 e 720 HORAS) APÓS OS DIAS DE PERMANÊNCIA NOS LEITOS EM BANCADA INDICADOS ABAIXO DA FIGURA CORRESPONDENTE .....	114
FIGURA 49 – MICROSCOPIA ÓTICA DO LODO DE ESGOTO SEM EFEITO DA TEMPERATURA E LODOS TERMOHIDROLISADOS DURANTE O TEMPO INDICADO ABAIXO DA FIGURA.....	115
FIGURA 50 – MÉDIA DO TAMANHO DE 25 PARTÍCULAS DO LODO MEDIDAS PELA MICROSCOPIA ÓTICA.....	117
FIGURA 51 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE DBO <sub>5</sub> , DQO, P-PO <sub>4</sub> E NITROGÊNIO TOTAL DO RALF ANTES E APÓS RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO...	118
FIGURA 52 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS DO RALF ANTES E APÓS RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO.....	119
FIGURA 53 – RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO NO PONTO DE DISTRIBUIÇÃO DO ESGOTO NO RALF.....	121
FIGURA 54 – EFLUENTE DO RALF, UMA HORA APÓS O INÍCIO DO RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO.....	121
FIGURA 55 – CONE DE IMHOFF DO AFLUENTE E DO EFLUENTE DO RALF, NO DIA DO RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO E 1 DIA APÓS O RETORNO. ....	122

## RESUMO

O resíduo produzido em estações de tratamento de esgoto, denominado genericamente de lodo de esgoto, é um problema de âmbito mundial. Estes resíduos necessitam de uma destinação final segura, ambientalmente, sanitariamente e economicamente viável. Visando principalmente a minimização da produção do lodo de esgoto, foi realizado este trabalho que avalia o aumento da biodegradabilidade e da biodisponibilidade do lodo de esgoto anaeróbio estabilizado através do aumento da temperatura da massa de lodo, com a utilização do biogás gerado em Estação de Tratamento de Esgoto por processo anaeróbio tipo Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado (RALF), em escala piloto. Também foram avaliadas a higienização e as características de drenabilidade e desaguamento do lodo após o tratamento térmico. O tratamento térmico inviabilizou os ovos de helmintos nos limites da Instrução Normativa do IAP e da EPA após 72 horas de tratamento, após 120 horas de tratamento lodo foi completamente higienizado. Verificou-se uma diminuição nas características de desaguamento do lodo após o tratamento térmico, quando disposto em leito de secagem. A biodegradabilidade do lodo foi avaliada através de diversos parâmetros. No presente estudo observou-se que nos parâmetros de produção de metano e da taxa de solubilização da DQO ocorreu um aumento e um posterior decréscimo dos valores, sendo que para a produção de metano o maior aumento verificado foi de 75,4% e ocorreu na amostra que permaneceu durante 72 horas sob efeito da temperatura dentro do termohidrolisador. Para a taxa de solubilização da DQO o maior aumento verificado foi de 837% ocorrido na amostra de 120 horas. Quanto ao teor de proteína, verificou-se um decréscimo seguido de um aumento, onde a maior queda observada foi de 22% na amostra de 120 horas. Também foi observado uma ruptura das estruturas floculentas do lodo após o tratamento térmico. A quantidade de água livre existente no lodo diminuiu, devido à liberação do conteúdo celular dos flocos de lodo, que se solubilizou com a água livre. O tamanho médio das partículas de lodo após tratamento térmico diminuiu, demonstrando o rompimento de grandes estruturas flocosas e das paredes celulares. Após o retorno do lodo termohidrolisado ao RALF ocorreu uma queda na eficiência do mesmo. Uma hora após o retorno do lodo foi visualizado um escurecimento no efluente final, devido à solubilização do lodo termohidrolisado no efluente. Um dia após o retorno do lodo ocorreu uma estabilização do sistema, aumentando novamente a eficiência do RALF. Foram obtidos dados importantes para o entendimento das características do lodo após o tratamento térmico em baixas temperaturas (60-70°C), principalmente em relação à biodegradabilidade e biodisponibilidade do lodo, sua higienização e suas características de desaguamento e drenabilidade, mostrando que o experimento foi eficiente no objetivo proposto.

## ABSTRACT

Residue produced in Waste Water Treatment Plant, called generically of sludge is a worldwide problem. These residue need a insurance final destination, ambiently, sanitatly and economically practicable. Aiming at the minimization the sludge production, this work was carried through that evaluates the increase of the biodegradability and the biodisponibility of anaerobic stabilized sludge between the increase of the temperature of the sludge mass, with utilization of biogas generated in Waste Water Treatment Plant for anaerobic process, in pilot scales. Also had been evaluated the higienization and the characteristic of drenability and draining of the sludge after thermal treatment. The thermal treatment made impracticable helminthes eggs in the limits of the Normative Instruction of the IAP and of the EPA after 72 hours of treatment, after 120 hours of treatment sludge was completely higienized. Was verified a diminutions in the characteristics of draining of the sludge after thermal treatment, when drying bed was use. The biodegradability of the sludge was evaluated between various parameters. In the present study it was observed that in the parameters of production of methane and the solubilization ratio of the DQO occurred an increase and posterior decrease of the values, being that for production of methane the biggest verified increase was of 75,4% and occurred in the sample that remained inside during 72 hours under effect of the temperature in the termohidrolisator. For the solubilization ratio of the DQO the biggest verified increase was of 837% occurrence in the sample of 120 hours. About the concentration of protein, was verified a decrease followed of an increase, where the biggest decrease observed was of 22% in the sample of 120 hours. Also was observed a rupture of the flakes structures of the sludge after thermal treatment. The amount of free water existing in the sludge diminished, due the liberation of cellular content of sludge flakes, that solubilized with free water. The medium size of sludge particle after thermal treatment diminished, demonstrating the disruption of great structures and the cellular walls. After the return of the thermal treated sludge to the Waste Water Treatment Plant occurred a reduction of this efficiency. One hour after the return of the sludge was visualized a darkening in the final effluent, due the solubilization of the thermal treated sludge in the effluent one. One day after the return of the sludge occurred one again stabilization of the system, increasing the efficiency of the Waste Water Treatment Plant. This work got important result for the knowledge of the characteristics of the sludge after the thermal treatment in low temperatures (60-70°C), mainly in relation of biodegradability and biodisponibility of the sludge, this higienization and its characteristics of draining and drenability, showing that the experiment was efficient in the considered objective.



## 1 INTRODUÇÃO

O resíduo produzido em estações de tratamento de esgoto, denominado genericamente de lodo de esgoto, é um problema de âmbito mundial. Estes resíduos necessitam de uma destinação final segura, tanto ambientalmente como sanitariamente (ANDREOLI e PINTO, 2001).

No Brasil a destinação final do resíduo de Estações de Tratamento de Esgotos, lodo de esgoto, representa um problema em ascensão e com perspectivas de agravamento rápido devido a crescente implantação de serviços de coleta e tratamento de esgotos. Na atualidade apenas 40% da população brasileira dispõe de sistemas de coleta de esgoto (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999), e cerca de 10% do esgoto coletado sofre algum processo de tratamento (IBGE, 2000).

A universalização dos serviços de saneamento cria a perspectiva de inclusão de 70 milhões de habitantes urbanos à rede coletora de esgoto nos próximos anos agravando ainda mais este problema (ANDREOLI e PEGORINI, 1998).

Nos grandes centros urbanos o problema torna-se ainda mais preocupante. Na cidade de Curitiba, capital do Paraná, existe uma população de 1.580.505 habitantes. Dentre eles, aproximadamente 60% é atendida pelas redes coletoras de esgoto e 48% conta com tratamento, resultando em uma produção de 120 toneladas diárias de lodo de esgoto com 15% de matéria seca (ANDREOLI et al., 2000).

A gestão do lodo de esgoto é bastante complexa e representa entre 20% e 60% dos custos operacionais de uma estação de tratamento. Apesar disto, o planejamento e o destino final destes resíduos são bastante negligenciados nos países em desenvolvimento, incluindo o Brasil (ANDREOLI e PINTO, 2001).

A crescente industrialização e o aumento populacional agravam a problemática da produção de resíduos sólidos urbanos, principalmente aqueles que mesmo após tratamento ainda apresentam grande potencial de poluição e contaminação por organismos patogênicos. O manejo inadequado destes resíduos pode causar uma significativa degradação da qualidade ambiental, acarretando na

poluição do solo, da água e do ar, oferecendo assim riscos à saúde pública (FILHO, 1999).

Segundo a Agenda 21 – principal instrumento aprovado pela Conferência Mundial de Meio Ambiente/Rio 92 – o manejo ambientalmente adequado dos resíduos sólidos e das águas estão entre os assuntos ambientais mais relevantes na manutenção da qualidade do meio ambiente, que incluiu em seu capítulo 21 o tema “Manejo ambientalmente saudável dos resíduos sólidos e questões relacionadas com esgotos”. As diretrizes sugerem que a gestão dos resíduos siga a seguinte ordem: a minimização da produção de resíduos, a maximização do reuso e da reciclagem, a disposição e tratamento ambientalmente adequados para os resíduos e a ampliação da cobertura dos serviços que se ocupam com resíduos (ONU, 1995).

O presente trabalho avalia os efeitos do aumento da temperatura, obtido através da queima do biogás gerado no tratamento anaeróbio tipo RALF (Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado) na desinfecção e na biodisponibilidade do lodo de esgoto anaeróbio estabilizado oriundo deste reator. O tratamento térmico é realizado visando a redução de patógenos, especificamente ovos de helmintos, e principalmente, o aumento da biodegradabilidade e da biodisponibilidade do lodo de esgoto através da hidrólise térmica. Essa alternativa tem a finalidade de diminuir a produção de lodo de esgoto com o retorno do lodo termohidrolisado ao RALF, para sofrer maior degradação e conseqüentemente aumentar a produção de biogás, diminuindo assim seu volume final e os impactos ambientais e econômicos advindos da destinação final deste resíduo.

O tratamento de resíduos sólidos é uma linha de pesquisa do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, e o referido estudo é um projeto do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, Ministério e Ciência e Tecnologia - MCT e CEF (Caixa Econômica Federal), através da SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), inserido no projeto: “Avaliação do efeito da temperatura na desinfecção e na biodisponibilidade do lodo anaeróbio digerido proveniente de RALF, com aproveitamento de biogás – Continuidade”.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 GERAL

Avaliar a utilização do biogás no aquecimento do lodo de esgoto produzido em Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado (RALF), para o aumento da biodegradabilidade e da biodisponibilidade do mesmo, visando sua minimização através da decomposição no próprio reator e também o efeito na higienização e nas características de drenabilidade e desaguamento.

### 2.2 ESPECÍFICOS

- a) Avaliar a influência da temperatura no aumento da biodegradabilidade e da biodisponibilidade de lodo de esgoto anaeróbio estabilizado proveniente de RALF;
- b) Avaliar o processo de secagem do lodo de esgoto após ter passado pelo processo de aquecimento;
- c) Avaliar a higienização do lodo de esgoto tratado termicamente.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 ORIGEM E PROBLEMÁTICA DO LODO DE ESGOTO

O esgoto doméstico contém aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos orgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como diversos microrganismos patogênicos ou não (SPERLING, 1996a). Antes de ser lançado em corpos receptores, o esgoto deve ser tratado, evitando problemas ambientais e de saúde pública (AISSE et al., 1999a).

O lodo é produzido no processo de tratamento de esgotos, constituído por água e sólido granuloso, flocoso e coloidal, substâncias orgânicas e inorgânicas (THOMAZ-SOCCOL, 1998b; TSUTIYA, 2001b).

A disposição final do lodo gerado nos processos de tratamento de esgotos urbanos é um problema emergente no Brasil, e tende a aumentar juntamente com o crescimento da implantação de sistemas de coleta e tratamento de esgoto no país (ANDREOLI e PEGORINI, 1998).

O correto tratamento e disposição final do lodo de esgoto deve fazer parte do programa de tratamento de efluentes urbanos e industriais, para que os objetivos do saneamento sejam atingidos. Embora o lodo represente apenas 1 a 2% do volume de esgoto tratado, os custos da disposição final destes resíduos podem alcançar 60% dos custos operacionais das estações de tratamento, portanto, deve ser dada devida atenção ao seu gerenciamento (WEBER & SHAMES, 1984).

Durante anos o destino final dos biossólidos nas estações de tratamento foi ignorado. O problema da gestão deste resíduo, com grandes custos operacionais e complexidades técnicas, passou a ser gerenciado em situações de crises pelas áreas operacionais, as quais inicialmente armazenam este resíduo em áreas disponíveis nas próprias ETEs e, quando seu volume passa a ser problemático, dão destinos emergenciais e geralmente inadequados para o lodo. Deste modo, é comum encontrar-se lodo armazenado em condições precárias, tendo também a distribuição destes para agricultores sem critérios de segurança, chegando até, em

alguns casos, ao seu simples lançamento em corpos d'água (ANDREOLI e PEGORINI, 1998).

### 3.2 PRODUÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO LODO DE ESGOTO

A produção de lodo depende diretamente da coleta de esgotos, que pode variar significativamente entre diversos países, como no caso dos países europeus, onde na Alemanha 90% do esgoto é coletado contra 40% em Portugal.

A produção também depende dos padrões de lançamento de esgoto de cada país, de forma que o total de lodo produzido varia entre 128g/hab/d (Luxemburgo) e 7 g/hab/d (Portugal) nos países europeus.

A produção humana de lodo de esgoto, sem influência industrial, baseando-se em 65 g DBO/hab/d para os despejos líquidos, deveria ser próxima a 24 kg/hab/ano (ROGALLA, 1998). Na Tabela 1 tem-se a produção e o destino do lodo em alguns países europeus e estados americanos.

TABELA 1 – QUANTIDADE (EM MATÉRIA SECA) E DESTINO (%) DE LODOS DO TRATAMENTO DE ESGOTOS

País/Estado	Hab. milhão	Área 1000 km <sup>2</sup>	Dens. Hab/km <sup>2</sup>	Lodos Mt/ano	Lodos kg/hab/ano	Incineração	Valoriz. agrícola	Aterro	Outros
Alemanha	85	347	245	2,5	29,4	14	32	54	
Áustria	7	84	83	0,17	24,3	34	31	35	
Bélgica	9,5	30,5	309	0,06	6,3	15	30	55	
Dinamarca	4,8	43	111	0,17	35,4	21	67	12	
Espanha	33,3	505	66	0,35	10,5	10	10	50	30
Finlândia	4,7	338	14	0,15	32	-	25	75	
França	50,8	552	92	0,85	16,7	20	60	20	
Grã-Bret.	55,1	244	226	1,08	19,5	7	55	8	30
Grécia	8,4	132	64	0,24	28,5	-	10		90
Irlanda	2,8	40	70,3	0,04	12,8	-	23	34	43
Itália	53,6	301	178	0,8	14,9	11	34	55	
Luxemburgo	0,32	2,6	126	0,015	46,9	-	87	13	
Noruega	4,6	387	12	0,095	20,6	-	56	44	
País Baixo	12,7	40,8	312	0,335	26,4	6	31	63	
Portugal	9,5	91,7	104	0,025	2,6	-	11	28	61
Suécia	8,1	450	18	0,2	24,7	-	60	40	
Suíça	6,5	41,2	158	0,27	41,5	45	50	5	
USA	227	7767	34	6,4	28,2	16	54	30	
Califórnia	32	411	78	0,463	14,5	8	63	29	
New York	18	128,5	140	0,242	13,4	2,4	70	27	
Flórida	14	152	92	0,505	36,1	6	70	23	
Georgia	7,2	152,5	47	0,163	22,6	41	33	26	
Mass.	6,1	21,5	284	0,224	36,7	50	35	15	

FONTE: ROGALLA, F. Produção, Caracterização e Processamento de Biossólidos. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIODSÓLIDOS DO MERCOSUL, I., 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Sanepar/ABES, p.35-40, 1998.

No Brasil, não se dispõe de dados consistentes sobre a produção e disposição final de lodo de esgoto, portanto os dados existentes são obtidos a partir de estimativas sobre a população beneficiada com os serviços de coleta e tratamento de esgoto. Se todo esgoto produzido pelos 87 milhões de habitantes, que hoje são beneficiados por sistemas de esgotamento sanitário no Brasil (BIO, 2001), recebessem tratamento, a produção de lodo aproximada seria de 90.000 a 350.000 ton/dia de lodo líquido a ser tratado e 9.000 a 13.000 ton/dia de lodo desaguado a ser disposto (ANDREOLI, 2001a). A Tabela 2 mostra as características e quantidade do lodo produzido em vários sistemas de tratamento de esgotos.

TABELA 2 – CARACTERÍSTICAS E QUANTIDADE DO LODO PRODUZIDO EM VÁRIOS SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

Sistema	Características do lodo de esgoto produzido e descartado da fase líquida (dirigido à etapa de tratamento do lodo)			
	KgSS/kgDQO aplicada	Teor de sólidos secos (%)	Massa de lodo (gss/hab.d) (a)	Volume de lodo (L/hab.d) (b)
<b>Tratamento primário (convencional)</b>	<b>0,35 - 0,45</b>	<b>2 - 6</b>	<b>35 - 45</b>	<b>0,6 - 2,2</b>
<b>Tratamento primário (tanques sépticos)</b>	<b>0,20 - 0,30</b>	<b>3 - 6</b>	<b>20 - 30</b>	<b>0,3 - 1,0</b>
<b>Lagoa facultativa</b>	<b>0,12 - 0,32</b>	<b>5 - 15</b>	<b>12 - 32</b>	<b>0,1 - 0,25</b>
<b>Lagoa anaeróbia – lagoa facultativa</b>				
• Lagoa anaeróbia	0,20 - 0,45	15 - 20	20 - 45	0,1 - 0,3
• Lagoa facultativa	0,06 - 0,10	7 - 12	6 - 10	0,05 - 0,15
• Total	<b>0,26 - 0,55</b>	-	<b>26 - 55</b>	<b>0,15 - 0,45</b>
<b>Lagoa aerada facultativa</b>	<b>0,08 - 0,13</b>	<b>6 - 10</b>	<b>8 - 13</b>	<b>0,08 - 0,22</b>
<b>Lagoa aerada mistura completa – lagoa sediment.</b>	<b>0,11 - 0,13</b>	<b>5 - 8</b>	<b>11 - 13</b>	<b>0,15 - 0,25</b>
<b>Tanque séptico + filtro anaeróbio</b>				
• Tanque séptico	0,20 - 0,30	3 - 6	20 - 30	0,3 - 1,0
• Filtro anaeróbio	0,07 - 0,09	0,5 - 4,0	7 - 9	0,2 - 1,8
• Total	<b>0,27 - 0,39</b>	<b>1,4 - 5,4</b>	<b>27 - 39</b>	<b>0,5 - 2,8</b>
<b>Lodos ativados convencional</b>				
• Lodo primário	0,35 - 0,45	2 - 6	35 - 45	0,6 - 2,2
• Lodo secundário	0,25 - 0,35	0,6 - 1	25 - 35	2,5 - 6,0
• Total	<b>0,60 - 0,80</b>	<b>1 - 2</b>	<b>60 - 80</b>	<b>3,1 - 8,2</b>
<b>Lodos ativados – aeração prolongada</b>	<b>0,50 - 0,55</b>	<b>0,8 - 1,2</b>	<b>40 - 45</b>	<b>3,3 - 5,6</b>
<b>Filtro biológico de alta carga</b>				
• Lodo primário	0,35 - 0,45	2 - 6	35 - 45	0,6 - 2,2
• Lodo secundário	0,20 - 0,30	1 - 2,5	20 - 30	0,8 - 3,0
• Total	<b>0,55 - 0,75</b>	<b>1,5 - 4,0</b>	<b>55 - 75</b>	<b>1,4 - 5,2</b>
<b>Bifiltro aerado submerso</b>				
• Lodo primário	0,35 - 0,45	2 - 6	35 - 45	0,6 - 2,2
• Lodo secundário	0,25 - 0,35	0,6 - 1	25 - 35	2,5 - 6,0
• Total	<b>0,60 - 0,80</b>	<b>1 - 2</b>	<b>60 - 80</b>	<b>3,1 - 8,2</b>
<b>Reator UASB</b>	<b>0,12 - 0,18</b>	<b>3 - 6</b>	<b>12 - 18</b>	<b>0,2 - 0,6</b>
<b>UASB + pós-tratamento aeróbio (c)</b>				
• Lodo anaeróbio (UASB)	0,12 - 0,18	3 - 4	12 - 18	0,3 - 0,6
• Lodo aeróbio (lodos ativados) (d)	0,08 - 0,14	3 - 4	8 - 14	0,2 - 0,5
• Total	<b>0,20 - 0,32</b>	<b>3 - 4</b>	<b>20 - 32</b>	<b>0,5 - 1,1</b>

FONTES: Qasim (1985), EPA (1979, 1987), Metcalf & Eddy (1991), Jordão e Pessoa (1995), Franci (1996), Aisse et al. (1999), Chernicharo (1997), Franci (1999) citados por SPERLING, M.V.; GONÇALVES, R.F. Lodo de esgotos: característica e produção. In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, p.17-67, 2001.

Obs.:

Nas unidades com longo tempo de detenção do lodo (ex.: lagoas, tanque séptico, reator UASB, filtro anaeróbio), os valores apresentados incluem a digestão e adensamento que ocorrem na própria unidade (os quais reduzem a massa e o volume do lodo).

(a) Assumindo 0,1 kgD:QO/hab.d e 0,06 kgSS/hab.d

(b) Litros de lodo / hab.d = [(gSS/hab.d) / (sólidos secos (%))] x (100/1000) (assumindo densidade de 1000 kg/m<sup>3</sup>)

(c) Pós-tratamento aeróbio: lodos ativados, biofiltro aerado submerso, filtro biológico

(d) Lodo aeróbio retirado do UASB, após redução de massa e volume na digestão e adensamento que ocorrem no próprio reator UASB (o lodo aeróbio excedente afluente ao UASB é também menor, pois neste caso a influência da perda de sólidos no efluente do decantador secundário passa a desempenhar uma maior influência)

O lodo de esgoto, resultante das operações e processos de tratamento, geralmente se apresentam em forma líquida ou semi-líquida, que contém normalmente entre 0,25 a 12% de sólidos, dependendo do processo utilizado. Esses sólidos são constituídos de uma mistura de matéria orgânica e inorgânica, conforme pode-se visualizar na Tabela 3, e se acumulam no sistema de tratamento, devendo ser periodicamente descartados. Para o sistema de tratamento tipo RALF (Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado) o critério adotado para o descarte de lodo é o de 1,0 ml/L de sólidos sedimentáveis do efluente, que é avaliado em Cone Imhof, devendo-se fazer o descarte do lodo em leitos de secagem (SPERLING, 1996a).

TABELA 3 – COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO LODO DE ESGOTO.

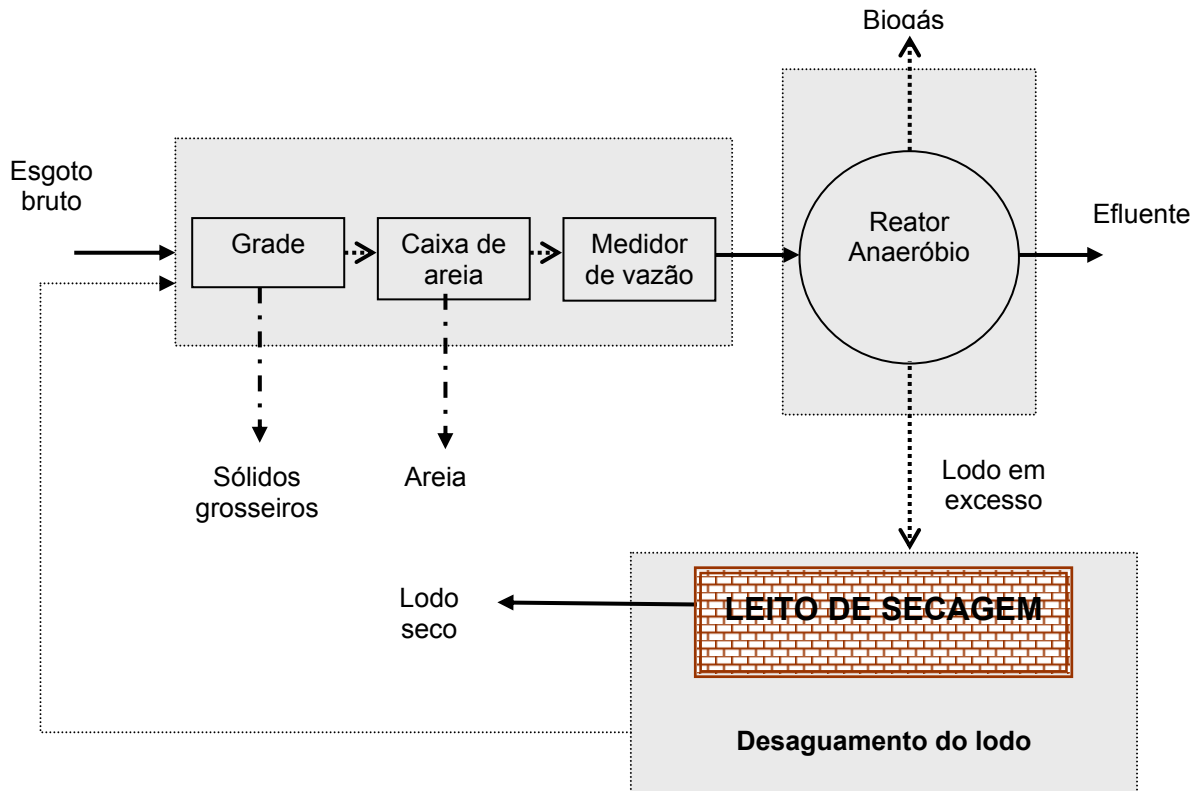
Características	Unidade	Lodo bruto		Lodo digerido	
		Intervalo	Média	Intervalo	Média
Sólidos totais (ST)	%	2,0 – 8,0	5	6,0 – 12,0	10
Sólidos Voláteis (SV)	% de ST	60 – 80	65	30 – 60	40
Nitrogênio	% de ST	1,5 – 4,0	2,5	1,6 – 6,0	3
Fósforo	% de ST	0,8 – 2,8	1,6	1,5 – 4,0	2,5
Potássio	% de ST	0 – 1	0,4	0,3	1
Ph	-	5,0 – 8,0	6	6,5 – 7,5	7
Alcalinidade	mg CaCO <sub>3</sub> L-1	500 – 1500	600	2500 – 3500	3000
Ácidos orgânicos	mg L-1	200 – 2000	500	100 – 600	200

FONTES: METCALF, B.; EDDY, I.N.C. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3ª ed. New York: McGraw-Hill, cap.12, p. 765-926, 1991.

As Figuras 1 e 2 demonstram um fluxograma da estação de tratamento de esgoto através de Reator Anaeróbio de lodo fluidificado (RALF).

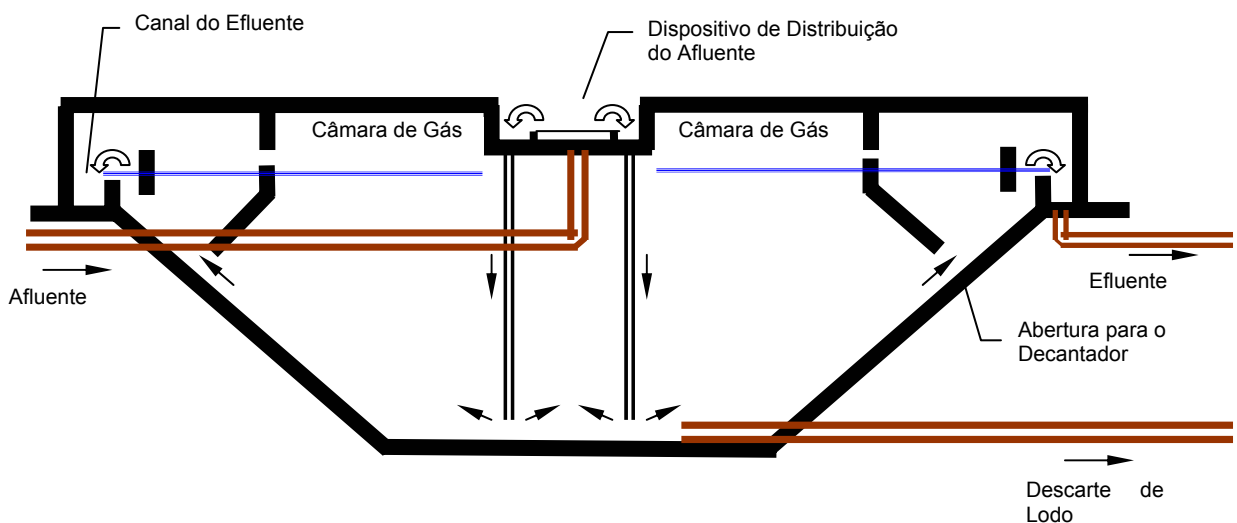


FIGURA 1 – ESTAÇÃO DE TRATAMENTO ANAERÓBIO COM UNIDADES DE PRÉ-TRATAMENTO E DESAGUAMENTO DO LODO



FONTE: CHERNICHARO, C. A. de; HAANDEL, A.V.; CAVALCANTI, P.F.F. Controle Operacional de Reatores Anaeróbios. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. CAMPOS, J.R. (org.) PROSAB, Rio de Janeiro, 464 p, 1999b.

FIGURA 2 – ESQUEMÁTICO DO REATOR ANAERÓBIO DE LEITO FLUIDIFICADO (RALF)



FONTE: CHERNICHARO, C. A.; HAANDEL, A.V.; AISSE, M.M.; CAVALCANTI, P.F.F. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. CAMPOS, J.R. (org.) PROSAB, Rio de Janeiro, 464 p, 1999a.

Os sistemas anaeróbios produzem lodo estabilizado que ao ser retirado do sistema, representa um ponto muito importante, principalmente quando o destino final é a reciclagem agrícola (AISSE et al., 1999b).

### 3.3 ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO FINAL DE LODO DE ESGOTO

Pode-se adotar diversas opções para a disposição final do lodo de esgoto em função das características específicas de cada sistema. O processo de destinação final mais utilizado mundialmente é a reciclagem agrícola (ANDREOLI e PINTO, 2001). Outras formas de disposição são a disposição em superfície, disposição oceânica, lagos de armazenagem, incineração ou reciclagem agrícola (ANDREOLI e PEGORINI, 2000).

Além dos potenciais impactos ambientais e sanitários, os aspectos econômicos devem ser observados para a definição da disposição final do resíduo (FERREIRA, 2001).

A incineração e a disposição em aterros requerem tecnologia sofisticada e podem apresentar alto custo por tonelada tratada (WEBBER e SHAMESS, 1984; CARVALHO e BARRAL, 1981; SAABYE et al., 1994). Além disso, a localização dos aterros deve ser próxima às Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), para facilitar e diminuir os custos com transporte. O terreno dos aterros deve apresentar características especiais de impermeabilização, com disponibilidade de argila para cobertura das células de isolamento ambiental. Porém, mesmo após a desativação e isolamento, estas áreas apresentam sérias restrições de uso e problemas como a produção de gases e chorume que deverão ser adequadamente drenados e tratados (FERREIRA, 2001).

O método de disposição oceânica foi largamente utilizado nos países desenvolvidos, mas está praticamente erradicada pelos impactos ambientais que ele proporciona (JACKSON et al., 1984).

A incineração é aplicada especialmente para a eliminação de lodo contaminado com substâncias perigosas, sendo um método limitado em função dos altos custos operacionais, da grande poluição atmosférica causada por este tipo de disposição e do grande volume de água presente neste material, dificultando sua combustão (ANDREOLI e PEGORINI, 2000).

A disposição superficial, também conhecida como “landfarming”, apresenta problemas relacionados especialmente com a liberação de odores, atração de insetos, vetores e pequenos animais, lixiviação e contaminação de lençol freático com metais pesados e nutrientes (BIDONE, 1998).

Dentre as diversas alternativas citadas, a reciclagem agrícola tem se destacado mundialmente, por reduzir a pressão de exploração sobre os recursos naturais (BROW, 1991), viabilizar a reciclagem de nutrientes, promover melhorias físicas, especialmente na estruturação do solo e por apresentar uma solução definitiva para a disposição do lodo (ANDREOLI et al., 1994).

Por fim, é importante salientar que, independente da opção preconizada, qualquer forma de disposição do lodo apresenta riscos (ANDREOLI e PEGORINI, 2000), destacando portanto, a importância e a necessidade da minimização da produção deste resíduo.

### 3.4 DISPOSIÇÃO FINAL DO LODO DE ESGOTO NO MUNDO E NO BRASIL

A reciclagem agrícola representa uma prática com grandes perspectivas no Canadá, onde 29% do lodo produzido são reciclados segundo os parâmetros normativos da EPS – Environmental Protection Service (EPS, 1984).

Nos EUA, dos 7,1 milhões de toneladas de lodo produzido, 14% são dispostos em aterro, 22% são incinerados e 60% são reutilizados como insumo agrícola, sendo que há perspectivas de que este tipo de destinação final chegue a 70% em 2010 (EPA, 1999).

A destinação final do lodo de esgoto predominante na Europa é a disposição em aterros sanitários, onde são dispostos 40% das 8,9 milhões de toneladas de

matéria seca (MS) produzidas anualmente, seguido pela reciclagem agrícola com 37% de disposição do total gerado. A incineração representa 11% e a disposição oceânica 6% da destinação final (DAVIS e HALL, 1997).

Entre os países pertencentes à Comunidade Econômica Européia (CEE) existem grandes variações quanto a destinação final do lodo de esgoto, fato explicado pelas peculiaridades ambientais, sociais e normativas de cada região. Quanto à disposição em aterros, seis países utilizam esta destinação final para o lodo de esgoto como principal opção, variando entre 8% (Reino Unido) a 90% (Grécia e Luxemburgo). A reciclagem agrícola é utilizada como alternativa predominante em apenas quatro países, variando entre 10% (Grécia e Irlanda) a 60% (França). Dentre os países da CEE, a Alemanha é o país que destina a maior quantidade de lodo para a agricultura (730.000 t ms/ano), e também é responsável pelo maior volume disposto em aterros (1.46 milhões de t ms/ano) (DAVIS e HALL, 1997).

No Japão, até 1988 operavam 736 ETEs que geravam aproximadamente 1,36 milhão de toneladas de lodo (M.S.), onde 58% eram incineradas, 11,5% utilizadas na agricultura, 3,5% na construção civil e o restante disposto em aterros sanitários (LUE-HING et al., 1992).

Na América Latina, em cidades como Cidade do México, Buenos Aires, Santiago do Chile, Bogotá, Lima e Guayaquil, grande parte do esgoto é descartada "*in natura*" diretamente nos curso d'água (YAGUAL e ESCALONA, 2001).

### 3.5 GASES PRODUZIDOS NO TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTO

A conversão microbiológica anaeróbia de resíduos orgânicos, como o lodo de esgoto por exemplo, tem o potencial de suprir uma significativa porção da atual demanda por gás natural (YOUNG e McCARTY, 1981).

A mistura de gases produzidos através do processo fermentativo da biomassa é denominada de biogás, que tem como constituinte energético o metano, além de outros gases como o gás carbônico, que estão presentes em menor

proporção, variável em função da composição do resíduo tratado e das condições do reator (PIERRE e QUEZADA DORIA, 1995).

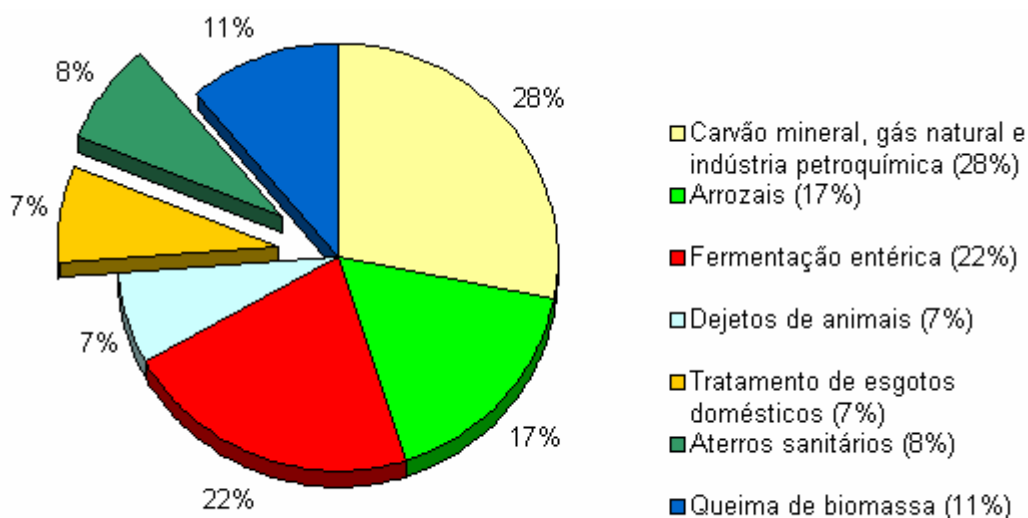
O biogás é composto por 65-70% de  $\text{CH}_4$ , 25-30% de  $\text{CO}_2$  e uma pequena quantidade de outros elementos como o  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{NH}_3$  (PRICE e CHEREMISINOFF, 1981). Segundo Azevedo Neto (1961) pode haver uma variação de 55 a 65% de metano, 35 a 45% de gás carbônico, 0 a 3% de nitrogênio, 0 a 1% de hidrogênio, 0 a 1% de oxigênio e 0 a 1% de gás sulfídrico sendo este último responsável pela corrosão que é verificada nos componentes do sistema e pelo odor pútrido característico do biogás.

O biogás será mais energético quanto maior for o seu teor de metano, devido este gás ser o combustível por excelência do biogás. O biogás é um gás combustível produzido basicamente por fontes antropogênicas e naturais. Dentre as fontes antropogênicas, as principais, em quantidades emitidas, são as plantações de arroz, a fermentação entérica, a degradação anaeróbia de biomassa, o manejo de resíduos e as perdas de gás natural. O manejo de resíduos inclui, como fontes principais de emissões de metano, o tratamento de efluente e a disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários. As fontes naturais são os pântanos, oceanos e águas doces (CETESB, 2000).

Nas últimas décadas ocorreu um aumento da concentração de gás metano no Brasil, devido a prováveis variações nas fontes ou nos reservatórios; enquanto as emissões, devido às fontes naturais, têm se mantido constante, as antropogênicas aumentam consideravelmente (CETESB, 2000).

A Figura 3 apresenta as principais fontes antropogênicas de metano e suas contribuições no Brasil.

FIGURA 3 – FONTES ANTROPOGÊNICAS DE PRODUÇÃO DE METANO



FONTE: CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Emissões de metano gerado no tratamento e disposição de resíduos no Brasil**. Disponível na Internet ([http://www.mct.gov.br/clima/comunic\\_old/residuos.htm](http://www.mct.gov.br/clima/comunic_old/residuos.htm)) – acessado em 04/08/2000.

### 3.5.1 Características do Biogás

O biogás é um gás incolor, geralmente inodoro (se não contiver demasiadas impurezas), insolúvel, leve e de fraca densidade (SALVADOR, 1991). A proporção dos gases existentes na mistura depende de diversos fatores, como o tipo de digestor e o substrato a ser digerido. Pode-se considerar que essa mistura é essencialmente constituída de metano ( $\text{CH}_4$ ) que é o constituinte energético, estando o poder calorífico do biogás diretamente relacionado com seu teor na mistura gasosa e por dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). O biogás também apresenta nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), hidrogênio ( $\text{H}_2$ ), gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) e vapor de água (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; METCALF e EDDY, 1991; AZEVEDO NETO, 1961). A Tabela 4 mostra a composição clássica do biogás.

TABELA 4 – COMPOSIÇÃO MÉDIA DO BIOGÁS.

GASES	% da mistura
Metano (CH <sub>4</sub> )	50 a 75 %
Dióxido de Carbono (CO <sub>2</sub> )	25 a 40 %
Hidrogênio (H <sub>2</sub> )	1 a 3 %
Nitrogênio (N <sub>2</sub> )	0,5 a 2,5 %
Oxigênio (O <sub>2</sub> )	0,1 a 1 %
Sulfeto de Hidrogênio (H <sub>2</sub> S)	0,1 a 0,5 %
Amônio (NH <sub>3</sub> )	0,1 a 0,5 %
Monóxido de Carbono (CO)	0 a 0,1 %
Água (H <sub>2</sub> O)	Variável

FORTE: PIRES, N.J. Biogás – **O aproveitamento dos resíduos orgânicos**. Disponível na Internet <http://www.esb.ucp.pt/~bungah/pires/index.htm> – acessado em 15/10/2002.

Sendo a densidade do biogás menor do que a do ar, ao contrário dos gases butano e propano, ele apresenta menores riscos de explosão, uma vez que sua acumulação é mais difícil. Em condições normais de produção, devido ao seu baixo teor de monóxido de carbono (< 0,1%) não é considerado como tóxico, porém, devido às suas impurezas o biogás é muito corrosivo, sendo que o componente que provoca essa característica na mistura é o gás sulfídrico, que entre outros materiais, ataca o cobre, latão e aço, dependendo de sua concentração (PIRES, 2002).

Sob o ponto de vista térmico, o biogás se classifica pouco acima dos gases combustíveis de poder calorífico médio, mas considerando a remoção do CO<sub>2</sub>, ele se aproximaria aos gases de alto poder calorífico (AZEVEDO NETO, 1961).

O Poder Calorífico Inferior (P.C.I.) do biogás tratado é da ordem de 60% do gás natural, demonstrando potencialidade de uso controlado. Seu PCI é muito variável, mas se mantém ao redor de 5.500 Kcal/m<sup>3</sup>, quando seco e previamente tratado (SABESP, 2002). A Tabela 5 mostra o P.C.I. de outros gases.

TABELA 5 – COMPARATIVO DO P.C.I. DO BIOGÁS E OUTROS GASES.

GÁS	P.C.I. em Kcal/m <sup>3</sup>
Metano	8500
Propano	22000
Butano	28000
Gás de cozinha	4000
Gás natural	7600
Biogás	5500

FONTES: PIRES, N.J. Biogás – **O aproveitamento dos resíduos orgânicos**. Disponível na Internet <http://www.esb.ucp.pt/~bungah/pires/index.htm> – acessado em 15/10/2002.

Segundo PIRES (2002), em relação à equivalência energética do biogás a outros materiais disponíveis, considerando que 1 m<sup>3</sup> de biogás apresenta um poder calorífico equivalente à 5500 Kcal/m<sup>3</sup>, o que representa 0,8 l de gasolina; 1,3 l de álcool; 2 kg de carboneto de cálcio; 7 Kwh de eletricidade; 2,7 kg de madeira; 1,4 kg de carvão de madeira; 0,3 m<sup>3</sup> de butano e 0,4 m<sup>3</sup> de propano.

### 3.5.2 Produção de Biogás

O biogás é produzido na fase de digestão do esgoto (fermentação anaeróbia da matéria orgânica) em tratamentos anaeróbios de esgoto sanitário. Constitui em uma mistura gasosa que pode ser utilizado como combustível de veículo, uso direto, máquinas e equipamentos e em processos industriais e de troca térmica. O gás metano é o principal gás formado no reator anaeróbio, e o mais importante quando levado em conta o seu potencial energético (SABESP, 2002 e AZEVEDO NETTO, 1961).

Quando o afluente é o esgoto sanitário, a produção de biogás é relativamente pequena, pois a concentração de material biodegradável também é relativamente baixa, e parte do biogás permanece dissolvido na parte líquida, sendo que o teor de metano no biogás proveniente deste tipo de tratamento varia entre 60 a 80% (VAN HAANDEL e LETTINGA 1994).

A transformação da matéria orgânica em diversas substâncias químicas, no decurso da fermentação anaeróbia, processa-se através da cadeia de degradações



sucessivas devidas a diferentes tipos de bactérias. A presença da matéria orgânica nos esgotos sanitários é expressa em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que é o principal fator determinante do potencial de geração de metano (CETESB, 2000). Os valores obtidos, referentes ao rendimento de gás produzido com base no resíduo bruto para lodo primário, são de 28 m<sup>3</sup> gás/t de resíduo (CRAVEIRO, 1982).

### 3.5.3 Aproveitamento do Biogás

O processo de degradação anaeróbia transforma a matéria orgânica em gás carbônico, metano, água e biomassa, onde a energia potencial do resíduo é transferida para a biomassa e para o metano. Desta forma, o conteúdo energético existente no biogás pode ser utilizado em substituição a combustíveis fósseis (CETESB, 2000).

O aproveitamento deste biogás na geração de energia é tradicionalmente proveniente da área rural, sendo obtido através de restos de cultura e esterco (PIERRE e QUEZADA DORIA 1995).

A energia produzida através da digestão anaeróbia dos lodos de esgoto, que ocorre nos digestores, pode ser recuperada sob forma de gás combustível (biogás), que é produzido pela reação anaeróbia da matéria orgânica (ALMEIDA et al., 1996).

Considerando-se a viabilidade econômica e operacional, o aproveitamento do biogás é conveniente apenas nos casos de estações de grande porte, porém em países de clima frio o biogás pode ser aproveitado como combustível para caldeiras ou para aquecimento do próprio reator (JORDÃO e PESSOA 1995).

Em geral, os aspectos sociais dos sistemas energéticos provenientes da biomassa, como no caso do lodo de esgoto, são positivos. Os impactos ambientais também não são consideráveis. Levando-se em conta alguns estudos realizados, os potenciais impactos ambientais destes sistemas energéticos são relativamente pequenos quando comparados com várias outras formas de geração de energia (WARD, 1983).

Além de incentivar a racionalização do uso dos recursos naturais, minimizando o consumo de matérias primas e desenvolvendo mecanismos de redução da geração de resíduos, seu aproveitamento visa otimizar a matriz energética, utilizando um combustível renovável e abundante (CETESB, 2000).

### 3.6 HIGIENIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO

#### 3.6.1 Contaminação do lodo de esgoto por agentes patogênicos

A contaminação microbiológica do lodo de esgoto se dá principalmente pelo material fecal contido no esgoto, portanto a contaminação do lodo está diretamente ligada às características epidemiológicas da população que vive no local onde os efluentes são coletados e tratados pelo sistema. Grande parte dos organismos existentes no esgoto co-precipitam junto às partículas orgânicas, durante o processo de sedimentação, concentrando-se no lodo (ANDREOLI et al., 1998; BONNET et al., 1998; TSUTIYA, 2001).

Os organismos patogênicos comumente encontrados no lodo de esgoto são: vírus, bactérias e parasitos (*stricto sensu*). A concentração destes organismos depende tanto do processo de tratamento, quanto das condições sócio-econômicas e sanitárias da população atendida (THOMAZ-SOCCOL, 1998; TSUTIYA, 2001).

Os organismos patogênicos no lodo de esgoto podem ser transmitidos diretamente ou indiretamente aos animais, homens, solo, corpos d'água e produtos produzidos em solos onde o lodo for aplicado (SANEPAR, 1998).

Estudos epidemiológicos mostram que bactérias, vírus, ovos de helmintos e cistos de protozoários representam riscos à saúde humana e animal, devido à alta frequência de parasitismo em populações de diferentes regiões, ao longo tempo de sobrevivência dos helmintos no meio externo, e a dose infectante, pois apenas um ovo ou cisto é suficiente para infectar o hospedeiro (SILVA et al., 2001).

A carga de agentes patogênicos presentes no lodo depende do processo de tratamento que o esgoto foi submetido e está indicada na Tabela 6.

TABELA 6 - CONCENTRAÇÃO DE AGENTES PATOGENICOS EM LODO PRIMÁRIO E LODO DIGERIDO

Agente Patogênico	Tipo de lodo	Número de patógenos
Ovos de helmintos	Lodo primário	$10^3 - 10^4$ /kg MS
	Lodo digerido	$10^2 - 10^3$ /kg MS
	Lodo semi desidratado	$10^1 - 10^3$ /kg MS
	Lodo de tratamento aeróbio, semi desidratado	$10^2 - 7,5 \cdot 10^4$ /kg MS
	Lodo aeróbio	$6,3 \cdot 10^3 - 1,5 \cdot 10^4$ /kg MS
Cistos de protozoários	Lodo primário	$7,7 \cdot 10^4 - 3 \cdot 10^6$ /kg MS
	Lodo digerido	$3 \cdot 10^4 - 4,1 \cdot 10^6$ /kg MS
	Lodo desidratado	$7 \cdot 10^1 - 10^2$ /kg MS
Bactérias	Lodo	$10^1 - 8,8 \cdot 10^6$ /kg MS
	Lodo ETE Belém – PR	$10^8$ /kg MS
Vírus	Lodo primário	$3,8 \cdot 10^3 - 1,2 \cdot 10^5$ /l
	Lodo digerido	$10^1 - 10^3$ /l
	Lodo biológico	$10^1 - 8,8 \cdot 10^6$ /kg MS

FONTE: SILVA, S.M.C.P. da; FERNANDES, F.; THOMAZ-SOCCOL, V.; MORITA, D.M. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C.V.; SPERLING, M.V.; FERNANDES, F.. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, p.69-122, 2001.

Os agentes patogênicos constituem-se em um fator de limitação do uso do lodo na agricultura, que pode ser controlado através de soluções técnicas de eliminação do patógeno (FERRREIRA, et al., 1999). Os ovos de helmintos e coliformes fecais foram estabelecidos como indicadores do perfil sanitário do lodo no Estado do Paraná, pois os demais indicadores estarão automaticamente em níveis admissíveis, uma vez que os ovos de helmintos, dentre os patógenos presentes no lodo, são considerados os mais resistentes. Os limites permitidos segundo a EPA e a Instrução Normativa do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), que seguem os mesmos limites para estes elementos, estão indicados na Tabela 7 (EPA, 1992; FERNANDES, et al., 1999).

TABELA 7 – LIMITE DE PATÓGENOS PRESENTES NO LODO DE ESGOTO PARA A RECICLAGEM AGRÍCOLA.

PARÂMETROS	LIMITES
Helmintos (contagem de ovos viáveis)	0,25 ovos/g MS
Coliformes fecais	10 <sup>3</sup> NMP/g MS

FORTE: FERNANDES, F.; LARA, A.I.; ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. Normatização para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I. de; FERNANDES, F. (Org.). **Reciclagem de Biossólidos: Transformando problemas em soluções**. Curitiba : SANEPAR, FINEP, 1999.

Dentre os agentes bacterianos presentes no lodo, os mais freqüentes são: *Salmonella sp.*, *Shigella sp.*, *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae*, *Leptospira sp.* São exemplos de vírus: o da hepatite A, *rotavirus*, *enterovirus*, *reovirus*. Os protozoários mais comumente encontrados são: *Cryptosporidium*, *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia*, *Balantidium coli* e *Toxoplasma gondii*. Os principais helmintos são: *Ascaris lumbricoides*, *Ascaris suum*, *Toxocara sp.* *Trichuris trichiura*, *Taenia solium*, *Taenia saginata*, *Necator americanus* e *Hymenolepis nana*. (HAYS, 1977; CARRINGTON, 1980; PIKE e DAVIS, 1984 *apud* COMPARINI, 2001; EPA,1999).

Quanto aos patógenos presentes no lodo, os ovos de helmintos, cistos de protozoários e bactérias apresentam maiores riscos à saúde humana e/ou animal, pela ampla distribuição geográfica, tempo de sobrevivência e alta freqüência de parasitismo na população (THOMAZ-SOCCOL, 1998). A Tabela 8 mostra os principais patógenos presentes no lodo, as doenças relacionadas, as vias de entrada e saída do corpo humano e os reservatórios em animais, e a Tabela 9 apresenta os principais parasitas encontrados no lodo que atingem o homem, seus hospedeiros e os principais sintomas que cada parasita pode causar.

TABELA 8 – PRINCIPAIS PATÓGENOS PRESENTES NO LODO DE ESGOTO, AS DOENÇAS RELACIONADAS, AS VIAS DE ENTRADA E SAÍDA DO CORPO HUMANO E OS RESERVATÓRIOS EM ANIMAIS.

Organismo	Doenças	Vias de saídas do corpo humano	Vias de entrada no corpo humano	Reservatório em animais
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastroenterite	Fezes	Oral	Animais domésticos, cães, gatos, aves
<i>Escherichia coli</i> (cepas patogênicas)	Gastroenterite	Fezes	Oral	
<i>Leptospira spp</i>	Leptospirose	Urina e Fezes	Pericutânea e oral	Mamíferos domésticos, silvestres, ratos
<i>Salmonella paratyphi A, B, C</i>	Febre Paratifóide	Fezes e Urina	Oral	Mamíferos domésticos, silvestres, pássaros e tartarugas
<i>Salmonella enteritidis</i>	Salmonelose	Fezes	Oral	
<i>Salmonella typhi</i>	Febre tifóide	Fezes e Urina	Oral	
<i>Salmonella spp</i>	Salmonelose	Fezes	Oral	Mamíferos domésticos, pássaros e tartarugas
<i>Shigela sonnei</i> , <i>S. flexneri</i> , <i>S. boydii</i> , <i>S. dysenteria</i>	Shiguelose	Fezes	Oral	
<i>Vibrio Cholerae</i>	Cólera	Fezes	Oral	
<i>Yersinia enterocolitica</i> , <i>Yersenia pseudotuberculosis</i>	Yersiniose	Fezes	Oral	Aves domésticas e mamíferos.

FONTE: EPA, 1991

TABELA 9 - PRINCIPAIS PARASITAS QUE ATINGEM O HOMEM E SEUS HOSPEDEIROS.

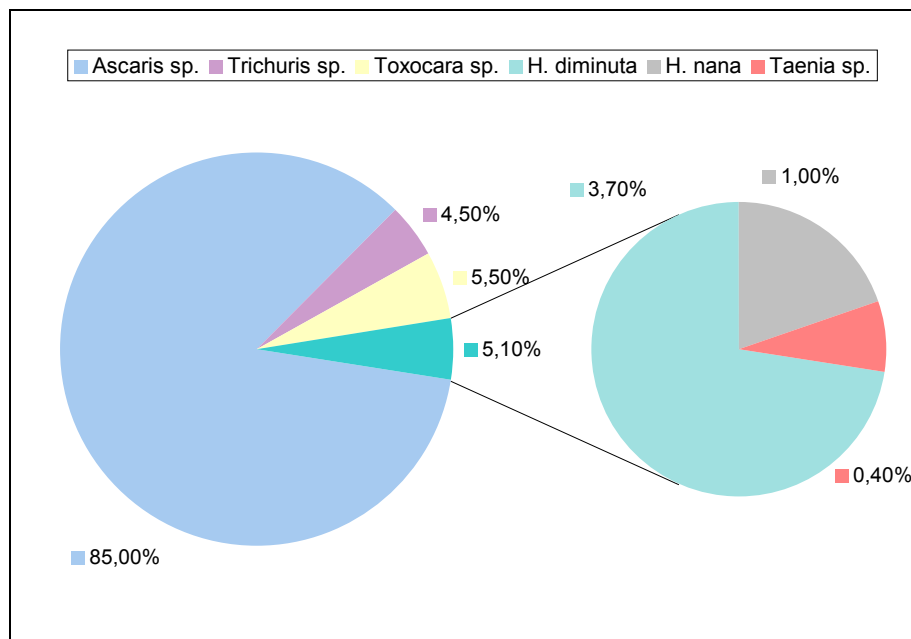
PARASITO	HOSPEDEIRO	SINTOMAS PRINCIPAIS
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Homem	Distúrbios digestivos e nutricionais, vômito, dor abdominal
<i>Ascaris suum</i>	Suíno	Distúrbios digestivos e nutricionais, emagrecimento, tosse, febre
<i>Ancylostoma duodenale</i>	Homem	Anemia, emagrecimento
<i>Necator americanus</i>	Homem	Anemia, emagrecimento
<i>Trichuris trichiura</i>	Homem	Diarréia, anemia, perda de peso, dor abdominal
<i>Toxocara canis</i>	Cães/Homem	Emagrecimento, diarréia/febre, desconforto abdominal, sintomas neurológicos
<i>Trichostrongylus axei</i>	Bovinos/Homem	Gastrite/ úlcera gástrica
<i>Taenia solium</i>	Homem/Suínos	Distúrbios digestivos, insônia, anorexia, dor abdominal, sintomas nervosas, emagrecimento
<i>Taenia saginata</i>	Homem/Bovinos	Distúrbios digestivos, insônia, anorexia, dor abdominal, emagrecimento
<i>Hymenolepis nana</i>	Homem/Artrópodes	Diarréias, sinais nervosas
<i>Hymenolepis diminuta</i>	Roedores/Artrópodes	Distúrbios digestivos
<i>Echinococcus granulosus</i>	Cães/Ovinos/Homem	Distúrbios digestivos hepáticos e pulmonares.

FONTE : SOCCOL et al., 1999.

Para a quantificação de ovos de helmintos as técnicas disponíveis são oriundas da parasitologia médica e baseiam-se principalmente no processo físico de sedimentação (KONIG et al., 2001). A metodologia proposta por YANKO (1997), reconhecida pela EPA (1992) e reformulada por THOMAZ-SOCCOL et al. (1998), utiliza grandes volumes de amostras e maior percentual de recuperação.

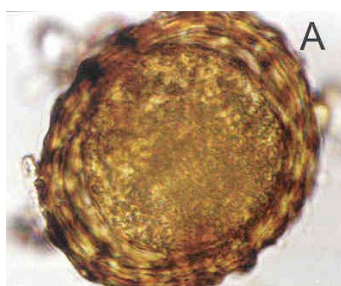
As tecnologias de redução de microrganismos patogênicos do lodo de esgoto, tendo como objetivo sua utilização na agricultura, visam a inviabilização de ovos de helmintos, pela sua resistência e dose infectante (apenas um ovo) (PASSAMANI et al., 1999). A Figura 4 mostra a porcentagem de ovos de helmintos encontradas no lodo de esgoto que recebeu tratamentos em RALFs e a Figura 5 mostra os principais ovos de helmintos encontrados no lodo de esgoto.

FIGURA 4 - PORCENTAGEM DE OVOS DE HELMINTOS ENCONTRADAS NO LODO DE ESGOTO QUE RECEBEU TRATAMENTO EM RALFS (LODO ANAERÓBIO)



FONTE: THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A. Agentes patogênicos: helmintos e protozoários. In: ANDREOLI, C.V; LARA, A.I.; FERNANDES, F. (ORGS). Reciclagem de biossólidos: Transformando problemas em solução. Curitiba : Sanepar : Finep, 1999.

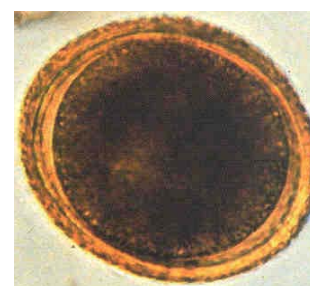
FIGURA 5 – PRINCIPAIS OVOS DE HELMINTOS ENCONTRADOS NO LODO DE ESGOTO



*Ascaris spp.*



*Trichuris spp.*



*Toxocara spp.*



*Hymenolepis diminuta*



*Hymenolepis nana*



*Taenia spp.*

FONTE: CISNEROS, B.E.J. Huevos de helmintos identificados em águas residuales y lodo de México. Universidade Nacional autónoma de México. POSTER

### 3.6.2 Processos de desinfecção/higienização do lodo de esgoto

O tratamento do lodo de esgoto envolve processos que podem ser físicos, biológicos e químicos, visando à redução de patógenos. Dentre estes tratamentos destacam-se a digestão aeróbia, anaeróbia termófila, compostagem, radiação beta e gama, pasteurização, tratamento térmico e calagem. Os tratamentos mais utilizados são a digestão aeróbia e anaeróbia, compostagem e tratamento com cal devido aos altos custos relacionados aos demais tratamentos. O principal objetivo destes processos é a estabilização (oxidação) de substâncias orgânicas por microrganismos ou agentes químicos (THOMAZ-SOCCOL, 1998).

A compostagem elimina os agentes patogênicos pelo efeito da temperatura e tempo de exposição, a calagem associa altos níveis de pH ao calor gerado pelas reações químicas de hidratação da cal, a secagem natural reduz os patógenos pelo estresse hídrico e pela exposição aos raios solares (SANEPAR, 1998).

Nos métodos de higienização mais usuais, pelo baixo custo e facilidade de aplicação, como a compostagem e a calagem, o grande problema é a agregação de volume ao produto inicial (lodo de esgoto). Com isso a secagem térmica é considerada como o principal processo, pois relaciona a alta eficiência de higienização com a redução do volume inicial pela perda de água do lodo (AISSE et al., 1999).

O processo de digestão anaeróbia, aliada com o tratamento térmico, mostra-se como a solução mais apropriada para a estabilização e a higienização do lodo de esgoto segundo estudos realizados por PAULSRUD et al. (1999).

Segundo estudo realizado por CHERUBINI et al. (2000), que avaliava as características do lodo após secagem térmica em condições artificiais (estufa), o principal item avaliado foi a eficiência da redução de patógenos (contagem e viabilidade de ovos de helmintos), concluíram que a temperatura e o tempo de exposição do lodo de esgoto estão diretamente relacionados com a redução do número de ovos de helmintos viáveis. FERREIRA (2001) concluiu em seu estudo que o lodo de esgoto submetido a uma temperatura superior a 30°C durante 30 dias,



obteve mais de 50% de eficiência na redução de ovos de helmintos inicialmente presentes, e em temperaturas superiores a 35°C a eficiência foi superior a 75%.

A Tabela 10 mostra a temperatura e o tempo necessários para a destruição dos organismos patogênicos encontrados no lodo de esgoto.

TABELA 10 – TEMPERATURA E TEMPO DE MANUTENÇÃO PARA A DESTRUIÇÃO DE ALGUNS ORGANISMOS.

Organismo	Tempo (minuto)	Temperatura ( °C )
<i>Salmonella typhosa</i>	Instantâneo	55 a 60
	30	46
<i>Salmonella spp.</i>	15 a 30	60
	60	55
<i>Shigela</i>	60	55
<i>Escherichia coli</i>	5	70
	15 a 20	60
	60	55
<i>Estomoeba histolytica</i> (cistos)	Instantâneo	68
<i>Taenia saginata</i>	5	71
<i>Trichinella spiralis</i> (larvas)	Instantâneo	62 a 72
	60	50
<i>Necator americanus</i>	50	45
<i>Brucella abortus</i>	50	45
<i>Streptococcus fecais</i>	60	70
Coliformes fecais	60	70
<i>Ascaris spp</i> (ovos)	60	55
	7	60

FONTE: ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. **Health effects of land application of municipal sludge**. Washington, DC : EPA, 1985.

Sendo em relação a redução de ovos de helmintos, pode-se dizer que a secagem ao ar livre é considerada, na regulamentação norte americana (EPA,1992) e do estado de São Paulo (CETESB, 1999), como um processo significativo de redução de patógenos em lodo de esgoto, quando efetuada no mínimo por 3 meses em temperaturas ambiente médias diárias acima de 0°C. CRAM (1943) citado por

FEACHEM et al. (1983) relata que os ovos de *A. duodenale* e *N. americanus* podem permanecer viáveis por até 62 dias em lodos em processo de secagem, até que a umidade seja reduzida a valores abaixo de 10%. HOGG (1950) citado por FEACHEM et al. (1983) indica que a secagem de lodos pode ser efetiva na destruição de ovos de *Ascaris sp.*. BONNET et al. (1998) relatam que a perda de umidade destrói, eventualmente, ovos de helmintos e cistos de protozoários, e que algumas formas, particularmente os *Ascaris sp.*, são notavelmente resistentes a dessecação. PIKE (1982) *apud* COMPARINI (2001) aponta que embora os ovos de *Ascaris sp.* possam permanecer viáveis por muito anos em condições de umidade adequadas, podem ser destruídos pela secagem e exposição de raios ultra-violeta. FEACHEM et al. (1983) citam que, no caso das *Taenias*, a destruição é assegurada quando a redução da umidade do material estocado é mantida em valores inferiores a 10%. Verifica-se, através desses relatos, que a secagem do lodo ao tempo não assegura a destruição completa dos ovos de helmintos, principalmente para as espécies mais resistentes como o caso do *Ascaris sp.*, contudo é capaz de reduzir os níveis de infestação.

### 3.7 DRENABILIDADE DO LODO DE ESGOTO

O lodo de esgoto contém um elevado teor de umidade. O desaguamento facilita a manipulação do lodo, pois diminui os custos de transporte pela redução do volume final a ser transportado, aumenta o poder calorífico do lodo por meio da redução da umidade visando à preparação para a incineração, e reduz o volume final para a disposição em aterro sanitário ou uso agrícola (KARABOLAD et al., 1998; JORDÃO e PESSOA, 1995; GONÇALVES e LUDUVICE, 2000).

A secagem do lodo provoca um grande impacto na sua disposição final, pois quando o lodo é desidratado e passa de uma concentração inicial de 2% de sólidos para 20% o seu volume é reduzido em 90% (OUTWATER, 1994).

A capacidade de desaguamento varia conforme o tipo de lodo e está diretamente relacionada ao tipo de sólido e a forma como a água está ligada às partículas do lodo (GONÇALVES e LUDUVICE, 2001).

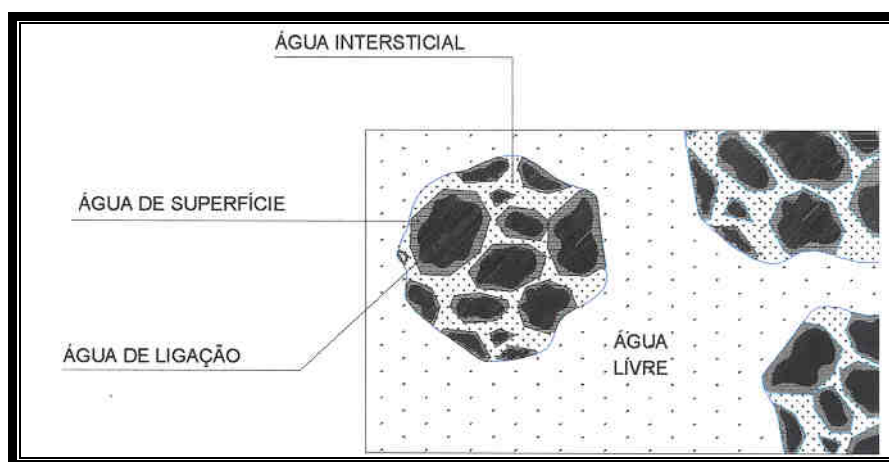
### 3.7.1 Distribuição da Água no Lodo de Esgoto

Os lodos de esgoto contêm diversas frações de água as quais incluem água livre, água intersticial, água vicinal e água de hidratação. Os processos convencionais de desidratação removem apenas a água considerada livre. As Figuras 6 e 7 mostram a distribuição da água no lodo.

VESILIND (1994) define quatro categorias para a água no lodo:

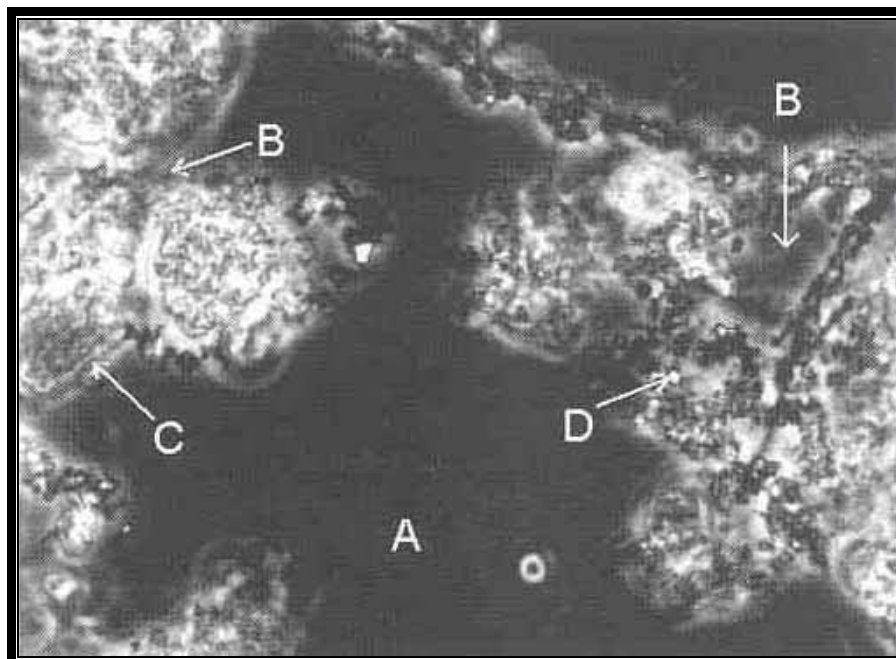
- a. Água livre: é aquela retida entre flocos de maneira similar a uma esponja, que não está associada com as partículas sólidas e pode ser facilmente separada por gravidade;
- b. Água intersticial: é a umidade do floco quando o lodo está em suspensão e está presente nos capilares quando a torta é formada;
- c. Água vicinal ou de superfície: é aquela não removível, pois está presa na superfície das partículas sólidas por adsorção e adesão;
- d. Água de hidratação ou intracelular – é aquela que também não é removível e está quimicamente ligada às partículas sólidas.

FIGURA 6 – DISTRIBUIÇÃO DA ÁGUA NO LODO



FONTE: TSANG, K.R.; VESILIND, P.A. Moisture distribution in sludges. **Wat. Science and Tech.**, 22 (12), S.135-142. 1990.

FIGURA 7 – DISTRIBUIÇÃO DA ÁGUA NO LODO



A: água livre; B: água intersticial; C: água de superfície; e D: água de hidratação.

FONTE: KOPP, J.; DICHTL, N. Characterisation. In: SPINOSA, L.; VESILIND P.A. **Sludge into biosolids**. UK: IWA Publishing, p. 19-39, 2001.

Segundo SMOLLEN (1998) a água vicinal e a intersticial não podem ser removidas por processos de desaguamento convencional. ROBINSON e KNOCKE (1992) relataram que a água intersticial pode ser removida utilizando-se temperaturas constantes de 35°C, ficando apenas a água vicinal e a de hidratação.

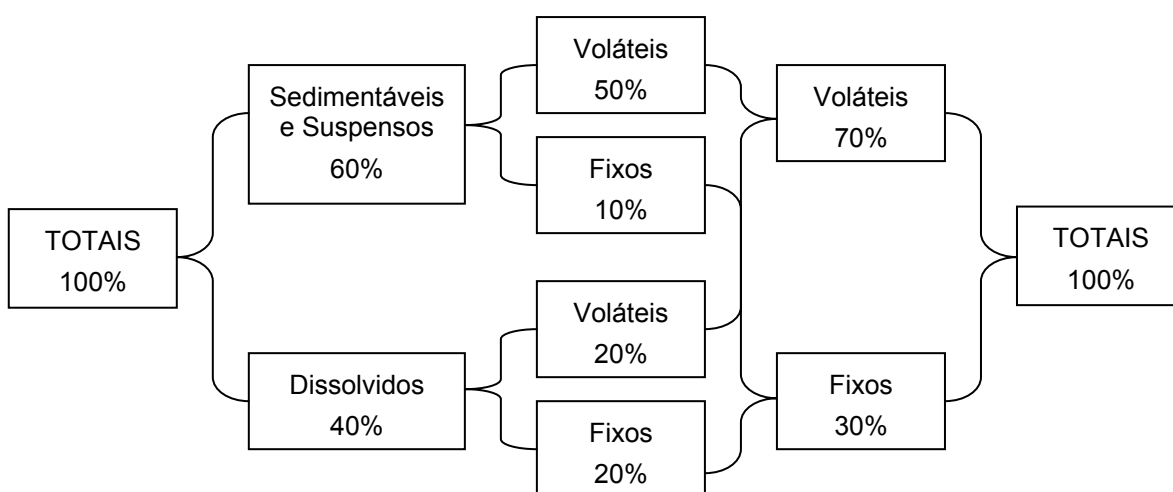
### 3.7.2 Distribuição dos Sólidos no Lodo de Esgoto

O lodo de esgoto é composto por sólidos e água. Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. Os sólidos podem ser classificados de acordo com seu tamanho e estado, suas características químicas e sua decantabilidade. Dentro destas especificações os sólidos classificam-se em (SPERLING 1996a):

- Classificação por tamanho:
  - Sólidos dissolvidos: partículas de menores dimensões, capazes de passar por um papel de filtro de tamanho especificado;
  - Sólidos em suspensão: as partículas que ficam retidas em um papel de filtro de tamanho especificado.
- Classificação por características químicas: ao ser submetido a uma temperatura de 550°C, a fração orgânica é oxidada (volatilizada), permanecendo apenas a fração inerte (não oxidada):
  - Sólidos voláteis: representam uma estimativa da matéria orgânica (fração orgânica);
  - Sólidos fixos: representam a matéria inorgânica ou mineral (fração inerte).
- Classificação pela decantabilidade: o cone de Imhoff é utilizado para medir os sólidos pela sua decantabilidade.
  - Sólidos sedimentáveis: aqueles que são capazes de sedimentar em um período de 1 (uma) hora;
  - Sólidos não sedimentáveis: a fração que não sedimenta no período de 1 (uma) hora.

A Figura 8 representa a distribuição dos sólidos no esgoto bruto.

FIGURA 8 – DISTRIBUIÇÃO APROXIMADA DOS SÓLIDOS NO ESGOTO BRUTO (EM TERMOS DE CONCENTRAÇÃO)



FONTE: JORDÃO, E. P. e PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p.

O processo de digestão anaeróbia remove os sólidos orgânicos biodegradáveis do lodo de esgoto, havendo a destruição dos sólidos voláteis, porém a quantidade de sólidos fixos permanece inalterada (SPERLING e GONÇALVES, 2001).

### 3.7.3 Processos de Desaguamento

O desaguamento do lodo é uma operação unitária que reduz o volume do lodo em excesso por meio da redução do seu teor de água. Sua capacidade de desaguamento varia dependendo do tipo de lodo e está diretamente relacionada com o tipo de sólidos e a forma com que a água está ligada às partículas do lodo (GONÇALVES e LUDUVICE, 2000).

O lodo desidratado é mais fácil de ser manejado, os custos de transporte são menores e em alguns casos a desidratação é feita com a intenção de reduzir odores e putrescibilidade (METCALF e EDDY, 1991).

### 3.7.3.1 *Leito de Secagem*

Os leitos de secagem funcionam através de um processo natural de perda de umidade e se desenvolve devido aos seguintes fenômenos (JORDÃO e PESSOA, 1975):

- a. Liberação dos gases dissolvidos ao serem transferidos do digester para os leitos de secagem;
- b. Liquefação devido à diferença de peso específico aparente do lodo digerido e o da água;
- c. Evaporação natural da água devido ao contato com a atmosfera;
- d. Evaporação devido ao poder calorífico do lodo.

A drenagem e a evaporação atuam no processo de desidratação do lodo nos leitos de secagem. Durante as 72 primeiras horas ocorre uma grande eliminação do líquido através da drenagem; após este período o lodo torna-se pastoso e a perda de líquido passa a ocorrer através da evaporação superficial (GONÇALVES et al., 2001). A taxa de evaporação depende de diversos fatores, como clima, natureza do lodo e carga de lodo aplicada no leito de secagem. Quanto à influência do clima a evaporação é melhor quando a temperatura é mais elevada e quando a umidade do ar for baixa, pois existirá vento suficiente para a renovação de ar acima do leito. Quanto à natureza do lodo, a estabilização do mesmo é um fator importante, pois quanto mais estável o lodo, mais fácil é a secagem. Quanto à carga aplicada de lodo, existem dois extremos, quanto menor a carga, mais rápida é a secagem, porém é necessário fazer a limpeza do leito mais vezes. Por outro lado, quanto maior a carga, mais lenta é a secagem (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

A secagem natural do lodo, em determinadas situações, pode promover uma remoção dos organismos patogênicos devido à exposição prolongada do lodo ao sol, que eleva a temperatura do mesmo possibilitando uma parcial higienização (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994)

Segundo JORDÃO e PESSOA (1995), em condições adequadas de temperatura ambiente e pluviometria, o lodo poderá ser removido do leito de

secagem após um período que varia entre 12 a 30 dias. Após atingir teores de sólidos em torno de 30%, o lodo deve ser retirado do leito de secagem o quanto antes para não dificultar sua remoção posterior, além disso, a permanência prolongada do lodo nos leitos favorece o crescimento de vegetação, o que dificulta de forma considerável sua retirada (GONÇALVES et al., 2001a).

### 3.7.3.2 *Lagoas de Secagem*

As lagoas de secagem de lodo são utilizadas para adensamento, digestão completa, desaguamento e, até mesmo, disposição final de lodos de esgoto. Apesar de ser um processo de baixo custo e operacionalmente simples, as lagoas de secagem são pouco utilizadas no Brasil (GONÇALVES et al., 2001a).

O sistema de disposição de lodo em lagoas resume-se no emprego de reservatórios de terra ou em simples depósitos de lodos em depressões de terreno, os quais evitam problemas nas fases de manuseio de lodo, liberação de gases e líquidos, devido as suas características, não afetando, deste modo, as condições ambientais (JORDÃO e PESSOA, 1995).

As lagoas de secagem têm finalidades e funcionamento idênticos aos dos leitos de secagem, mas a sua diferenciação está no funcionamento, por não prever percolação de água. De modo geral a secagem em lagoas é bem mais demorada do que em leitos, mas sua construção é mais simples (AISSE et al., 1999c).

O ciclo de secagem do lodo em uma lagoa é composto pelo período de enchimento, o período de secagem e o período de remoção de lodo seco. É recomendado a utilização de várias unidades, para que os três períodos ditados possam ocorrer defasadamente e permitir a realização contínua do desaguamento na ETE (GONÇALVES et al., 2001a).



### 3.7.3.3 *Centrífugas*

Muitas vezes a secagem natural do lodo não pode ser praticada por insuficiência de área, por condições climáticas desfavoráveis ou pela excessiva produção de lodo. Nestes casos, que são típicos em estações de tratamento de médio e grande porte, são utilizados equipamentos para secagem mecanizada, capazes de produzir um lodo seco, que se chama “torta de lodo”, com cerca de 20% a 30% de teor de sólidos (JORDÃO e PESSOA, 1995).

A desidratação por meio de centrífugas tem se desenvolvido muito graças à evolução dos equipamentos e materiais, à facilidade de operação e à obtenção de uma torta de lodo com cerca de 25% a 35% de teor de sólidos e captura de sólidos superiores a 98% (JORDÃO e PESSOA, 1995).

A centrifugação é um processo de separação sólido/líquido forçada pela ação de uma força centrífuga. Em uma primeira etapa de clarificação, as partículas sólidas que compõe o lodo sedimentam a uma velocidade muito superior ao que ocorreria sob ação da gravidade. Em uma segunda etapa, ocorre a compactação, quando o lodo perde parte da água capilar sob ação prolongada da centrifugação. A torta é removida do processo após esta última etapa do desaguamento (GONÇALVES et al., 2001b).

As centrífugas são equipamentos relativamente compactos, exigindo apenas 40m<sup>2</sup> de área para um equipamento de grande porte. Não emitem aerossol ou ruído excessivo e podem ser instaladas em galpões abertos. O consumo de energia elétrica e o custo de manutenção são relativamente elevados, o que limita sua utilização em ETEs com vazão superior a 100 l/s ou onde a disponibilidade de áreas é um fator limitante. A operação e manutenção deste tipo de equipamento exigem profissionais especializados (GONÇALVES et al., 2001a).

#### 3.7.3.4 *Filtros a Vácuo*

Os filtros a vácuo foram muito utilizados na década de 70 nos países industrializados. Pelo fato do elevado consumo de energia e a menor eficiência quando comparados aos novos processos de desaguamento de lodo, sua utilização entrou em declínio na área de saneamento.

O filtro a vácuo consiste em um tambor cilíndrico rotatório, instalado com submersão parcial em um tanque com lodo condicionado. Cerca de 10% a 40% da superfície do tambor fica submersa no tanque, esta fração constitui a zona de filtração e formação da torta de lodo. A torta se forma na parte exterior do cilindro, enquanto o líquido filtrado migra para o seu interior onde predomina o vácuo. Em seguida surge a região de desaguamento, que ocupa entre 40% a 60% da superfície do cilindro. Na região final do cilindro, que está quase completando o ciclo de rotação, encontra-se a região de descarga. Uma válvula permite que a superfície do cilindro atinja pressão atmosférica nesta região, enquanto a torta de lodo é separada do meio filtrante. Para que o desaguamento seja mais eficiente, o período de exposição na região de descarga deve ser mínimo (GONÇALVES et al., 2001b).

O rendimento da filtração, em quilogramas de sólidos seco por unidade de tempo, pode ser mudado através da variação da sucção, da velocidade da rotação e da permeabilidade do filtro. O tempo da filtração é controlado pela adição de condicionantes químicos no lodo (METCALF e EDDY, 1991).

#### 3.7.3.5 *Filtros Prensa*

Os filtros prensa constituem um equipamento de grande eficiência na desidratação mecânica do lodo. O teor de sólidos comumente alcançado é da ordem de 35%, podendo apresentar uma faixa típica entre 25% a 50% de teor de sólidos. A captura de sólidos está entre 90% a 98% (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Os filtros prensa têm maior desenvolvimento na Europa, sendo recomendado para os casos em que se requer elevada redução de umidade. Têm

como desvantagem a operação em batelada, obrigando a presença do operador nas atividades de enchimento, prensagem e retirada da torta (JORDÃO e PESSOA, 1995).

O ciclo de operação do filtro prensa varia entre 3 a 5 horas, podendo ser dividido em três etapas. Primeiramente existe o enchimento, onde o lodo é introduzido no espaço vazio entre as placas filtrantes, através de bombeamento. O tempo de enchimento pode atingir 20 minutos, sendo mais comuns intervalos de tempo entre 5 e 10 minutos. A simples pressão da bomba de enchimento já inicia a separação sólido/líquido nas telas filtrantes. Em seguida é a fase da filtração sob pressão máxima, onde a pressão aplicada chega a atingir 170 kPa (17 atm – 250 psi). Finalmente chega a fase da descarga da torta de lodo (GONÇALVES et al., 2001b).

A duração do tempo de cada batelada varia de acordo com a vazão da bomba de alimentação, tipo de lodo, teor de sólidos e filtrabilidade do lodo afluyente e do tipo, estado e grau de limpeza da tela (GONÇALVES et al., 2001b).

### 3.7.3.6 *Prensas Desaguadoras*

As prensas desaguadoras também são chamadas de filtros prensa de correias, filtros de esteiras ou “belt press” (GONÇALVES et al., 2001b). Estas prensas operam com maior eficiência de remoção na umidade, permitindo obter uma torta seca com cerca de 15% a 25% de sólidos, conseguindo uma captura entre 85% a 98% de sólidos na torta (JORDÃO e PESSOA, 1995).

As prensas desaguadoras têm com vantagem principal a operação contínua, durante um período diário pré-determinado; outro aspecto vantajoso são os condicionantes – polieletrólitos – que são de mais simples manuseio e aplicação, ao contrário dos utilizados nos filtros prensa, eles não aumentam a massa de lodo como ocorre com a incorporação de cal ou floculante (JORDÃO e PESSOA, 1995).

O processo de operação da prensa desaguadora pode ser dividido em três etapas distintas: zona de separação por peneiramento; zona de baixa pressão; e zona de alta pressão (GONÇALVES et al., 2001b).

Na entrada da prensa localiza-se a zona de separação por simples peneiramento, onde o lodo é aplicado sobre uma tela superior e a água livre percola sob a ação da gravidade através dos furos da tela. Posteriormente o lodo é encaminhado para a zona de baixa pressão, onde é removido o restante da água livre, e o lodo é comprimido suavemente entre as telas superior e inferior. Em seguida o lodo passa pela zona de alta pressão, que é formada por vários roletes de diferentes diâmetros localizados em série. Nesta zona o lodo é comprimido progressivamente entre duas telas com o objetivo de liberar a água intersticial. Finalmente o lodo desaguado é retirado através de raspadores e as telas são lavadas com jatos de água a alta pressão ( $> 6 \text{ kg/cm}^2$ ) e vazão suficiente para retirar resíduos de lodo e polieletrólitos das telas (GONÇALVES et al., 2001b).

Por ser um equipamento aberto, a prensa desaguadora tem com desvantagens a emissão de aerossol, o elevado nível de ruído produzido e a eventual emissão de odores desagradáveis. Como vantagens apresenta baixo custo de aquisição e o consumo reduzido de energia elétrica (GONÇALVES et al., 2001b).

#### 3.7.3.7 *Secagem Térmica*

A secagem de lodo é uma operação que envolve a redução de líquido pela evaporação e percolação da água do lodo. Nos leitos de secagem, a diferença de pressão atmosférica favorece a evaporação do líquido do lodo para a atmosfera. Nas secagens mecânicas, o aquecimento auxiliar é fornecido para aumentar a capacidade de reter calor no ambiente e favorecer a evaporação. A finalidade da secagem térmica é remover a umidade do lodo úmido para posteriormente ser incinerado eficientemente, ou ser processado como fertilizante (METCALF e EDDY, 1991).

O processo de secagem térmica é uma das mais eficientes e flexíveis formas de redução do teor de umidade de “tortas” oriundas da desidratação de lodos

orgânicos domésticos e industriais. Pode ser utilizada em diferentes tipos de lodo, primário ou digerido, sendo recomendável na alimentação um lodo com teor de sólidos entre 15% e 30%, que pode ser obtido através da desidratação mecânica (GONÇALVES et al., 2001a).

A redução do teor de umidade pode ser controlada e o teor de sólidos do produto final depende da disposição escolhida. Lodos destinados à incineração necessitam de um teor de sólidos entre 30% a 35% para garantir a operação autotérmica do incinerador; para a disposição em aterros sanitários, o teor de sólidos aconselhável gira em torno de 65%; para a destinação em mercado agrícola por intermédio de venda no varejo, o teor de sólidos deve ser acima de 90% (GONÇALVES et al., 2001a).

O processo consiste no aquecimento do lodo em ambiente hermeticamente fechado com a conseqüente evaporação e coleta da umidade presente. O lodo sai do secador em forma de “pellets”, com teor de sólidos acima de 90% e diâmetro médio de 2-5 mm. O líquido evaporado é condensado e retornado à entrada da ETE para tratamento. O processo é compacto e completamente fechado, impossibilitando a liberação de odores na atmosfera. Este processo é indicado para ETEs de médio e grande porte com limitada disponibilidade de área e localizadas próximas a áreas residenciais (GONÇALVES et al., 2001a).

### 3.8 BIODEGRADABILIDADE DO LODO DE ESGOTO

A produção de lodo depende de diversos fatores, dentre eles estão: biodegradabilidade dos compostos orgânicos; carga aplicada nas estações de tratamento; degradação das células microbianas pela respiração endógena ou pela hidrólise celular; e maior concentração de bactérias (ROCHER et al., 1999).

Um método comum para degradação de excesso de lodo é o tratamento por processo anaeróbio. Nas últimas décadas, para a degradação através deste processo, foram necessárias a otimização do tempo de detenção para menos de 20 dias e a construção de grandes digestores (MÜLLER et al., 1998).

A decomposição anaeróbia geralmente é realizada em quatro etapas: hidrólise; acidogênese; acetogênese; e metanogênese. Na primeira etapa, a hidrólise, os compostos orgânicos são transformados em solúveis. Somente neste estágio de solubilização eles podem penetrar nas células dos microrganismos para tornar-se mais degradáveis (SCHIEDER et al., 2000).

A taxa de degradação do lodo de esgoto ativado é relativamente baixa e a hidrólise é considerada como o ponto limitante em todo o processo de digestão anaeróbia (LI e NOIKE, 1992). Existem diversas causas para essa pequena taxa de degradação, a velocidade do processo é limitada pela hidrólise das partículas orgânicas, os microrganismos anaeróbios facultativos não são afetados no processo de degradação anaeróbia e algumas matérias orgânicas não são biodegradadas (MÜLLER et al., 1998).

Sob o ponto de vista químico, a hidrólise significa a quebra de longas cadeias biomoleculares através de reações com a água. As cadeias menores produzidas pela hidrólise, as quais são solúveis, podem ser facilmente convertidas em biogás através de microrganismos anaeróbios (SCHIEDER et al., 2000).

Biologicamente, a hidrólise ocorre através da influência das enzimas. Para diversos tipos de substratos, especialmente para sólidos, a hidrólise é freqüentemente a etapa mais lenta e mais limitante do processo de biodegradação anaeróbia (SCHIEDER et al., 2000).

O processo metanogênico é geralmente limitado pela taxa de hidrólise dos sólidos suspensos e orgânicos, isto é de particular importância durante o tratamento anaeróbio dos resíduos sólidos e dos lodos de esgoto. O que significa que um pré-tratamento mais eficiente dos substratos, pode torná-los mais acessíveis para as bactérias anaeróbias, otimizando o potencial metanogênico dos resíduos tratados (DOHÁNYOS e ZÁBRANSKÁ, 2001).

A biodegradabilidade dos substratos é baseada, principalmente, no acesso das enzimas a estes substratos. A desintegração e a redução das partículas de sólidos, presentes no lodo de esgoto, cria uma nova estrutura onde ocorre a biodegradação e a liberação do conteúdo das células bacterianas (lise celular) favorecendo a atuação das enzimas (DOHÁNYOS e ZÁBRANSKÁ, 2001).

A lise celular é a liberação do conteúdo das células bacterianas dentro do líquido celular depois da destruição da parede celular; não representa apenas um melhor acesso e degradação dos compostos orgânicos, mas também pode conter algumas enzimas e co-fatores com alguma atividade remanescente. A lise celular pode acelerar a reação de degradação e conseqüentemente reter energia pela biossíntese (DOHÁNYOS et al., 1999).

A lise celular ocorre durante a fase endógena do crescimento bacteriano, onde os nutrientes das células mortas se difundem no meio, alimentando as células restantes (METCALF e EDDY, 1991).

A lise mais eficiente é a das bactérias que estão ativas no processo de degradação (lise primária). No caso da fermentação anaeróbia, com a formação de metano, a lise que ocorre é proveniente da digestão anaeróbia do lodo de esgoto. A desintegração ou o tratamento térmico de algumas biomassas, que devem ser digeridas (isto é, excesso de lodo ativado, biomassa provenientes de indústrias farmacêuticas ou alimentícias) produzem uma lise secundária que resulta em uma melhoria da biodegradabilidade (DOHÁNYOS et al., 1999).

O lodo de esgoto biológico contém mais de 60% de células bacterianas, que são lentamente degradáveis (KEEP et al., 2001). A degradabilidade do lodo de esgoto biológico está entre 70% e 80% e para o lodo digerido está entre 35% e 55% (KROGMAM, 2001). O resultado da digestão do lodo é a sua estabilização parcial, o qual tem grande viscosidade e baixa drenabilidade. Diversas tentativas têm sido desenvolvidas para aumentar a digestão do lodo biológico através de vários métodos de desintegração e hidrólise do lodo (KEEP et al., 2001).

Um caminho promissor para aumentar a digestibilidade do lodo de esgoto biológico e, conseqüentemente, diminuir o total de lodo gerado, é a sua desintegração. Enquanto a desintegração mecânica como ultra-som, trituração, alta pressão e jateamento, é baseada no rompimento da massa celular, tratamentos com altas temperaturas esterilizam o lodo e as células aquecidas são abertas devido às diferenças de pressão ocorrida durante o processo de hidrólise (KEEP et al., 1999).

### 3.8.1 Métodos utilizados para a biodegradabilidade e desintegração do lodo

Nos últimos anos, diversos processos para aumentar a biodegradação do lodo de esgoto, têm sido apresentados. A comparação dos resultados é difícil, pois os autores não examinam o mesmo tipo de lodo e empregam diferentes métodos analíticos. No intuito de comparar os resultados dos diversos métodos de pré-tratamento, diferentes meios de desintegração estão sendo realizados e comparados com relação à liberação de matéria orgânica dentro da dissolução e da biodegradabilidade anaeróbia no tratamento de lodo (SCHEMINSKI et al., 1999).

Estes diversos tratamentos são desenvolvidos com o objetivo de melhorar a reciclagem e o reuso do lodo de esgoto. Alguns destes processos representam meios independentes para a disposição do lodo de esgoto, tais como, a oxidação úmida, pirólise e vários processos com altas temperaturas. Estes processos representam um pré-tratamento superior ao processo de degradação biológica isolado (MÜLLER, 1999).

O processo de pré-tratamento do lodo visa a liberação dos compostos celulares e de outras matérias orgânicas através da desintegração do lodo. Esta desintegração resulta em um crescimento da taxa de degradação. Vários métodos de desintegração têm sido investigados a fundo, dentre eles podem ser citados (MÜLLER, 1999; DOHÁNYOS e ZÁBRANSKÁ, 2001; TANAKA e KAMIYAMA, 2001):

- a. Desintegração mecânica: com utilização de ultra-som, trituração e homogeneização;
- b. Tratamento químico: com destruição dos compostos orgânicos complexos através de fortes minerais ácidos e básicos; e processos oxidativos, com utilização de ozônio e peróxido de hidrogênio;
- c. Tratamentos biológicos: com utilização de enzimas;
- d. Tratamento termoquímico: o lodo das estações de tratamento de esgoto são pré-tratados por autoclave a 130°C por 5 minutos após ser adicionado NaOH.
- e. Tratamento térmico: especialmente em temperaturas entre 40 e 170°C. O tratamento térmico pode dividir e decompor uma parcela significativa da fração de



sólidos fixos do lodo, resultando em sólidos solúveis, os quais são moléculas com menos complexidade.

Estes métodos de tratamento são aplicados para melhorar os seguintes parâmetros nos processos de tratamento de esgoto e de lodo (MÜLLER, 1999):

- Estabilização: Diminuir o tempo de estabilização do lodo e aumentar a taxa de degradação na digestão aeróbia e anaeróbia, pela dissolução da matéria orgânica.
- Escuma e densidade: Evitar a formação de espuma na aeração e nos tanques de decantação secundária, melhorando a sedimentação, redução e decantação do lodo devido ao rompimento dos filamentos dos microrganismos pela desintegração mecânica.
- Condicionamento e desaguamento: Elevar a concentração teor de sólidos do lodo desaguado e reduzir o total a ser condicionado, devido à redução da água livre da matriz do mesmo depois do tratamento térmico.
- Remoção de nitrogênio: Substituição das fontes externas de carbono pelo processo de desnitrificação, pela desintegração do lodo com alto teor de carbono orgânico dissolvido.
- Reciclagem de nitrogênio e fósforo: Melhoramento da eficiência técnica e econômica nos processos de reciclagem devido ao aumento da concentração de compostos dissolvidos no lodo.
- Disposição: Redução do total de lodo a ser disposto, devido ao aumento da estabilização e do reuso do lodo nos processos de tratamento de esgoto.

O propósito da desintegração do lodo de esgoto é romper os componentes das células com o intuito de estabilizar o lodo mais rapidamente e extensamente e, assim, reduzir os problemas de espuma. A operacionalização das áreas de desintegração de lodo de esgoto está aperfeiçoando a estabilização anaeróbia, fornecendo uma fonte interna de hidrogênio para o processo de desnitrificação e uma melhoria na sedimentação do lodo de esgoto (MÜLLER, 2001).

### 3.8.1.1 Desintegração Mecânica

A desintegração mecânica de lodo de esgoto se resume na pressurização do mesmo através de forças extremas. As forças físicas, químicas e biológicas, podem ser aplicadas nesta desintegração. O efeito destas forças é a decomposição das estruturas floculentas do lodo e/ou o colapso dos microrganismos incorporados ao mesmo. Este processo possibilita a diminuição do tamanho das partículas do lodo e também, a quebra dos componentes do lodo orgânico na fase líquida (MÜLLER, 2001).

A desintegração mecânica do excesso de lodo de esgoto tem se mostrado um pré-tratamento capaz de aumentar a degradação anaeróbia dos sólidos voláteis do lodo de esgoto e, conseqüentemente, aumentar o processo de decomposição (ENGELHART et al., 1999).

Entre os vários processos de desintegração mecânica, citam-se (MÜLLER, 2001):

- Moinho de bolas: consiste em um compartimento com um cilindro de trituração com mais de 1 m<sup>3</sup> de volume, que é completado com bolas de trituração. Um agitador força as bolas ao movimento de rotação. Os microrganismos são desintegrados entre as bolas pela pressão exercida. Para uma operação contínua as bolas são colocadas novamente no processo através de uma peneira, posteriormente são suspensas e entram novamente no compartimento de trituração.
- Homogeneização em alta pressão: consiste, basicamente, em diversas etapas de bombeamento de alta pressão e em uma válvula de homogeneização. A bomba compressora chega a uma pressão superior a 100 bars.
- Homogeneização ultra-sônica: consiste em três grandes componentes. Um gerador de suprimento de frequência que atinge alta voltagem (20 a 40 kHz). Um cristal-cerâmico do material piezelétrico transforma eletricidade em impulsos mecânicos, os quais são transmitidos por ruídos sonoros dentro do líquido.

- Técnica mecânica de quebra por jateamento: o processo pressuriza o lodo acima de 50 bars e então ocorre a quebra o lodo. A aceleração do lodo (de 30 até 100 m/s) causa uma quebra no contato deste com as paredes do contêiner e então ocorre a desintegração
- Técnica de alta vibração: é um método eletro-hidráulico. O lodo é tratado com voltagem superior a 10 kV, então ocorre repentinamente o rompimento e a liberação das substâncias orgânicas. O período de vibração é de apenas 10 min, induzindo ondas de choque no lodo que está sendo desintegrado.
- Técnica da lise centrífuga: este processo utiliza um equipamento de decantação conjuntamente com a desintegração localizada na descarga do lodo úmido. As ferramentas tanto do rotor quanto no motor atuam no lodo pelas forças de cisalhamento.

#### 3.8.1.2 *Tratamento Químico*

O pré-tratamento alcalino é um processo químico que pode ser utilizado na hidrólise e decomposição de lipídeos, hidrocarbonos e proteínas transformando-os em substâncias menores e solúveis, tais como ácidos alifáticos, polissacarídeos e aminoácidos (CHIU et al., 1997). Em pH elevado, a célula perde sua viabilidade e não consegue manter a pressão apropriada de turgescência e então se rompe. O rompimento das células do lodo dá início ao vazamento do material intracelular e conseqüentemente aumenta a concentração de proteínas na água sobrenadante. Por outro lado, quando o pH da amostra de lodo aumenta, a superfície bacteriana fica carregada negativamente, isto causa uma repulsão eletrostática o que resulta em uma dissorção de parte dos polímeros extracelulares (ERDINCLER e VESILIND, 1999).

O tratamento com utilização de ozônio é de especial interesse dentre os processos químicos, pois não há necessidade de se utilizar produtos químicos e, também, não ocorre a elevação da concentração de sal no lodo (MÜLLER, 1999).

A desintegração de lodo de esgoto pelo ozônio tem sido reportada para controlar os problemas de geração de lodo nos tanques de aeração e no digestor. De qualquer modo, o tratamento de lodo de esgoto com a utilização de ozônio não tem sido muito estudado como um método independente para a redução do lodo (AHN et al., 2001).

O objetivo do pré-tratamento com ozônio é a oxidação parcial e hidrólise da matéria orgânica. A completa oxidação é evitada, pois ocorre a quebra de moléculas maiores em moléculas menores e de difícil degradação, então é preferível uma oxidação parcial para apenas transformar moléculas maiores em outras de melhor degradação (MÜLLER, 1999).

A oxidação por ozônio permite a destruição das paredes celulares dos microrganismos nos lodos de esgoto ativados. Comparada com os métodos de desintegração mecânica, térmica e termoquímica, a oxidação por ozônio é usualmente capaz de conseguir uma taxa relativamente alta de decomposição da matéria orgânica. Durante a ozonização do lodo, a decomposição da matéria orgânica pode ser descrita em dois grandes mecanismos: um é a solubilização devido à degradação dos sólidos suspensos no lodo e o outro é a mineralização devido à oxidação da matéria orgânica solubilizada (AHN et al., 2001).

A ozonização do lodo de esgoto visa reduzir a massa ou o volume do lodo, porém há necessidade de se utilizar uma grande dosagem de ozônio, o que resulta em um aumento significativo dos custos. Ao mesmo tempo em que uma baixa dose de ozônio significa uma minimização dos custos, também significa uma menor redução do lodo e do aumento da drenabilidade do mesmo. Devido a isto, deve existir uma dose ótima de ozônio para um tratamento econômico e disposição final do lodo (AHN et al., 2001).

### 3.8.1.3 *Tratamentos Biológicos*

A lise enzimática quebra os compostos das paredes celulares pela reação de enzimas catalisadoras. Até mesmo bactérias com parede celular de grande resistência podem ser desintegradas com a utilização de enzimas, mas os custos são muito elevados. A lise enzimática é interessante na combinação com a desintegração mecânica, pois esta libera o líquido intracelular que contém grande quantidade de enzimas, o que pode causar uma maior desintegração das células (MÜLLER, 1999).

### 3.8.1.4 *Tratamento termoquímico*

O calor é freqüentemente utilizado na desativação de microrganismos. Altas temperaturas podem também ser combinadas com tratamentos ácido e alcalino para reduzir a condição de lodo em excesso. Por exemplo, a hidrólise ácida térmica do lodo é desenvolvida para produzir matéria orgânica mais apropriada para desnitrificação (ROCHER, et al., 1999).

A decomposição das partículas sólidas do lodo de esgoto ativado é muito difícil, mesmo com a digestão anaeróbia da membrana e com a ajuda de pré-tratamento físico-químico. Porém esta decomposição é melhorada em 40% quando a digestão anaeróbia é combinada com o tratamento térmico alcalino do lodo (0,1 M NaOH, 175°C, 1 h) (TAKASHIMA et al., 1996).

O tratamento térmico alcalino é conhecido por ter um forte efeito na destruição das proteínas, o maior componente do lodo ativado, onde sozinho pode alcançar uma alta taxa de destruição das partículas sólidas. O processo moderado de pré-tratamento solubiliza facilmente as partes biodegradáveis do lodo ativado, mas têm um efeito desprezível nas partes menos biodegradáveis. Existe também o aspecto biológico negativo, uma vez que no lodo ativado existe a presença de bactérias anaeróbias, o pré-tratamento inevitavelmente mata estas bactérias, as quais serviriam como inóculo para as partículas sólidas em decomposição (TAKASHIMA et al., 1996).

### 3.8.1.5 *Tratamento Térmico*

O pré-tratamento térmico é descrito por HAUG (1983) como um processo onde o lodo é tratado em temperaturas na faixa de 170°C, e então digeridos anaerobiamente. As principais vantagens deste processo incluem: o aumento da biodegradabilidade do lodo biológico durante a digestão anaeróbia; a melhoria na drenabilidade do lodo; a redução do odor durante a digestão; a esterilização do lodo durante o pré-tratamento; e a melhoria do balanço de energia quando comparado com o condicionamento térmico convencional. A melhoria no balanço de energia é baseada na expectativa do crescimento da biodegradabilidade durante a digestão anaeróbia e no conseqüente aumento na produção de biogás, que pode compensar a energia requerida para o aquecimento da digestão.

A entrada de energia térmica é mais freqüentemente realizada pela troca ou pela aplicação de calor na massa de lodo. Geralmente a energia térmica obtida nas estações de tratamento de esgoto pela queima de biogás, pode ser utilizada, com redução significativa de custos (MÜLLER, 1999).

Enquanto os carboidratos e os lipídeos do lodo são facilmente degradados, as proteínas são protegidas contra a hidrólise enzimática pela parede celular. O pré-tratamento térmico destrói as paredes celulares e fazem com que as proteínas fiquem mais acessíveis para a degradação biológica. O processo de purificação de esgoto transforma as substâncias orgânicas da entrada do sistema em substâncias celulares, que contêm grande quantidade de proteína. Quanto mais o lodo está pré-estabilizado anaerobiamente, mais aumenta a quantidade de proteína e de gás produzido em decorrência do pré-tratamento térmico do lodo (MÜLLER, 1999). Uma grande fração das bactérias da massa de lodo é proteína, que durante o tratamento térmico, é parcialmente hidrolisada em aminoácidos (STUCKEY e McCARTY, 1984).

Segundo estudo realizado por HAUG et al. (1978), após a digestão do lodo pré-tratado a temperatura de 175°C, ocorreu uma maior produção de biogás e destruição dos sólidos voláteis, porém quando o pré-tratamento foi realizado em

temperaturas superiores não houve um aumento na produção de biogás, provavelmente devido à formação de substâncias inibidoras.

STUCKEY e McCARTY (1978) observaram que em temperatura de 150°C o pré-tratamento influencia na solubilização substancial dos organismos presentes nas células bacterianas, e isto se manifesta no crescimento da bioconversão, provavelmente devido a melhor acessibilidade aos organismos.

HAUG et al. (1983) concluíram, em estudo realizado, que houve uma destruição de 45% dos sólidos voláteis, após a digestão do lodo pré-tratado termicamente em temperatura na faixa de 190°C. Estudos de controle de digestão de lodo não tratado mostram uma remoção dos sólidos voláteis de 32% em condições mesófilas (34°C) e de 39% em condições termófilas (49°C). Através desses dados, concluíram que o pré-tratamento térmico seguido de digestão termófila resulta em aproximadamente 40 e 15% de crescimento da remoção de sólidos voláteis comparado com a digestão mesófila e termófila do lodo não tratado, respectivamente.

HIRAOKA et al. (1985) observaram, em estudo realizado, que para os pré-tratamentos térmicos sob baixas temperaturas (60 – 80°C), são necessários maiores tempo de exposição do lodo ao efeito da temperatura, quando comparados aos em altas temperaturas. Para um lodo tratado com temperatura de 100°C e 60-80°C, os tempos necessários na digestão para um posterior aumento da produção de biogás foram de 30 e 60 minutos respectivamente. O crescimento da produção de biogás em baixas temperaturas foi de 40% quando comparado com o controle. A razão para este aumento foi devido à solubilização da matéria orgânica complexa do lodo em substratos mais facilmente biodegradáveis.

### 3.8.2 Parâmetros necessários para a avaliação da biodegradabilidade do lodo de esgoto

#### 3.8.2.1 *Biomassa*

A biomassa é constituída por sólidos que se encontram suspensos no reator, no caso de crescimento disperso. A unidade de massa das células microbianas normalmente é expressa em termos de sólidos em suspensão (SS). Porém, nem toda a massa de sólidos participa da conversão do substrato orgânico, existindo também uma fração inorgânica que não desempenha funções no tratamento biológico. Pode-se então expressar a biomassa em termos de sólidos em suspensão voláteis, os quais representam a fração orgânica da biomassa, uma vez que a matéria orgânica pode ser volatizada, ou seja, convertida a gás por combustão (oxidação) (SPERLING, 1996b).

Os sólidos presentes na biomassa devem ser avaliados cuidadosamente com relação à sua biodegradabilidade, pois nem todos os sólidos em suspensão voláteis são considerados biodegradáveis, existindo uma fração biodegradável e uma não biodegradável (SPERLING, 1996b).

A biomassa presente nos sistemas de tratamentos biológicos pode ser dividida em dois grupos segundo a sua viabilidade (SPERLING, 1996b):

- Resíduo inerte: é formado pelo decaimento da biomassa envolvida no tratamento de esgotos. Este decaimento se dá por diversos mecanismos, como o metabolismo endógeno, morte, predação e outros. O resultado é a geração de produtos de degradação lenta, bem como produtos particulados, inertes ao ataque biológico.
- Biomassa ativa: é a responsável pela degradação biológica da matéria. A biomassa ativa também pode ser dividida em função da fonte de carbono como heterotróficas e autotróficas:
  - Biomassa ativa heterotrófica: a matéria orgânica carbonácea é a fonte de carbono dos organismos heterotróficos. A matéria carbonácea rapidamente



biodegradável (solúvel) é utilizada pela biomassa heterotrófica. O decaimento da biomassa heterotrófica gera, além do resíduo inerte, também matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de degradação lenta.

- Biomassa ativa autotrófica: o gás carbônico é a fonte de carbono dos organismos autotróficos. A amônia é utilizada como fonte de energia na biomassa autotrófica. O decaimento da biomassa autotrófica gera, além de resíduo inerte, também matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de degradação lenta.

### 3.8.2.2 DBO

O principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido (SPERLING, 1996a).

O parâmetro mais comumente utilizado na medição da poluição e da quantidade de matéria orgânica presente, tanto em esgoto quanto em água de superfície, é a DBO<sub>5</sub> (METCALF e EDDY, 1991). A DBO<sub>5</sub> está associada à fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos. Esta determinação é padronizada pelo "Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater". É uma medida de consumo de oxigênio, pelos microrganismos na estabilização bioquímica da matéria orgânica (SPERLING, 1996a). O período de incubação para a determinação da DBO<sub>5</sub> é de cinco dias e usualmente a 20°C de temperatura, porém pode-se utilizar outras temperaturas.

A oxidação bioquímica é um processo lento e teoricamente leva um tempo infinito para a sua complementação. Dentro de um período de 20 dias, a oxidação se dá em torno de 95-99% completa, e no período de cinco dias, utilizado na determinação da DBO<sub>5</sub>, a oxidação se dá em torno de 60-70% completa. A temperatura de 20°C utilizada é um valor médio para correntes de baixa movimentação em temperaturas ambiente e de fácil duplicação em incubadoras. Pode-se obter diferentes resultados em diferentes temperaturas, pois a taxa da reação bioquímica depende diretamente da temperatura (METCALF e EDDY, 1991).

A Demanda Última de Oxigênio ( $DBO_u$ ) corresponde ao consumo de oxigênio por um período de semanas ou dias, até a estabilização completa da matéria orgânica. Para esgotos domésticos, é considerado, em termos práticos, que aos 20 dias a estabilização esteja completa, podendo-se determinar a  $DBO_u$  portanto, aos 20 dias. O teste da  $DBO_u$  é similar ao da  $DBO_5$  variando somente o tempo de determinação final de oxigênio dissolvido (SPERLING, 1996a).

Para a determinação da DBO de esgoto, deve-se fazer algumas adaptações. Os esgotos, por possuírem uma grande concentração de matéria orgânica, consomem todo o oxigênio dissolvido no meio líquido em menos de cinco dias. Portanto, é necessário fazer diluições para reduzir a concentração de matéria orgânica, para que o consumo de oxigênio em cinco dias seja numericamente inferior ao disponível na amostra (SPERLING, 1996a).

A quantidade de matéria orgânica presente em uma amostra para determinação da DBO é avaliada para: indicar o grau de poluição de um esgoto; determinar uma quantidade aproximada de oxigênio necessária para estabilizar biologicamente a matéria orgânica presente; dimensionar as estações de tratamento de esgotos; e medir sua eficiência. Quanto maior a DBO de um corpo d'água, maior é seu grau de poluição orgânica (JORDÃO e PESSOA, 1995; METCALF e EDDY, 1991).

A DBO é realizada em dois estágios: no primeiro a matéria carbonácea é oxidada, e no segundo ocorre a nitrificação. A  $DBO_5$  se encontra no primeiro estágio, que é a oxidação da matéria carbonácea (JORDÃO e PESSOA, 1995).

As principais vantagens do teste de DBO são: as indicações da fração biodegradável do despejo; da taxa de degradação do despejo; da taxa de consumo de oxigênio em função do tempo; e a determinação aproximada da quantidade de oxigênio requerido para a estabilização biológica da matéria orgânica presente (SPERLING, 1996a).

As seguintes limitações são: pode-se encontrar baixos valores de  $DBO_5$  caso os microrganismos responsáveis pela decomposição não estejam adaptados ao despejo; os metais pesados ou substâncias tóxicas podem matar ou inibir os microrganismos; é necessário inibir os microrganismos responsáveis pela oxidação

da amônia para evitar o consumo de oxigênio para a nitrificação, interferindo assim, a demanda carbonácea; a relação  $DBO_U/DBO_5$  varia em função do despejo; a relação  $DBO_U/DBO_5$  varia, para o mesmo despejo, ao longo da linha de tratamento da ETE; e o teste demora cinco dias para ser realizado, não sendo útil no controle operacional de uma estação de tratamento de esgoto (SPERLING, 1996a).

### 3.8.2.3 DQO

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea através de fortes oxidantes em meio ácido. O valor obtido é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente (SPERLING, 1996a).

O oxigênio da matéria orgânica pode ser oxidado e medido com a utilização de agentes químicos oxidantes fortes em meio ácido. O dicromato de potássio é um ótimo oxidante para ser utilizado neste propósito. O teste deve ser realizado em temperaturas elevadas. É necessária a utilização de um catalisador (sulfato de prata) para ajudar na oxidação de certas classes de compostos orgânicos (METCALF e EDDY, 1991).

O teste de DQO é também utilizado para se medir a matéria orgânica em despejos industriais e domésticos que contêm compostos que podem ser tóxicos para a vida biológica. A DQO de despejos é superior a DBO devido a uma maior parcela de compostos serem quimicamente oxidados, do que biologicamente oxidados. É possível correlacionar a DQO com a DBO para diversos tipos de despejos (METCALF e EDDY, 1991).

A principal diferença entre os testes de DQO e o DBO está explícito em sua nomenclatura. A DBO relaciona-se a uma oxidação bioquímica da matéria orgânica, que é realizada inteiramente por microrganismos, enquanto a DQO corresponde a oxidação química da matéria orgânica e inorgânica, obtida através de forte oxidante em meio ácido (SPERLING, 1996a).

Uma das vantagens do teste de DQO sobre o teste de DBO é o tempo necessário para a obtenção do resultado; para o teste de DQO pelo método do dicromato são necessárias somente 2 horas para se obter um resultado, enquanto para a DBO<sub>5</sub> são necessários cinco dias para se obter resultado. Outra vantagem é que o teste de DQO engloba não só a demanda de oxigênio satisfeita biologicamente, como também tudo o que é susceptível de demandas de oxigênio, em particular os sais minerais oxidáveis. Além disso, o teste não é afetado pela nitrificação, dando então, uma indicação da oxidação apenas da matéria orgânica carbonácea, e não da nitrogenada (JORDÃO e PESSOA, 1995; SPERLING, 1996a).

As principais limitações do teste de DQO são: tanto a fração biodegradável, quanto a fração inerte do despejo são oxidadas, resultando, portanto, em uma superestimação do oxigênio a ser consumido no tratamento biológico dos despejos; o teste não fornece informações sobre a taxa de consumo da matéria orgânica ao longo do tempo; e certos constituintes inorgânicos podem ser oxidados e interferir no resultado (SPERLING, 1996a).

Sabendo-se que as taxas de sedimentação, de adsorção e de reação bioquímica são afetadas pela distribuição das partículas no esgoto, então recentemente estão sendo analisados outros parâmetros representativos, referindo-se às fases solúvel e particulada (JORDÃO e PESSOA, 1995).

A DQO filtrada (DQO<sub>fil</sub>) é determinada devido à presença de compostos orgânicos dissolvidos presentes na amostra de esgoto. A determinação DQO<sub>fil</sub> é feita com a utilização da parcela da amostra que passa por um filtro de papel de porosidade conhecida (1,5 µm); esta DQO<sub>fil</sub> engloba tanto a parcela devida às partículas dissolvidas (totalmente solúveis), quanto a parcela devida a presença de partículas coloidais, pois estas últimas não são removidas através de métodos convencionais de filtração ou centrifugação. A DQO solúvel (DQO<sub>sol</sub>) é constituída pela parcela da DQO<sub>fil</sub> que passa através de um filtro de membrana (0,45 µm), englobando somente a parcela devida as partículas dissolvidas (totalmente solúveis) (CHERNICHARO, 1997).

O lodo de esgoto é praticamente composto por microrganismos. Em geral a sua composição é de aproximadamente 10% de carboidratos, 50% de proteínas,

10% de lipídeos e 30% de outros compostos incluindo RNA e fibra. As células dos microrganismos do lodo de esgoto, através do tratamento térmico, podem ser quebradas em materiais orgânicos solúveis como carboidratos, proteínas e lipídeos, e possivelmente em compostos moleculares de baixo peso. WANG (1988) citado por LI e NOIKE (1992) reportou que a taxa de solubilização em temperaturas constantes cresce com o aumento do tempo de tratamento. LI e NOIKE (1992) observaram que a taxa de solubilização aumenta com o aumento da temperatura do tratamento.

Através da relação da DQO/DBO<sub>5</sub> pode-se obter alguns parâmetros sobre a amostra. Quando a relação DQO/DBO<sub>5</sub> for baixa, significa que a fração biodegradável é elevada, e também é uma provável indicação para tratamento biológico. Quando a relação DQO/DBO<sub>5</sub> for elevada, significa que a fração inerte é elevada; se a fração não biodegradável não for importante em termos de poluição do corpo receptor, esta relação é uma possível indicação para o tratamento biológico; e se a fração não biodegradável for importante em termos de poluição do corpo receptor, esta relação é uma possível indicação para o tratamento físico-químico (SPERLING, 1996a).

#### 3.8.2.4 *Biodegradabilidade e nível de Degradação*

Para se determinar experimentalmente a biodegradabilidade no ambiente anaeróbico, mede-se a produção de metano obtida a partir do material orgânico de uma amostra, quando esta é colocada em contato com uma batelada de lodo anaeróbico sob condições previamente escolhidas e estáveis (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

A característica da estabilidade biológica do lodo de esgoto é o parâmetro mais importante para o monitoramento da degradação dos sólidos e avaliação da bioatividade remanescente do lodo a ser disposto. O nível de degradação é um parâmetro apropriado para descrever a biodegradabilidade de sólidos orgânicos. A eficiência de degradação ( $\rho$ ,%) pode ser calculada pela fórmula (SPINOSA e VESILIND, 2001):

$$\rho_{vss} = (1 - (SSV_1 / SSV_0)) \times 100 \quad (\text{eq. 01})$$

Onde SSV são os sólidos suspensos voláteis. O índice 0 representa o valor antes da digestão, e o índice 1 depois da digestão. As faixas típicas de degradação por digestão anaeróbia de lodo de esgoto são 40-45%, e para a estabilização aeróbia são 25-30% (SPINOSA e VESILIND, 2001).

Segundo DOHÁNYOS et al. (1999) a hidrólise pode também ser verificada pelo:

- Incremento de DQO solúvel na DQO total do lodo tratado;
- Incremento de Sólidos Suspensos Voláteis no total de Sólidos Voláteis do lodo tratado;
- Incremento de ácidos graxos na fase líquida do lodo tratado; e
- Incremento da taxa de metano, ou biogás por unidade de DQO<sub>t</sub> ou SVT do lodo tratado ou uma mistura com lodo primário, ou outro substrato.

#### 3.8.2.5 *Proteínas*

As proteínas são polímeros macromoleculares onde as unidades básicas são os aminoácidos. O carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e enxofre fazem parte de suas moléculas. Em sua grande maioria, o teor de nitrogênio de uma amostra chega a ser 16% do valor de proteína. Com isso, o teor de proteína é normalmente avaliado em função do teor de nitrogênio, pois o NH<sub>3</sub> é facilmente determinado através do método de Kjeldahl, então podemos determinar o teor de proteína multiplicando-se o teor nitrogênio por um fator igual a 6,25 (100/16) (CONN e STUMPF, 1984).

A peso das proteínas ultrapassa o dos lipídeos e dos carboidratos na célula. As proteínas podem ter diversas funções, algumas podem ser enzimas, outras podem fazer parte da estrutura da célula, ou também podem controlar o transporte

de nutrientes através da membrana. As toxinas liberadas pelas células bacterianas também são proteínas (PELCZAR et al., 1996).

O aminoácido é a unidade estrutural básica das proteínas. Uma proteína pode ser hidrolisada a aminoácidos pela ação catalítica de HCl 6N, a 110°C, durante 18-24 horas. A hidrólise alcalina tem a desvantagem de destruir vários aminoácidos como cisteína, serina, treonina e arginina (CONN e STUMPF, 1984).

As proteínas são compostas de 20 tipos diferentes de aminoácidos ligados por meio de ligações peptídicas. Cada tipo de proteína tem uma seqüência de aminoácidos característica, denominada estrutura primária. Uma proteína também tem estrutura secundária, terciária e, algumas vezes, quaternária (PELCZAR et al., 1996).

Os aminoácidos são geralmente solúveis em água e quase insolúveis em solventes orgânicos não-polares, como o éter, clorofórmio e acetona. Outra propriedade física dos aminoácidos é o seu elevado ponto de fusão. Estas propriedades não estão compatíveis com a sua fórmula geral, que representa as proteínas como possuidores de carboxilas e aminogrupos não-carregados (CONN e STUMPF, 1984).

### 3.8.2.6 *Carboidratos*

A fonte primária de energia nas células são os carboidratos, como açúcar e amido. Podemos encontrar alguns carboidratos nas paredes celulares microbianas e também como fonte de reserva nutritiva que atuam como precursores de proteínas, lipídeos e ácidos nucleicos (PELCZAR et al., 1996).

A fórmula geral dos carboidratos é  $(CH_2O)_n$ , onde  $n$  é qualquer número inteiro. Os carboidratos podem apresentar estruturas bastantes simples ou conter um grande número de moléculas arranjadas de maneira complexa (PELCZAR et al., 1996).

Os carboidratos podem ser classificados em três grupos principais: monossacarídeo, oligossacarídeos e polissacarídeos (CONN e STUMPF, 1984; PELCZAR et al., 1996).

Os monossacarídeos são açúcares simples que não podem ser hidrolisados, em condições razoavelmente suaves, a unidade menores, são geralmente estáveis em soluções de ácidos minerais diluídos, mesmo sob aquecimento (CONN e STUMPF, 1984).

Os oligossacarídeos são polímeros de monossacarídeos hidrolisáveis. Em geral os monossacarídeos e os oligossacarídeos são compostos cristalinos, solúveis em água e com sabor geralmente doce. Os oligossacarídeos mais comumente encontrados na natureza são os dissacarídeos, os quais fornecem sempre duas moléculas de monossacarídeos na hidrólise. Entre os oligossacarídeos tem-se a maltase, um açúcar que é obtido como intermédio da hidrólise do amido por enzimas denominadas amilases (CONN e STUMPF, 1984).

Os polissacarídeos são cadeias muito compridas, ou polímeros de monossacarídeos, e podem ter estruturas linear ou estratificada. São geralmente compostos insolúveis, sem sabor e com alto peso molecular. Os polissacarídeos encontrados na natureza ou têm função estrutural ou armazenam energia. Todos os polissacarídeos podem ser hidrolisados por ácidos ou enzimas originando monossacarídeos e/ou derivados de monossacarídeos (CONN e STUMPF, 1984).

#### 3.8.2.7 *Lipídeos*

Os lipídeos são substâncias orgânicas agrupadas quando solúveis em solventes apolares, como por exemplo, acetona, clorofórmio, éter ou benzeno. Então, os lipídeos, em sua maioria, são insolúveis em água. São constituídos principalmente de átomos de hidrogênio e carbono, com quantidades menores de oxigênio, nitrogênio e fósforo. Os lipídeos podem ser divididos em três categorias principais e biologicamente importantes, baseando-se nas diferenças estruturais: triglicerídeos, fosfolipídeos e esteróis (PELCZAR et al., 1996).



O principal componente associado aos lipídeos é o ácido graxo, que contém número par de átomos de carbono em cadeias retas (de 4 a 30), geralmente saturadas, mas que podem conter de uma a seis duplas ligações. Ácidos graxos livres são poucos nas células e aparecem normalmente sob a forma de ésteres (triacilgliceróis e fosfolipídeos) (CONN e STUMPF, 1984).

As ligações de éster são sensíveis à hidrólise ácida e alcalina. A hidrólise ácida é totalmente reversível em todas as fases, atingindo um equilíbrio. A última etapa da hidrólise alcalina é irreversível, pois na presença em excesso de base, o ácido fica em forma de ânion totalmente dissociado, que não tem tendência de reagir com álcoois. Logo, são utilizadas bases fortes na saponificação para hidrolisar as ligações de éster dos lipídeos simples ou complexos (CONN e STUMPF, 1984).

Os lipídeos participam direta ou indiretamente de diversas atividades metabólicas como importantes fontes de energia em animais, insetos, pássaros e sementes de elevado conteúdo lipídico, ativadores de enzimas, componentes do sistema de transporte de elétrons da mitocôndria e de substrato (CONN e STUMPF, 1984).

### 3.9 TRANSFERÊNCIA DE CALOR

A transferência de calor é a energia em trânsito devido a uma diferença de temperatura; sempre que existir uma diferença de temperatura entre dois meios, haverá uma transferência de calor (INCROPERA e DEWITT, 1998).

Existem diferentes tipos de processos de transferência de calor: o termo “condução” é utilizado para referir à transferência de calor em um meio estacionário, que pode ser sólido ou fluido; o termo “convecção” se refere à transferência de calor que ocorre entre uma superfície e um fluido em movimento; e o termo “radiação térmica” se relaciona a troca de ondas eletromagnéticas, entre duas superfícies com diferentes temperaturas; as ondas eletromagnéticas existem em toda a superfície com temperaturas não-nula (INCROPERA e DEWITT, 1998).

### 3.9.1 Condução

A condução pode ser explicada pela transferência de energia de partículas mais energética, para outras com menos energia, devido às interações existentes entre elas (INCROPERA e DEWITT, 1998).

INCROPERA e DEWITT (1998) exemplificaram o mecanismo da condução considerando um gás que apresenta um gradiente de temperatura e adotando que não ocorra nenhum movimento preferencial. O gás considerado está em contato com duas superfícies com diferentes temperaturas. A temperatura em qualquer ponto das superfícies estará diretamente relacionada à energia das moléculas do gás na sua proximidade. Esta energia, por sua vez, está diretamente relacionada ao movimento aleatório de translação, bem como aos movimentos internos de rotação e vibração das moléculas. Outro exemplo de condução citado é a imersão de uma colher de metal em uma xícara de café quente, esta colher eventualmente irá se aquecer devido à condução de energia através da colher.

### 3.9.2 Convecção

Existem dois mecanismos para o modo de transferência de calor por convecção os quais são: movimento molecular aleatório (difusão); e movimento global ou macroscópico do fluido. Estes movimentos do fluido estão associados ao fato de que, em um instante qualquer, um grande número de moléculas está se movimentando coletivamente, ou como agregados de moléculas. Este movimento, na presença de um gradiente de temperatura, contribui para a transferência de calor (INCROPERA e DEWITT, 1998).

A transferência de calor por convecção pode ser classificada de acordo com a natureza do escoamento do fluido. A convecção forçada ocorre quando o escoamento do fluido é causado por meios externos, como ventiladores, bombas ou ventos atmosféricos. Na convecção livre (ou natural) o escoamento do fluido é induzido por forças de empuxo, as quais são originadas pelas diferenças de densidades causadas pela variação de temperatura do fluido. INCROPERA e

DEWITT (1998) deram um exemplo disso considerando uma placa aquecida e exposta ao ar livre, o ar em contato com a placa aquece e, portanto tem sua densidade diminuída, o que acarreta no movimento vertical ascendente desse ar aquecido, provocado pelas forças de empuxo.

### 3.9.3 Radiação

A radiação térmica é a energia emitida por toda a matéria que se encontra em uma temperatura não-nula. A emissão de radiação pode ser atribuída a mudanças de configurações eletrônicas dos átomos ou moléculas que constituem a matéria. Enquanto a transferência de calor por condução ou convecção necessita da presença de um meio material, a energia do campo de radiação é transportada por meio de ondas eletromagnéticas (ou fótons), fazendo-se melhor no vácuo.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

#### 4.1.1 Local e Clima

O aparato experimental foi instalado na Companhia de Saneamento do Paraná, nas dependências da estação de tratamento de esgoto Guaraituba, no bairro Guaraituba, situada no município de Colombo-PR, na região metropolitana de Curitiba.

Segundo a classificação de KOEPPEN, este município está sob clima cfb, mesotérmico úmido, com temperaturas médias do mês mais quente maior que 22°C e mês mais frio menor que 18°C, com geadas severas e freqüentes, sem estação seca, com latitude 25°26' e longitude 49°16' à 947 metros de altitude (IAPAR, 1978).

#### 4.1.2 População atendida

A população de projeto é de 64.125 habitantes, mas, durante a execução do experimento a população atendida era de 26.325 habitantes, apresentando uma vazão de entrada de 46,88 L/s, com um tempo de detenção dentro do digester de aproximadamente seis horas.

#### 4.1.3 Tipo de tratamento e características do lodo

O tratamento de esgoto coletado é feito por digestão anaeróbia, em sistema denominado Reator Anaeróbio de Leito Fluidificado (RALF) apresentado na Figura 9, que recebe e trata esgoto doméstico. O lodo utilizado no experimento é proveniente deste Reator.

O reator tem 1300 m<sup>3</sup> de volume, com uma vazão de entrada de projeto de 70,00 l/s. Todo o lodo utilizado foi proveniente de uma única descarga, tendo um teor médio de sólidos de 4,93 %.

FIGURA 9 - VISTA GERAL DO RALF LOCALIZADO NA ETE DE GUARAITUBA EM COLOMBO



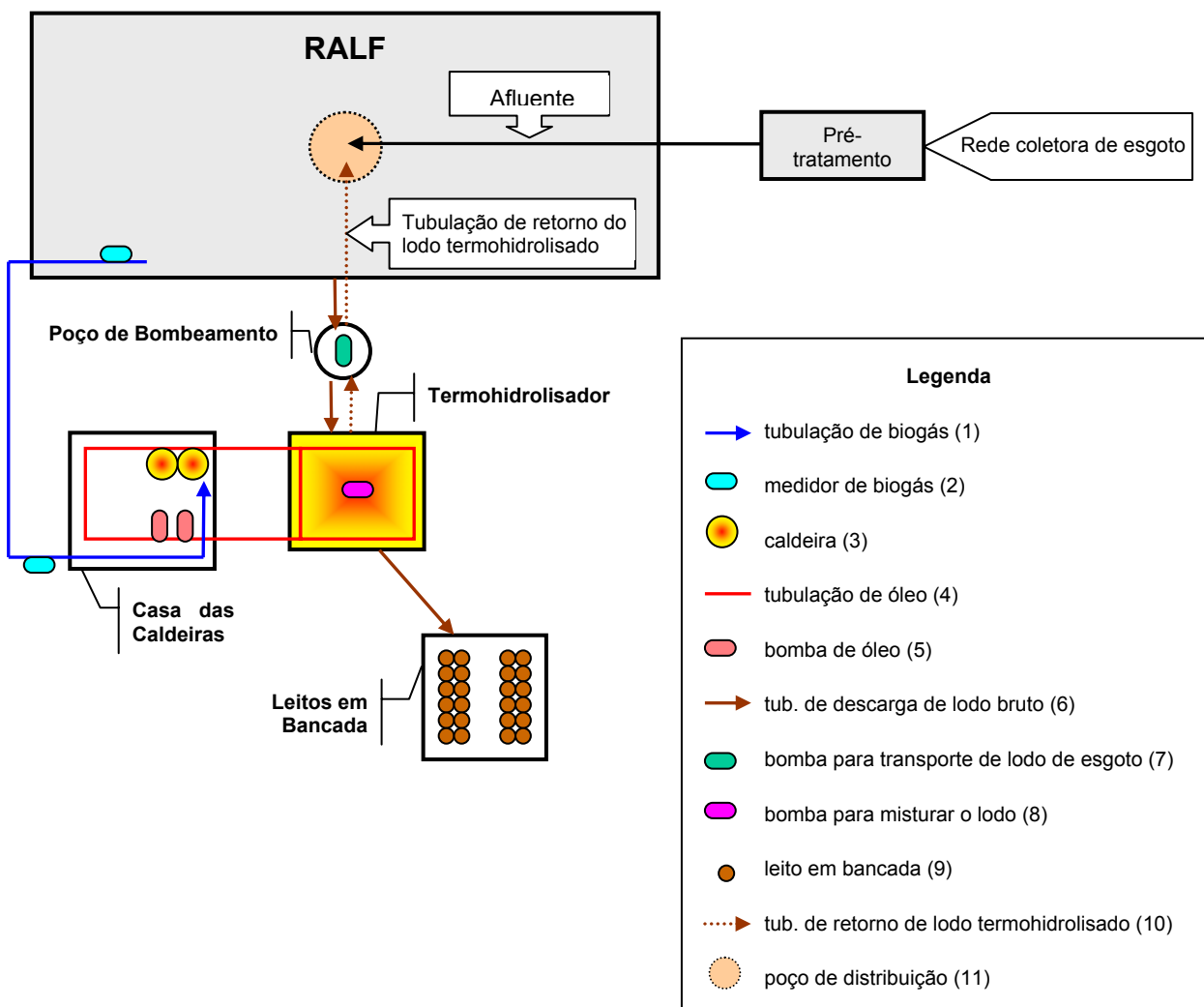
#### 4.2 APARATO EXPERIMENTAL

O aparato experimental consistiu na captação do biogás (1) gerado no reator tipo RALF; o volume de biogás utilizado foi medido diariamente através de um medidor de biogás (2). O biogás foi queimado em duas caldeiras tipo residencial (3), que funcionavam em série e esquentavam o óleo térmico que circulava dentro de uma tubulação de cobre (4) com auxílio de duas bombas (5). A tubulação de óleo térmico aquecido pelo biogás passava nas paredes internas de uma estrutura de concreto denominado termohidrolisador. Foi realizada uma descarga de lodo bruto (6) dentro do termohidrolisador através de uma bomba (7) localizada no poço de distribuição de lodo da ETE. O lodo era então agitado através do misturador (8) para distribuir o calor e homogeneizar a temperatura.

Também foram realizadas descargas periódicas do lodo termohidrolisado em leitos de secagem em bancada (9), com o objetivo de avaliar a drenabilidade do lodo depois de aquecido. Depois de 30 dias de aquecimento contínuo dentro do termohidrolisador o lodo foi retornado ao RALF (10), no ponto de distribuição do

esgoto (11), para avaliar a eficiência do retorno do lodo termohidrolisado ao processo de digestão anaeróbia dentro do reator. O esquema geral do aparato experimental está apresentada na Figura 10.

FIGURA 10 - ESQUEMA GERAL DO EXPERIMENTO



#### 4.2.1 Construção do termohidrolisador

O aparato foi realizado através da construção de uma estrutura de concreto, genericamente denominada de termohidrolisador, com as medidas externas de 2,70 x 2,70 x 2,30 m, totalizando um volume interno de 15 m<sup>3</sup>, onde foram colocadas tubulações de cobre em toda a extensão de suas paredes internas, para a passagem de óleo térmico aquecido pelo biogás. Foi instalado também, um misturador para homogeneização o lodo durante o aquecimento. As figuras 11, 12 e 13 apresentam estes equipamentos respectivamente.

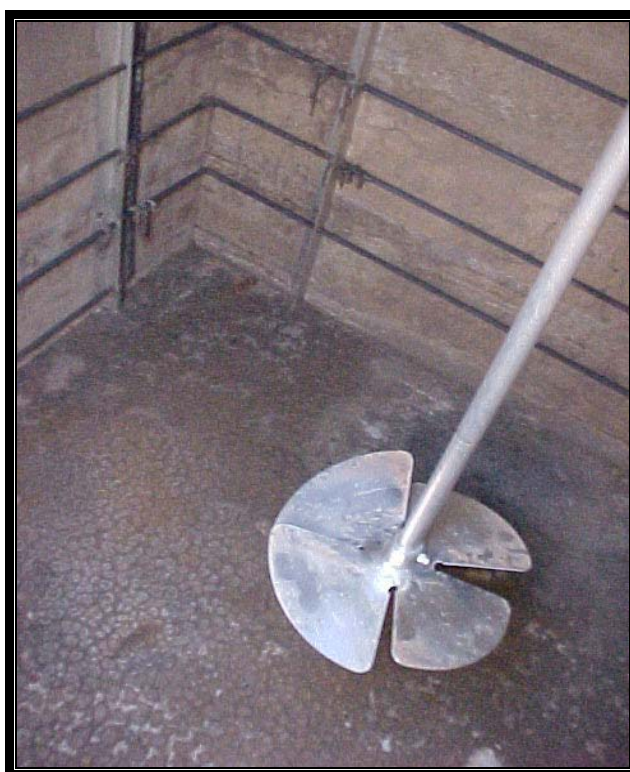
FIGURA 11 - TERMOHIDROLISADOR FEITO EM ESTRUTURA DE CONCRETO



FIGURA 12 - TUBULAÇÃO INTERNA DE COBRE PARA A PASSAGEM DE ÓLEO AQUECIDO



FIGURA 13 - MISTURADOR PARA A HOMOGENEIZAÇÃO DO LODO DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR





#### 4.2.2 Captação do biogás e aquecimento do óleo térmico

O biogás produzido pelo RALF foi canalizado em tubos de PVC, de 50 mm de diâmetro, para ser transportado do reator até o sistema de aquecimento, que foi constituído por dois aquecedores (aquecedor tipo doméstico a gás) ligados em série, possibilitando um maior aquecimento do óleo térmico, pois o mesmo sofreu um duplo efeito da temperatura, podendo, também, serem ligados separadamente ou em paralelo. A Figura 14 apresenta uma fotografia das caldeiras

Os aquecedores, mostrados na Figura 15, foram alimentados pelo biogás e tiveram a função de aquecer o óleo térmico. Cada aquecedor a gás tem capacidade para 200 litros, porém seu reservatório foi retirado e uma serpentina de cobre foi inserida no local, não existindo assim "reserva" de óleo quente, pois o mesmo era constantemente aquecido e recirculado no sistema, através de duas bombas elétricas de 3CV, apresentadas na Figura 16, as quais foram ligadas alternadamente durante o dia e a noite, evitando assim o super aquecimento das mesmas. O tubos de cobre para a passagem de óleo aquecido são de  $\frac{3}{4}$ " diâmetro.

FIGURA 14 - CALDEIRAS DE AQUECIMENTO DE ÓLEO TÉRMICO COM A UTILIZAÇÃO DE BIOGÁS



FIGURA 15 - QUEIMA DE BIOGÁS DENTRO DAS CALDEIRAS



FIGURA 16 - BOMBAS PARA CIRCULAÇÃO DE ÓLEO AQUECIDO PELO SISTEMA



#### 4.2.3 Aquecimento do lodo de esgoto

O óleo térmico, aquecido pelo biogás, circulava nas tubulações de cobre instaladas nas paredes do termohidrolisador (Figura 12) e aquecia o lodo de esgoto proveniente do RALF. O lodo foi misturado constantemente, através de um misturador (Figura 13) para a homogeneização da temperatura em todo o perfil.

#### 4.2.4 Sensores de temperatura

O equipamento informatizado para acompanhamento da temperatura na massa de lodo conta com sensores elétricos tipo “J” com faixa para leitura de –200 a 600°C desaterrados, pois o aterramento interferia nos sinais emitidos, devido à carga eletrostática do lodo. Para evitar esta interferência o termopar foi isolado internamente ao sensor, desaterrado à junta quente, assim, conferindo maior confiabilidade aos dados.

Os sensores de temperatura, mostrados na Figura 17, foram ligados em cabos de compensação tipo “J” norma ANSI, isolamento PVCxPVC bitola 2x18 AWG e então conectados à uma placa de computador chamada seletora.

FIGURA 17 - SENSORES DE TEMPERATURA TIPO TERMOPAR



As leituras foram gerenciadas 24 horas pelo software WinSMT32 2.20, que convertia os sinais elétricos recebidos pelos sensores em sinais digitais. A leitura dos sinais foi realizada automaticamente a cada 10 minutos.

#### 4.2.5 Medidores de gás

Os medidores são da marca LAO, modelo G-6, código GA2020, do tipo volumétrico por diafragma apto para a medição de consumo de gás natural, GLP, manufaturado e outros gases como o biogás.

O princípio de funcionamento dos medidores consiste em um sistema de canais comunicantes entres as câmaras que, quando se enchem, movimentam os diafragmas que coordenam a carga e descarga do sistema, acionando a válvula rotativa que movimenta o sistema de integração.

O mecanismo de transmissão é do tipo mecânica, o de redução é de engranagens redutoras de dentes retos combinados com engrenagem sem fim, sistema de roletes ciclométricos.

O volume é indicado na unidade  $m^3$  através de cilindros ciclométricos. A vazão máxima medida é de  $12,9 m^3/h$  e a mínima de  $0,06 m^3/h$ . Podemos visualizar o medidor através da Figura 18.

FIGURA 18 - MEDIDOR DE BIOGÁS



#### 4.2.6 Leitos de secagem em bancada para testar a drenabilidade do lodo termohidrolisado

Foram construídos 24 leitos de secagem em bancada utilizando-se tubos de fibra de vidro de 400 mm com o objetivo de testar a drenabilidade do lodo de esgoto termohidrolisado. Estes leitos foram construídos dentro de uma estrutura de madeira, vedada com de plástico de estufa, para evitar que as condições climáticas do local, principalmente precipitação, entrem em contato com o lodo disposto nos leitos prejudicando sua secagem. O esquemático dos leitos em bancada, e as fotos de sua estrutura final montadas estão apresentados nas Figuras 19, 20 e 21.

As partes inferiores dos tubos foram capeadas com fibra de vidro e furadas com brocas nº 8 ( $\pm 20$  furos), possibilitando assim a passagem do percolado. Foram colocadas camadas de 30 cm de brita 2 e, logo acima desta, outra de 30 cm de areia grossa para a filtragem do percolado do lodo em todos os 24 tubos.

Os tubos foram colocados em suportes de madeira com furos de 30 cm de diâmetro, para a passagem do percolado, coincidindo com o meio de cada tubo para garantir a estabilidade dos mesmos. Na parte inferior do suporte, localizado abaixo dos furos de 30 cm do suporte, foram colocadas bacias para a coleta do percolado, e posterior medição do volume coletado, como pode ser observado na Figura 22.



FIGURA 19 - LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA



FIGURA 20 – VISTA GERAL DOS LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA



FIGURA 21 – ESTRUTURA EXTERNA DOS LEITOS EM BANCADA, DE MADEIRA COM VEDAÇÃO DE PLÁSTICO DE ESTUFA E ETERNIT



FIGURA 22 – BACIAS COLETORAS DE PERCOLADO



#### 4.2.7 Retorno do lodo termohidrolisado aos Reator (RALF)

Para a descarga do lodo termohidrolisado no reator (RALF) foram instaladas tubulações de PVC de 100 mm de diâmetro saindo da parte inferior do termohidrolisador e entrando no ponto de distribuição de esgoto do RALF, como pode ser observado na Figura 23, com a finalidade de retornar o lodo termohidrolisado ao processo de digestão anaeróbia.

FIGURA 23 - TUBULAÇÃO PARA O RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO AO RALF



### 4.3 PROCEDIMENTOS REALIZADOS

#### 4.3.1 Descarga do lodo no termohidrolisador

O lodo proveniente do RALF foi descarregado pela parte superior do termohidrolisador, através de uma tubulação de PVC de 100 mm de diâmetro, como apresentado na Figura 24, através de uma bomba para a circulação do lodo localizada no poço de alimentação de lodo da ETE, apresentada na Figura 25.



O termohidrolisador foi completado com o lodo do RALF até seu limite superior para o alcance da mesma quantidade de lodo comumente descartado em leitos de secagem convencionais (15 m<sup>3</sup>).

FIGURA 24 - TUBULAÇÃO DE DESCARGA DO LODO DE ESGOTO DO RALF NO TERMOHIDROLISADOR



FIGURA 25 - POÇO DE ALIMENTAÇÃO DE LODO DE ESGOTO DA ETE GUARAITUBA



#### 4.3.2 Monitoramento dos dados, amostragens e metodologias

Foi realizada uma descarga de lodo digerido anaerobiamente no termohidrolisador no mês de julho. O período de avaliação foi de 30 dias.

Após a descarga (dia 0), além do teor inicial de sólidos do lodo, foram determinados periodicamente os seguintes parâmetros:

- Temperaturas externas e internas;
- Número e viabilidade de ovos de helmintos;
- Teor de umidade do lodo;
- Teor de Proteína;
- Análise da biodegradabilidade anaeróbia do lodo termohidrolisado;
- DQO total e solúvel e sólidos voláteis;
- DBO
- Série de sólidos suspensos;
- Secagem do lodo termohidrolisado em leitos de secagem;
- Microscopia ótica; e
- Monitoramento da eficiência do retorno do lodo termohidrolisado ao RALF.

##### 4.3.2.1 *Temperaturas*

As temperaturas externa e interna do termohidrolisador foram determinadas a cada 10 minutos a partir de 0 hora (hora da descarga no termohidrolisador), durante todo o experimento (720 horas de avaliação), com o auxílio do sensor de temperatura tipo Termopar.

#### 4.3.2.2 *Contagem e Viabilidade de Ovos de Helmintos*

As análises do lodo, em relação à ovos de helmintos, foram realizadas diariamente nos primeiros cinco dias e posteriormente no décimo dia do experimento. Estas análises tiveram por objetivo a caracterização dos níveis de contaminação do lodo discriminando o número e a viabilidade de ovos de helmintos. A metodologia foi realizada conforme descrito por YANKO e modificada por THOMAZ-SOCCOL (2000). Essas análises foram realizadas no laboratório da Laboratório de Patologia Básica da Universidade Federal do Paraná.

Além dos resultados obtidos na contagem e viabilidade de ovos de helmintos, pode-se calcular o tempo e a temperatura necessários para promover a redução de patógenos seguindo a seguinte fórmula apresentada pela USEPA 503 (EPA, 1993):

$$D = \frac{131.700.000}{10^{0.14 \cdot T}} \quad (\text{eq. 2})$$

Onde:

D = dias

T = temperatura em °C

Obs.: Para a utilização desta fórmula deve-se considerar que o tempo mínimo deve ser de pelo menos 20 minutos e que a temperatura mínima a ser utilizada deve ser de 50°C.

#### 4.3.2.3 *Teor de Umidade do Lodo*

Para determinação da umidade do lodo, as amostragens foram realizadas após 0, 24, 48, 72, 96, 120, 240, 360 e 720 horas do início do experimento, coletando-se seis sub amostras estratificadas dos pontos baixo, médio e alto do termohidrolisador, posteriormente fez-se duas amostras compostas. Utilizando metodologia proposta pelo STANDARD METHODS (1998) estas amostras foram condicionadas diretamente nos recipientes utilizados na secagem, previamente numeradas. As amostras foram homogeneizadas e colocadas cerca de 30 g dentro

dos cadinhos, também previamente numerados e pesados. Para o procedimento com a secagem em estufa o termostato foi regulado para 105°C, podendo-se obter o peso seco em 12 horas. A fórmula utilizada para o cálculo da umidade foi:

$$U(\%) = \frac{PU(g) - PS(g)}{PU(g)} \quad (\text{eq. 3})$$

Onde:

U = umidade

PU = peso úmido

PS = peso seco

As análises das amostras foram feitas no local do aparato experimental e com repetições realizadas pelo Instituto Agrônomo do Paraná - IAPAR e pelo Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA, da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC.

#### 4.3.2.4 *Teor de Proteínas*

As análises de teor de proteínas foram realizadas com amostras de 0, 72, 120, 240, 360 e 720 horas após o início do experimento. Todas as análises foram realizadas pelo laboratório do Instituto Agrônomo do Paraná – IAPAR segundo método de Kjeldahl, proposto pelo STANDARD METHODS (1998).

#### 4.3.2.5 *Análise da biodegradabilidade anaeróbia do lodo termohidrolisado*

Para as análises de digestão do lodo termohidrolisado, as amostragens realizadas foram de 0, 24, 32, 48, 56, 72, 80, 96, 120, 240, 360 e 720 horas após o início do experimento, totalizando 12 amostras. As amostras foram coletadas de forma estratificada dentro do termohidrolisador, com profundidades de 2,50, 1,20 e 0,50 metros, através de um coletor com capacidade de 1 litro.

A metodologia utilizada foi desenvolvida no Laboratório de Desenvolvimento de Processos Tecnológicos do Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos da Universidade Federal de Santa Catarina (LDPT/ENQ/UFSC), e está sendo descrita na literatura por WEISS et al. (2003). Para realização dos testes a concentração de sólidos voláteis da amostra foi ajustada para 20 gSV/l e posteriormente foram adicionados 8,0 gSV/l de inóculo. O inóculo utilizado foi o lodo proveniente do reator RALF da SANEPAR, tratando esgoto bruto, o mesmo utilizado no termohidrolisador.

As amostras foram preparadas em recipientes de vidro com 300 ml (recipiente 1) onde foi adicionado gás nitrogênio para garantir a ausência de oxigênio, que prejudicaria a reação anaeróbia desejada. Posteriormente os recipientes foram fechados e colocados em um agitador contínuo sob uma temperatura de 35°C para a obtenção de um ambiente mesófilo adequado para a produção de biogás. A estes recipientes (1) foram conectados tubos para a captação do biogás gerado pelas amostras, os quais foram conectados a um segundo recipiente vazio (recipiente 2) de onde saía outro tubo de conexão com um terceiro recipiente contendo NaOH (recipiente 3). A finalidade do recipiente 2 era reter o NaOH que porventura poderia retornar do recipiente 3. O recipiente 3 com NaOH, quando existia produção de biogás, soltava seu conteúdo em um quarto recipiente (recipiente 4) onde continha uma quantidade inicial de NaOH (5%) de 50 ml. O NaOH do recipiente 3 reagia com o CO<sub>2</sub> existente no biogás, produzido no recipiente 1, fazendo com que fosse realizada somente a leitura do gás metano. Finalmente foram realizadas leituras periódicas de produção de gás metano diminuindo o total coletado no recipiente 4 do valor inicial de 50 ml até chegar a uma produção praticamente nula, concluindo a curva de produção de biogás da amostra.

Foi realizado, também, um teste em branco, contendo apenas o inóculo. Os resultados finais foram obtidos através da média de duas réplicas, descontando-se o branco. Os testes foram realizados no LDPT/ENQ/UFSC. Pode-se visualizar melhor o procedimento através das Figuras 26 e 27.

FIGURA 26 – ESQUEMÁTICO DO TESTE DE BIODEGRADABILIDADE

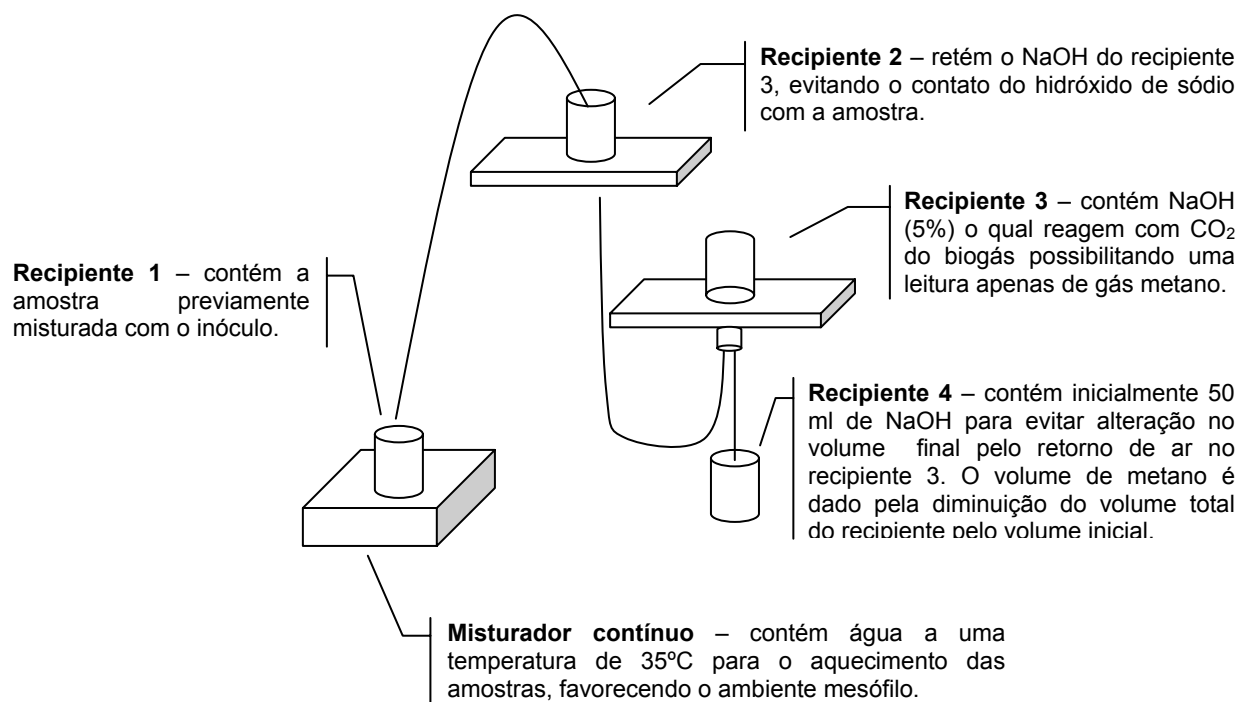
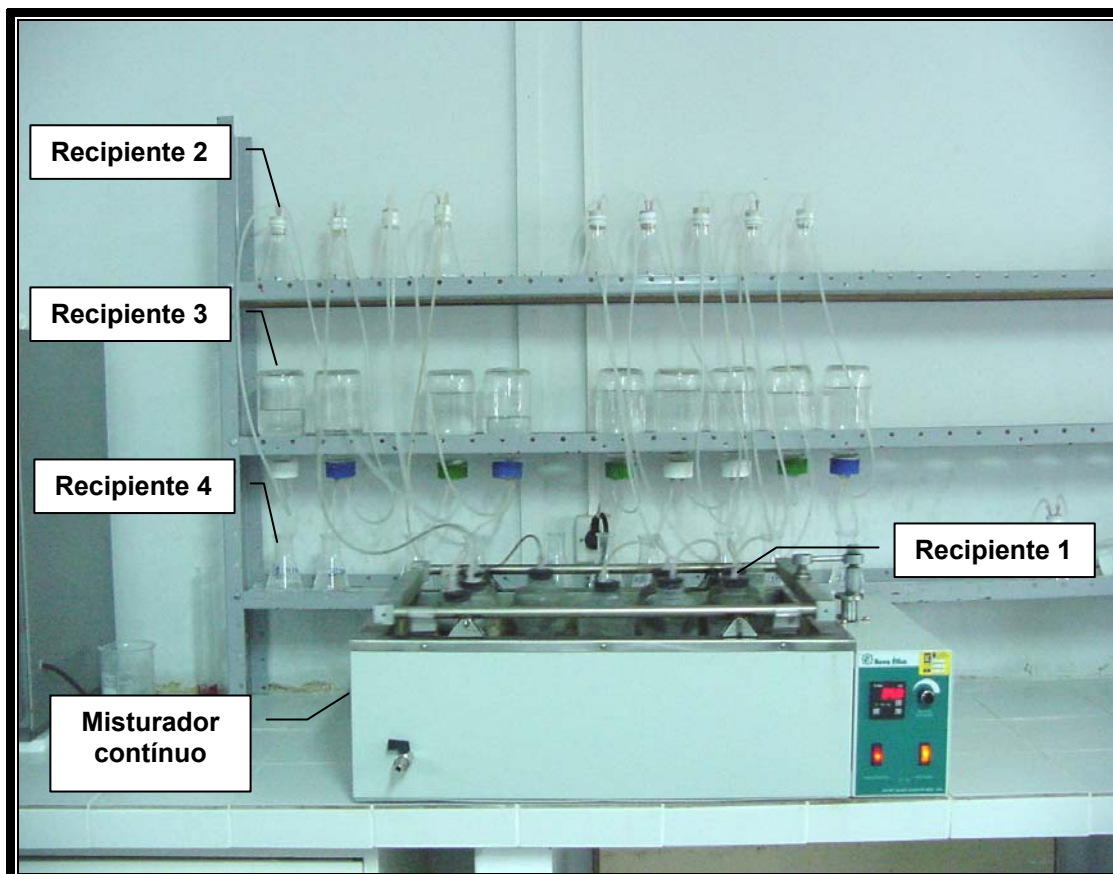


FIGURA 27 – FOTO DO TESTE DE BIODEGRADABILIDADE



#### 4.3.2.6 *DQO total e solúvel e Sólidos Voláteis*

As análises de DQO total e solúvel e sólidos voláteis, foram realizadas com amostras de 0, 24, 32, 48, 56, 72, 80, 96, 120, 240, 360 e 720 horas após o início do experimento. Estas análises foram realizadas pelo Laboratório Integrado do Meio Ambiente - LIMA do departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – ENS da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. A metodologia utilizada foi proposta pelo STANDARD METHODS (1998).

#### 4.3.2.7 *DBO e Série de Sólidos Suspensos*

As análises de DBO<sub>5</sub> e série de sólidos suspenso, foram realizadas com amostras de 0, 24, 32, 48, 56, 72, 80, 96, 120, 240, 360 e 720 horas após o início do experimento. Estas análises foram realizadas pelo Centro Nacional de Tecnologia em Saneamento e Meio Ambiente do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial – SENAI / CETSAM. A metodologia utilizada foi proposta pelo STANDARD METHODS (1998).

#### 4.3.2.8 *Secagem do lodo termohidrolisado em leitos de secagem*

Foi retirado 36 litros do lodo termohidrolisado após 0, 72, 120, 240, 360 e 720 horas do início do aquecimento dentro do termohidrolisador e descartado dentro dos leitos em bancada para serem avaliados quanto a sua drenabilidade. Para cada tratamento (0, 72, 120, 240, 360 e 720 horas) foram realizadas quatro repetições, totalizando 24 leitos em bancada.

A drenabilidade do lodo foi determinada durante todo o período de avaliação, medindo o volume percolado das bacias coletoras dos leitos, com auxílio de beckers volumétricos, aproximadamente a cada 3 dias após a descarga nos leito de secagem em bancada (0, 72, 120, 240, 360 e 720 horas) para todas as repetições.

Os dados obtidos foram somados dando o total do volume percolado até o período avaliado (30 dias) e comparados com o tratamento de 0 hora, que foi o tratamento de controle e corresponde ao lodo colocado no termohidrolisador no início do experimento e que não sofreu nenhum efeito da temperatura.

Também foram avaliados os teores de sólidos dos leitos em bancada de todos os tratamentos (0, 72, 120, 240, 360 e 720 horas), para determinar a perda de umidade do lodo termohidrolisado. Estas avaliações foram realizadas nos dias 0, 1, 4, 10, 20 e 30 após cada descarga nos leitos em bancada.

As coletas das amostras de lodo foram feitas, primeiramente, através de uma pá de jardinagem; após a verificação de um erro nos resultados das análises de teores de sólidos, foi providenciado um cano de PVC de 1" com 40 cm de comprimento, com um registro instalado em uma das extremidades, para proporcionar um vácuo e possibilitar a coleta de todo o perfil do lodo, desde a camada mais densa (inferior) até a menos densa (superior), obtendo-se assim um resultado de teor de sólidos mais próximo da realidade.

#### 4.3.2.9 *Microscopia ótica*

Foi coletado lodo do termohidrolisador após 0, 72, 120, 240, 360 e 720 horas do início do experimento para a realização da microscopia ótica. Para a avaliação das amostras de lodo de esgoto foi usada a seguinte metodologia:

1. Pesar 50 gramas de cada amostra em béquer;
2. Misturar com 200 ml de água destilada;
3. Homogeneizar com bastão de vidro;
4. Pesar as peneiras;
5. Filtrar em peneira com abertura de 300  $\mu\text{m}$ ;
6. Pesar o lodo úmido recém filtrado;
7. Deixar em estufa a 26°C;
8. Pesar após 1 hora e após completar 7 horas.



Foi obtido um aumento de 100 vezes, no microscópio ótico, para cada amostra. Essas análises foram realizadas no Laboratório de Patologia Básica da Universidade Federal do Paraná.

#### 4.3.2.10 Monitoramento da eficiência do retorno do lodo termohidrolisado ao RALF

Após trinta dias dentro do termohidrolisador, o lodo foi retornado ao RALF e foram avaliados os parâmetros, DBO, DQO, coliforme fecais, nitrogênio total, fósforo total, pH, temperatura e série de sólidos do efluente e do afluente do RALF, 1 hora (dia 0), 1, 2 e 3 dias após a descarga. Foi também, coletada amostra do afluente e efluente do RALF, 1 dia antes da descarga do lodo para servir como amostra de controle.

As análises foram realizadas pelo laboratório do Instituto de Saneamento Ambiental - ISAM da Universidade Pontifícia Católica do Paraná – PUC/PR. A metodologia utilizada seguiu o STANDARD METHODS (1998).

Após o retorno do lodo também foram calculadas as cargas orgânicas volumétrica (COV). Segundo CHERNICHARO et al. (1999a) a COV é a quantidade (massa) de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator por unidade de volume deste, e pode ser calculada a partir da seguinte fórmula:

$$COV = \frac{Q \cdot S}{V} \quad (\text{eq. 4})$$

Onde:

- CVO: carga orgânica volumétrica (kgDQO/m<sup>3</sup>.dia)
- Q: vazão (m<sup>3</sup>/dia)
- S: concentração do substrato afluente (kgDQO/m<sup>3</sup>)
- V: volume total do reator (m<sup>3</sup>)

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 DADOS CLIMÁTICOS

No processo de secagem natural do lodo de esgoto, com a utilização de leitos de secagem, os fatores climáticos apresentam grande influência nos processos de secagem e higienização do lodo.

A Tabela 11 mostra os valores das temperaturas máximas, médias e mínimas (médias) e a precipitação nos meses de julho e agosto de 2002 segundo dados fornecidos pelo Sistema Meteorológico do Paraná – SIMEPAR.

TABELA 11 – DADOS MÉDIOS DE TEMPERATURA E PRECIPITAÇÃO PARA OS MESES DE JULHO E AGOSTO DE 2002

MESES	PRECIPITAÇÃO (mm/mês)	TEMPERATURA MÉDIA		
		MÍNIMA	MÁXIMA	MÁXIMA
Julho	51,4	8,8°C	12,9°C	19,1°C
Agosto	89,8	11,4°C	16,3°C	22,9°C

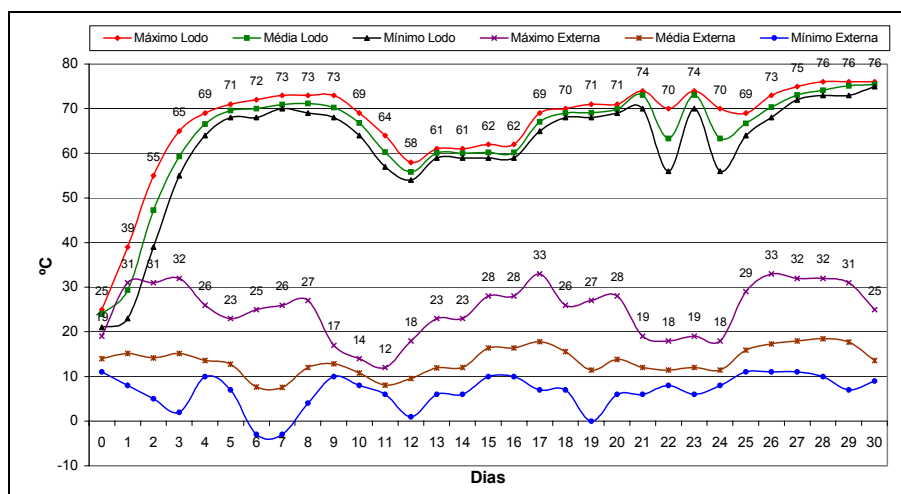
FONTE: SIMEPAR. **Dados meteorológicos dos meses de julho e agosto, 2002**

Observa-se na tabela acima que a temperatura média no mês de julho é de 12,9°C, e em agosto é de 16,3°C. Com estes valores de temperaturas e precipitações médias, a secagem e a higienização de lodo de esgoto é pouco eficiente e há apenas uma discreta diminuição de agentes patogênicos ocasionada por fatores ambientais.

#### 5.1.1 Temperaturas externas e internas do termohidrolisador

As temperaturas externas obtidas foram medidas ao ar livre no local do experimento (município de Colombo) e as temperaturas internas obtidas no experimento foram medidas dentro do termohidrolisador, no meio da massa de lodo sob aquecimento. As temperaturas externas e internas medidas estão indicadas na Figura 28. Todos os valores dos dados do gráfico estão no Anexo I.

FIGURA 28 – TEMPERATURAS MÁXIMAS, MÉDIAS E MÍNIMAS DIÁRIAS DO LODO DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR E EXTERNAMENTE, AO AR LIVRE.



Observa-se que as temperaturas máximas, médias e mínimas do lodo dentro de termohidrolisador sofreram um aumento durante os sete primeiros dias chegando a 73°C, e também se nota que a variação entre as temperaturas mínimas e máximas do lodo nos três primeiros dias foi de  $\pm 13^\circ\text{C}$ , porém essa diferença diminuiu para  $\pm 4^\circ\text{C}$  nos dias posteriores, demonstrando a estabilização da temperatura e do sistema no quarto dia do experimento. Este aumento constante de temperatura no início do experimento se dá pela transferência de calor por condução da tubulação de óleo térmico, aquecido pelo biogás, para a massa de lodo dentro do termohidrolisador, após a estabilização entre as duas temperaturas, ocorreu também uma estabilização da temperatura da massa de lodo.

A temperatura do lodo chegou ao máximo de 76°C no 28º dia do experimento. Durante todo o período de avaliação (30 dias ou 720 horas) o lodo ficou sob uma temperatura superior a 70°C em 39% do tempo, o que representa 283 horas acima de 70°C, e ficou em 82% do tempo sob uma temperatura superior a 60°C, representando 591 horas.

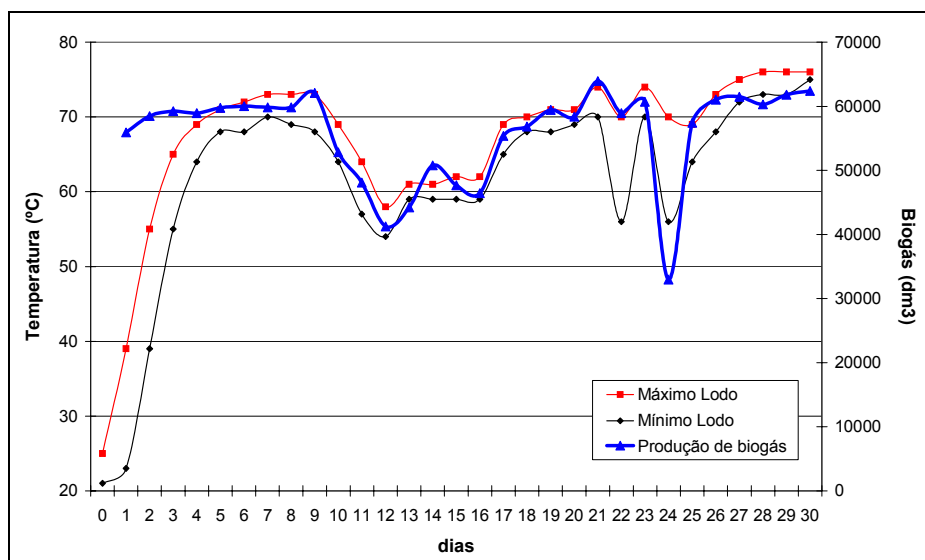
Nota-se que não existe grande influência da temperatura externa no aumento ou diminuição das temperaturas do lodo no termohidrolisador. Isto é demonstrado matematicamente pelo coeficiente de correlação linear ( $r$ ), obtido pelo programa excel, entre a temperatura média da massa de lodo e a temperatura média externa, onde foi encontrado um valor é de 0,006, para um total 30 amostragens. Segundo HOEL (1979), com esta amostragem e para se obter uma correlação

significativa com 10% de erro ( $\alpha = 0,05$ ), o coeficiente de correlação linear  $r$  deve ser no mínimo de 0,306.

Nos 22º e 24º dias do experimento houve um grande aumento na diferença entre as temperaturas mínimas e máximas da massa de lodo. Isto ocorreu devido a uma considerável diminuição da temperatura mínima obtida no dia.

No 22º dia, o sistema foi desligado para reparo e manutenção, o que explica a diminuição da temperatura mínima. No 24º dia ocorreu uma diminuição da produção de biogás no reator anaeróbio (RALF), ocasionando a diminuição da temperatura mínima (Figura 29).

FIGURA 29 – TEMPERATURAS MÁXIMAS E MÍNIMAS DA MASSA DE LODO DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR E PRODUÇÃO DE BIOGÁS DO RALF



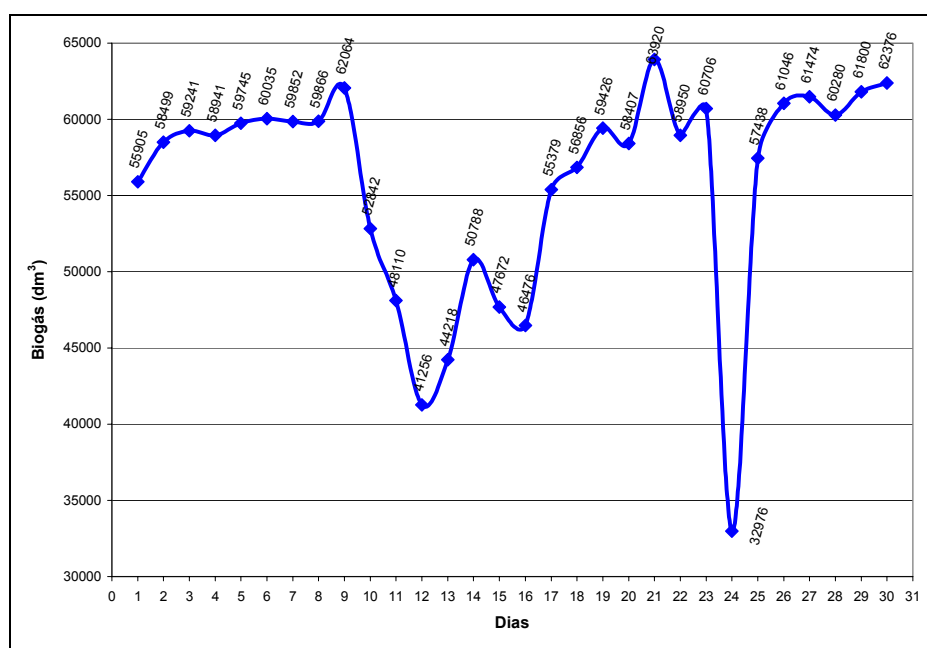
O coeficiente de correlação linear ( $r$ ) entre a temperatura média do lodo e a produção de biogás, após a estabilização (dia 4), com a mesma amostragem anterior (30 amostras), é de 0,821, o que demonstra a grande significância na correlação entre estes dois dados.

Constata-se então, que a temperatura alcançada pela massa de lodo dentro do termohidrolisador está diretamente relacionada com a produção de biogás do RALF.

## 5.2 CONSUMO DE BIOGÁS

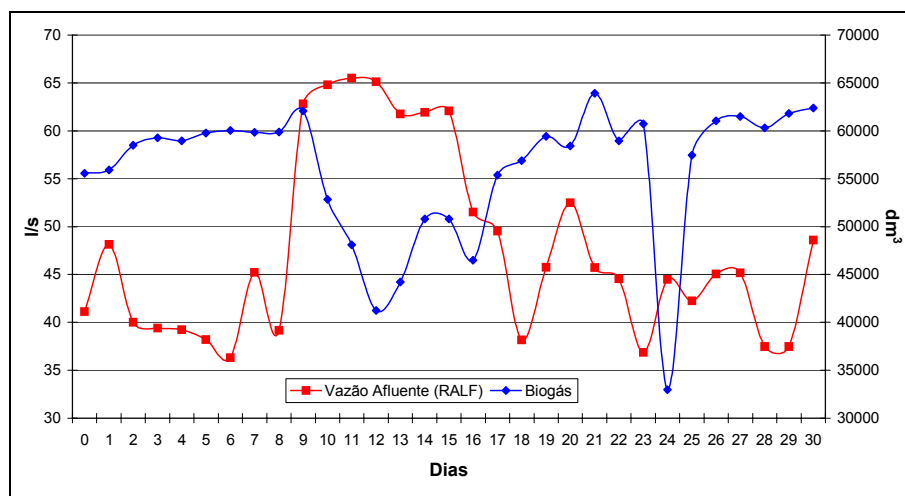
O biogás é produzido durante a digestão anaeróbia do esgoto, dentro do reator anaeróbio (RALF) e está diretamente relacionada à alimentação de esgoto bruto. Aproximadamente 22,5% do biogás produzido pelo RALF foi utilizado durante o experimento. O biogás utilizado foi medido diariamente durante o experimento, não seguiu uma linearidade, como pode ser observado na Figura 30.

FIGURA 30 – PRODUÇÃO DIÁRIA DE BIOGÁS DO RALF DURANTE OS DIAS DE REALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO



A grande variação na produção de biogás está relacionada com outros parâmetros operacionais da Estação de Tratamento de Esgotos, dentre eles a vazão do RALF, como pode ser observado na Figura 31.

FIGURA 31 – VAZÃO DO AFLUENTE (RALF) E PRODUÇÃO DE BIOGÁS DURANTE O PERÍODO DE REALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO

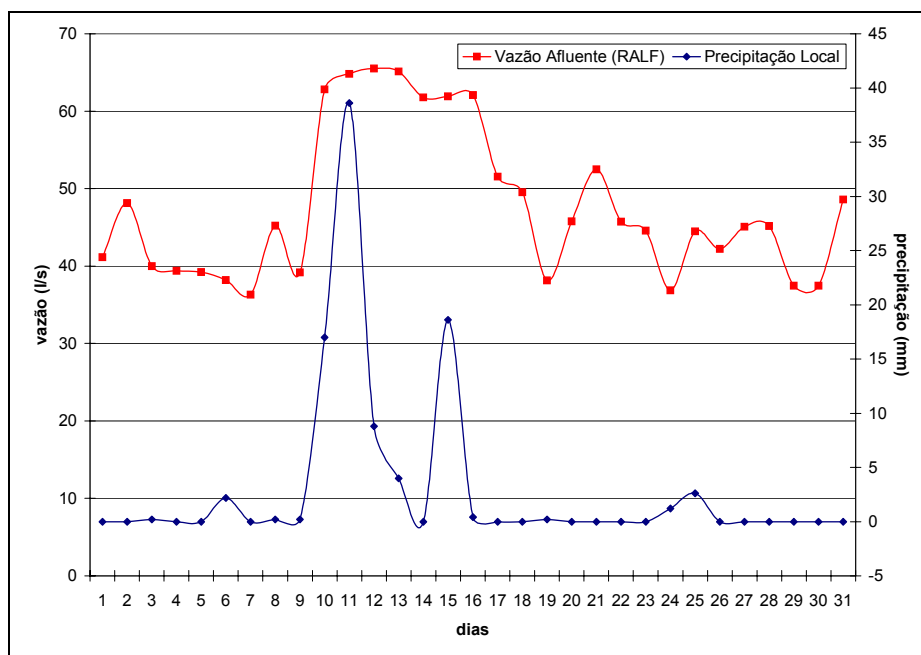


O coeficiente de correlação linear ( $r$ ) obtido entre a vazão do RALF e a produção de biogás para uma amostragem de 30 é de  $-0,49$ . Para a mesma amostragem e com alfa igual a  $0,05$ , o coeficiente de correlação deve ser no mínimo  $0,306$ , como citado anteriormente. Esse valor pode tanto ser positivo como negativo, o que importa é o seu valor numérico, a obtenção de um  $r$  negativo significa apenas que existe uma correlação inversa entre os dois valores, demonstrando que quanto maior a vazão do RALF, menor é a produção de biogás.

Este fato pode ser explicado pela diluição do afluente do RALF com a entrada da água de chuva no sistema, fazendo com que a mesma carga de DBO de entrada dos dias sem chuva sofra uma maior diluição nos dias chuvosos. A água de chuva também aumenta a vazão de entrada do RALF, ocorrendo uma diminuição do tempo de detenção do RALF e, conseqüentemente, uma menor conversão de matéria orgânica em biogás.

Esta variação na vazão e a conseqüente interferência na produção de biogás pode estar ocorrendo devido a possíveis ligações clandestinas na rede coletora de esgoto, onde em muitas vezes existe a ligação de rede coletoras de águas pluviais. Pode-se visualizar a relação entre precipitação local e vazão do RALF através da Figura 32.

FIGURA 32 – GRÁFICO COM A RELAÇÃO ENTRE A VAZÃO DO RALF E A PRECIPITAÇÃO LOCAL



O coeficiente de correlação linear ( $r$ ) entre a precipitação da região e a vazão do RALF para 30 amostragens é de 0,54, demonstrando que realmente existe uma correlação entre os dois parâmetros.

Nota-se pelo gráfico que ocorreu uma grande precipitação no 11º dia do experimento, acarretando em um aumento na vazão do RALF, que chegou a faixa de 65 l/s. Percebe-se também que, quando não houve precipitação a vazão do RALF caiu para uma faixa de 45 l/s. Os dados sobre a produção de biogás, vazão do RALF e precipitação local estão no Anexo II.

É possível fazer uma estimativa da produção de biogás através dos valores de DQO removida pelo RALF. Segundo FORESTI et al. (1999) a produção de metano, que chega a ser 75% da composição do biogás (PIRES, 2002), pode ser calculada em relação a carga de DQO removida do sistema de tratamento. Nas condições normais de temperatura e pressão, tem-se que 0,35 litro de  $\text{CH}_4$  corresponde a 1 grama de DQO removida.

No 1º dia do experimento ocorreu uma remoção de 166 mg/l de DQO e a vazão de entrada do RALF era de 41,13 l/s. Através desses dados, e considerando que o metano seja 75% da composição do biogás, pode-se estimar uma produção de 219.734,01 litros de biogás, porém a produção medida foi de 55.554 litros,

correspondendo a 20% do total de biogás calculado. Para o 15º dia do experimento a remoção de DQO foi de 54,8 mg/l e a vazão de entrada foi de 65,5 l/s, totalizando uma produção de biogás de 144.724,6 litros, contra os 48.100 litros medidos, o que representa 33% do total calculado. No 22º dia do experimento ocorreu uma remoção de 151 mg/l de DQO, e uma vazão de entrada de 44,57 l/s, o que representa uma produção de 271.356,41 litros de biogás e foi obtido através da medição um total de 58.950 litros de biogás, representando 22% do total calculado. Para o 29º dia do experimento foram removidos 264 mg/l de DQO e medido 37,47 l/s de vazão de entrada, que nos resulta em uma produção de 398.848,65 litros de biogás e foi obtido através do medidor de biogás 61.800 litros, representando 15% do total calculado. No Anexo III é possível visualizar melhor os valores obtidos para o cálculo da produção de biogás no RALF.

Pode-se perceber que o aproveitamento da produção total de biogás está muito baixo considerando os valores calculados, porém deve ser levado em conta que para esses cálculos não foram consideradas as perdas do sistema e a porção de biogás que fica dissolvida no efluente, contudo é necessário uma melhoria no sistema de captação de gás para um maior aproveitamento da produção total de biogás do RALF.

### 5.3 AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO DOS AGENTES PATOGÊNICOS DO LODO

Segundo FERREIRA (2001) quando os ovos de helmintos forem eliminados do lodo outros organismos patogênicos como bactérias, também estarão controlados, pois os ovos de helmintos apresentam elevada resistência, podendo sobreviver por até sete anos no solo (SANEPAR, 1998).

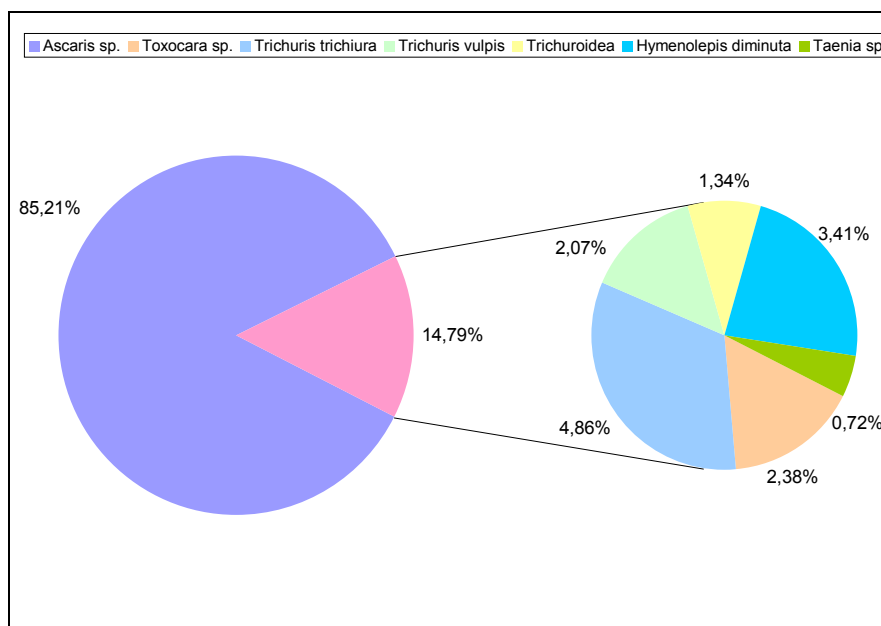
Considerando que a amostra de lodo de 0 hora representa o controle, é possível caracterizar que a concentração de ovos de helmintos presente nesta amostra se relaciona diretamente com a concentração de ovos de helmintos presentes em lodo anaeróbio estabilizado sem tratamento. Na Tabela 12 e na Figura 33 encontram-se as espécies e porcentagens de ovos de helmintos presentes na amostra de controle.



TABELA 12 – ESPÉCIES E PORCENTAGENS DE OVOS DE HELMINTOS PRESENTES NA AMOSTRA DE LODO DE ZERO HORA (AMOSTRA DE CONTROLE)

HELMINTOS	MÉDIA		Total de ovos/g MS	% do total de ovos viáveis /g MS	% do total de ovos inviáveis /g MS	% do total de ovos /g MS
	Ovos viáveis /g MS	Ovos inviáveis /g MS				
<i>Ascaris sp.</i>	5,0	3,24	8,24	89,8	79,0	85,2
<i>Toxocara sp.</i>	0,1	0,13	0,23	1,8	3,2	2,3
<i>Trichuris trichiura</i>	0,2	0,27	0,47	3,6	6,6	4,9
<i>Trichuris vulpis</i>	0	0,20	0,20	0	4,8	2,2
<i>Trichuroidea</i>	0	0,13	0,13	0	3,2	1,3
<i>Hymenolepis nana</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Hymenolepis diminuta</i>	0,2	0,13	0,33	3,6	3,2	3,4
<i>Taenia sp</i>	0,07	0	0,07	1,2	0	0,7
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>5,57</b>	<b>4,10</b>	<b>9,67</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

FIGURA 33 – ESPÉCIES E PORCENTAGEM EM RELAÇÃO AO TOTAL DE OVOS DE HELMINTOS ENCONTRADOS NA AMOSTRA DE CONTROLE (0 HORA)



Observa-se pela Tabela 12 e pela Figura 33 a grande predominância dos ovos de *Ascaris sp.* viáveis encontrados na amostra de 0 hora, totalizando cinco ovos viáveis por grama de matéria seca, os quais representam 90% de todos os ovos viáveis encontrados na amostra. A predominância de ovos de *Ascaris sp.* no

lodo de esgoto também foi observada em levantamento realizado por THOMAZ-SOCCOL et al. (1998) na região metropolitana de Curitiba e por CHERUBINI (2002) em estudo realizado na mesma Estação de Tratamento.

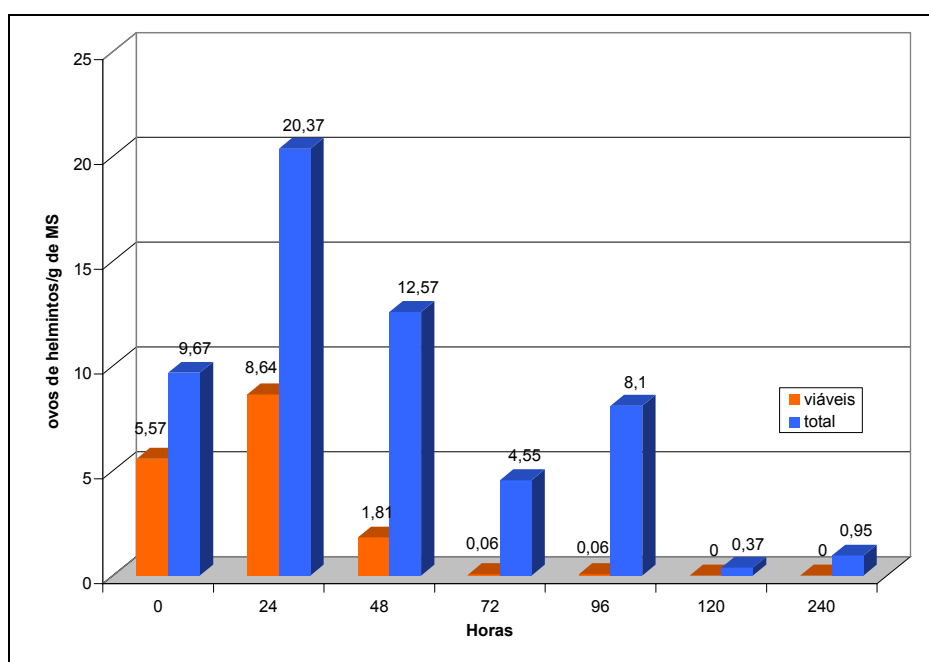
Considerando que a temperatura média na massa de lodo no dia 3 (72 horas) do experimento era de 59°C e, utilizando-se estes dados na equação 2 apresentada pela USEPA 503 (EPA, 1993), obtém-se que são necessários 0,72 dia, ou 17 horas e 22 minutos, a partir do terceiro dia do experimento (72 horas) para a redução dos patógenos. Como no experimento este período foi ultrapassado, conclui-se que segundo a USEPA 503 houve uma higienização do lodo termohidrolisado.

Além do cálculo realizado é possível analisar os resultados de contagem e viabilidade de ovos de helmintos realizados na Tabela 13 e na Figura 34, onde a coluna das horas representa a quantidade de horas em que o lodo permaneceu dentro do termohidrolisador sob efeito da temperatura, e a das temperaturas médias do lodo foi obtida pela média das temperaturas no dia da coleta.

TABELA 13 – CONTAGEM, VIABILIDADE E PORCENTAGEM DE REDUÇÃO DE OVOS DE HELMINTOS

HORAS	ovos viáveis /g MS	ovos inviáveis /g de MS	Total de ovos /g MS	Temperatura média do lodo (°C)	% de redução dos ovos viáveis em relação à 0 hora
0	5,57	4,10	9,67	24	-
24	8,64	11,73	20,37	29	-55%
48	1,81	10,76	12,57	47	67%
72	0,06	4,49	4,55	59	99%
96	0,06	8,04	8,10	67	99%
120	0,00	0,37	0,37	70	100%
240	0,00	0,95	0,95	67	100%

FIGURA 34 –OVOS DE HELMINTOS TOTAIS E VIÁVEIS DE POR GRAMA DE MATÉRIA SECA



Observa-se na Tabela 13 e na Figura 34 que os ovos de helmintos, tanto viáveis quanto totais, aumentaram de 0 hora para a de 24 horas do experimento, isto pode ser explicado pela dificuldade na coleta da primeira amostra (0 hora), devido ao grande teor de umidade do lodo bruto (95,12%), o que facilita a dispersão dos ovos, podendo estes ainda estar concentrados e aderidos às partículas sólidas, pois segundo REY (1991) os ovos tendem a ficar agrupados entre si e/ou aderidos a sólidos; além da dificuldade em se ter uma boa caracterização da amostra, considerando a grande quantidade de lodo disposto no termohidrolisador (15 m<sup>3</sup>). Pode-se também citar que nenhuma metodologia disponível garante 100% de recuperação dos ovos eventualmente presentes nas amostras processadas (FERREIRA, 2001; ZERBINI et al., 1999). Segundo CASTIÑEIRAS e MARTINS (2002) é necessário a adoção de pelo menos três metodologias diferentes para a análise parasitológica das fezes, com o objetivo de detectar ovos pesados, ovos leves e larvas, minimizando assim os erros de detecção.

Observa-se também que em 72 horas do experimento o número de ovos de helmintos viáveis por grama de matéria seca era de 0,06. Este valor é inferior ao permitido pela Instrução Normativa (IN) do IAP (FERNANDES, 1999) e pela EPA (1992) (0,25 ovo de helminto viável por grama de matéria seca).

Segundo estudo realizado por ANDREOLI et al. (2002), que utilizou estufa plástica em leito de secagem com tubulação de óleo térmico aquecido por biogás, na camada inferior do leito, para a otimização da secagem e da higienização, houve uma inviabilização dos ovos de helmintos nos limites da Instrução Normativa do IAP (FERNANDES, 1999) e da EPA (1992) em seis dias, onde a temperatura média do perfil do lodo disposto no leito no segundo dia do experimento chegou a 58,70°C. Comparando os resultados percebe-se que a temperatura tem grande influência na inviabilização dos ovos de helmintos. Isto também foi observado por PESSOA e MARTINS (1974) que encontraram um coeficiente de correlação linear de  $-0,53$  entre a viabilidade de ovos de helmintos e temperatura do lodo, significando que quanto maior a temperatura do lodo menor a viabilidade dos ovos de helmintos.

Segundo estudo realizado por CHERUBINI et al. (2000), que avaliava as características do lodo após secagem térmica em condições artificiais (estufa), expostos às temperaturas de 50, 60, 70 e 80°C em diferentes tempos de permanência do lodo dentro da estufa e onde o principal item avaliado foi a eficiência da redução de patógenos (contagem e viabilidade de ovos de helmintos), foi concluído que a temperatura e o tempo de exposição do lodo de esgoto estão diretamente relacionados com a redução do número de ovos de helmintos viáveis. O estudo mostrou também que o tempo necessário para a inviabilização dos ovos de helmintos para uma temperatura de 50°C se dá a partir de 48 horas e para 80°C aos cinco minutos já mostraram eficientes.

FERREIRA (2001) concluiu em seu estudo que o lodo de esgoto submetido a uma temperatura superior a 30°C durante 30 dias, obteve mais de 50% de eficiência na redução de ovos de helmintos inicialmente presentes e em temperaturas superiores a 35°C a eficiência foi superior a 75%. HAUG (1983) cita como uma das principais vantagens do tratamento térmico do lodo de esgoto a 170°C a sua completa higienização.

A Tabela 14 mostra as espécies de ovos de helmintos encontradas em cada amostra coletada e sua viabilidade. No Anexo IV encontram-se a espécie e a porcentagem de ovos de helmintos encontrados em relação ao total, de cada amostra coletada.

TABELA 14 – ESPÉCIES DE OVOS DE HELMINTOS VIÁVEIS E INVIÁVEIS EM CADA AMOSTRA COLETADA NO EXPERIMENTO

HELMINTO	0 hora		24 horas		48 horas		72 horas		96 horas		120 horas		240 horas	
	V.	Inv.	V.	Inv.	V.	Inv.	V.	Inv.	V.	Inv.	V.	Inv.	V.	Inv.
<i>Ascaris sp.</i>	5	3,24	8	10	1,67	9,5	0,02	3,61	0,06	7,2	0	0,04	0	0,08
<i>Toxocara sp.</i>	0,1	0,13	0,36	0,76	0,03	0,54	0	0,6	0	0,32	0	0,08	0	0
<i>Trichuris trichiura</i>	0,2	0,27	0,14	0,23	0	0,42	0	0,2	0	0,36	0	0,17	0	0,83
<i>Trichuris vulpis</i>	0	0,2	0,08	0,04	0	0	0	0,04	0	0,1	0	0	0	0,015
<i>Trichuroidea</i>	0	0,13	0	0,04	0	0,03	0	0,04	0	0	0	0,04	0	0
<i>H. nana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. diminuta</i>	0,2	0,13	0,06	0,66	0,11	0,27	0	0	0	0,06	0	0,04	0	0,03
<i>Taenia sp</i>	0,07	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0
<b>SUBTOTAL</b>	<b>5,57</b>	<b>4,1</b>	<b>8,64</b>	<b>11,73</b>	<b>1,81</b>	<b>10,76</b>	<b>0,06</b>	<b>4,49</b>	<b>0,06</b>	<b>8,04</b>	<b>0</b>	<b>0,37</b>	<b>0</b>	<b>0,95</b>
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>9,67</b>		<b>20,37</b>		<b>12,57</b>		<b>4,55</b>		<b>8,10</b>		<b>0,37</b>		<b>0,95</b>	

Obs.: v. = ovos viáveis/g MS; Inv. = ovos inviáveis/g MS

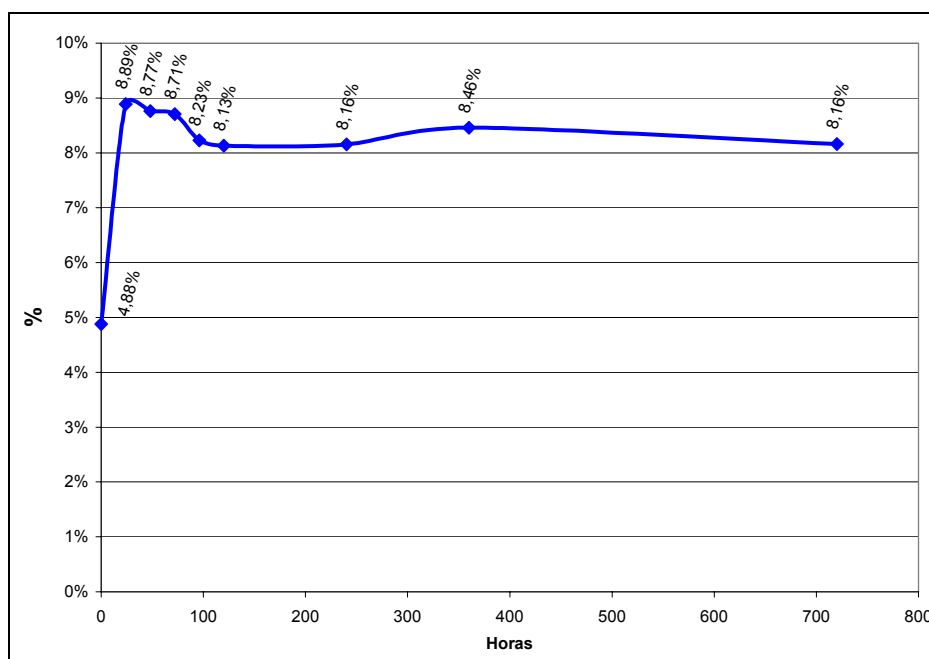
Observa-se que os ovos de *Ascaris sp.* são os mais resistentes, chegando aos limites da Instrução Normativa do IAP (FERNANDES, 1999) e da EPA (1992) em três dias porém, levou 120 horas para sua completa inviabilização, enquanto todos os demais tipos de ovos foram inviabilizados em 48 horas, exceto a *Taenia sp.* Que foi inviabilizada em 96 horas. Percebe-se também a grande porcentagem de ovos de *Ascaris sp.* em relação aos ovos totais de cada amostra, onde estes chegam a ser 90% dos ovos de helmintos encontrados em cada uma.

#### 5.4 TEOR DE UMIDADE DO LODO

Na Figura 35 têm-se os valores do teor de sólidos do lodo dentro do termohidrolisador durante o período de monitoramento. Observa-se que não houve uma grande mudança nos valores de teor de sólidos na massa de lodo do termohidrolisador durante todo o experimento. A conservação da umidade do lodo é explicada pelo fato do sistema ser fechado e estar em constante revolvimento. O objetivo da conservação da umidade do lodo é preservar sua característica fluida

para um melhor retorno do mesmo ao reator, facilitando assim o seu transporte até o local da descarga através de tubulação de PVC e com auxílio de uma bomba. Observa-se na Figura 35 os valores do teor de sólidos do lodo dentro do termohidrolisador durante o período de monitoramento.

FIGURA 35 – TEOR DE SÓLIDOS DO LODO DO TERMOHIDROLISADOR DURANTE O EXPERIMENTO



A diferença de 4% entre o teor de sólidos de 0 hora (hora da descarga) e as demais horas está na dificuldade em se coletar amostras representativas no ato da descarga, considerando que o lodo é formado por grânulos os quais podem estar mais concentrados em certas amostras. Este fato também foi observado por ANDREOLI et al. (2002) os quais encontraram uma grande variação no teor de sólidos da primeira coleta, realizada em leitos de secagem, no ato da descarga do lodo, chegando a encontrar valores inferiores a 1% de teor de sólidos. O que caracterizou a não validade desses dados no estudo de ANDREOLI et al. seria a comparação com o teor de sólidos das coletas realizadas nos dias posteriores, as quais obtiveram dados mais confiáveis pela homogeneização da torta de lodo após o período de percolação inicial, e a altura do lodo no leito em cada dia de coleta, caracterizando uma grande diferença na carga de lodo comparando-se os cálculos do dia 0 com os demais dias de coleta.

A dificuldade na coleta da primeira amostra se deve a enorme variação do lodo no ato da descarga. Após a descarga no termohidrolisador e sob mistura constante ocorreu uma homogeneização do lodo facilitando a melhor representatividade da amostra coletada.

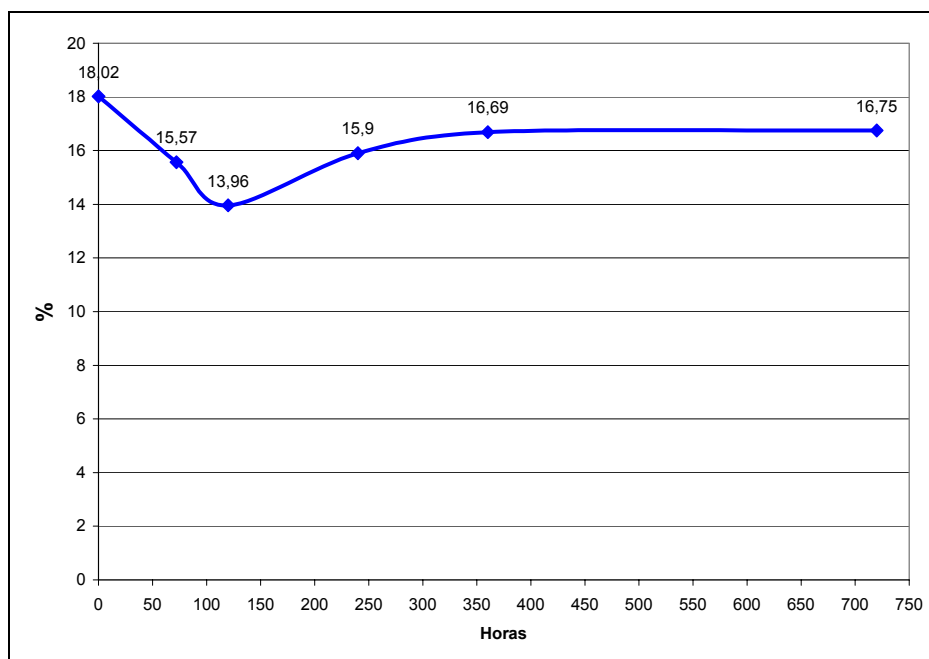
Observa-se este fato comparando-se os dados obtidos na amostra de 0 hora com as demais amostras; percebe-se que existe uma linearidade dos dados de teor de sólidos a partir da segunda amostra, permanecendo na faixa média de 8,20% de teor de sólidos. Com essa linearidade nota-se que realmente não ocorreu uma perda de água do lodo de esgoto no sistema durante o experimento e percebe-se também que a amostra de 0 hora teve realmente seu valor subestimado.

## 5.5 PROTEÍNAS

Uma grande parte das bactérias na massa de lodo é formada por proteínas (STUCKEY e McCARTY, 1984). As proteínas são protegidas contra a hidrólise enzimática pela parede celular. Segundo MÜLLER (1999) o tratamento térmico em altas temperaturas destrói as paredes celulares e deixa as proteínas mais acessíveis para a degradação biológica.

Na Figura 36 é possível verificar a porcentagem da concentração de proteína no lodo de esgoto pelo seu tempo de permanência dentro do termohidrolisador.

FIGURA 36 – PORCENTAGEM DE PROTEÍNA BRUTA PELO TEMPO DE PERMANENCIA DO LODO DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR



Observa-se para o estudo realizado que houve uma diminuição de 13,6% na concentração da proteína de 0 hora para a de 72 horas; entre 72 horas e 120 horas a diminuição foi de 10,3%; depois ocorreu um aumento de 13,9% entre as amostras de 120 horas e de 240 horas. Estas diferenças também foram observadas por HIRAOKA et al. (1984), em estudo sobre hidrólise de lodo de esgoto em baixas temperaturas (60-80°C) os quais notaram uma diminuição de 17% na concentração de proteínas no lodo pré-tratado termicamente.

LI e NOIKE (1992) em estudo sobre tratamento térmico de lodo de esgoto também observaram uma pequena variação na taxa de proteínas, sendo que para tratamento térmico a 120°C durante 30 minutos foi observado um aumento de 0,80% na taxa de proteínas, enquanto que tanto para o tratamento em temperatura de 150°C quanto para temperatura de 170°C durante 30 minutos ocorreu uma diminuição de 5,3% na taxa de proteínas, e para o tratamento em temperatura de 175°C durante 30 minutos a diminuição na taxa foi de 6,1%.

WANG et al. (1997) em estudo realizado sobre tratamento térmico do lodo de esgoto em temperaturas entre 60-100°C, observaram que 35,3% das proteínas são eluídas nos primeiros 30 minutos de tratamento. Tempos de tratamento



superiores a 30 minutos não demonstraram uma maior eluição das proteínas em relação ao tratamento por 30 minutos.

A diminuição da porcentagem de proteína bruta da amostra de 0 hora para a de 120 horas pode ser devido à sua degradação, ou hidrólise; o posterior aumento da concentração da amostra de 120 horas para a de 360 horas pode ser devido a rupturas das células, ocorrendo, então, a liberação do conteúdo celular ocasionando o aumento observado; após a amostra de 360 horas observa-se a estabilização do sistema. Segundo MÜLLER (1999) o pré-tratamento térmico do lodo de esgoto destrói as paredes celulares e fazem com que as proteínas fiquem mais acessíveis para a degradação biológica.

Pode, também, ter ocorrido a hidrólise das proteínas com grandes unidades estruturais, transformando-as em unidades estruturais menores, como o aminoácido. Isto foi verificado em estudo de pré-tratamento térmico de lodo a temperatura de 150°C realizado por STUCKEY e McCARTY (1984). Porém, se esta mudança ocorreu, não se pode detectar através dessa metodologia de determinação de proteína, pois ele nos dá apenas a porcentagem do total de proteínas e não discrimina quais são os tipos de proteínas presentes nas amostras.

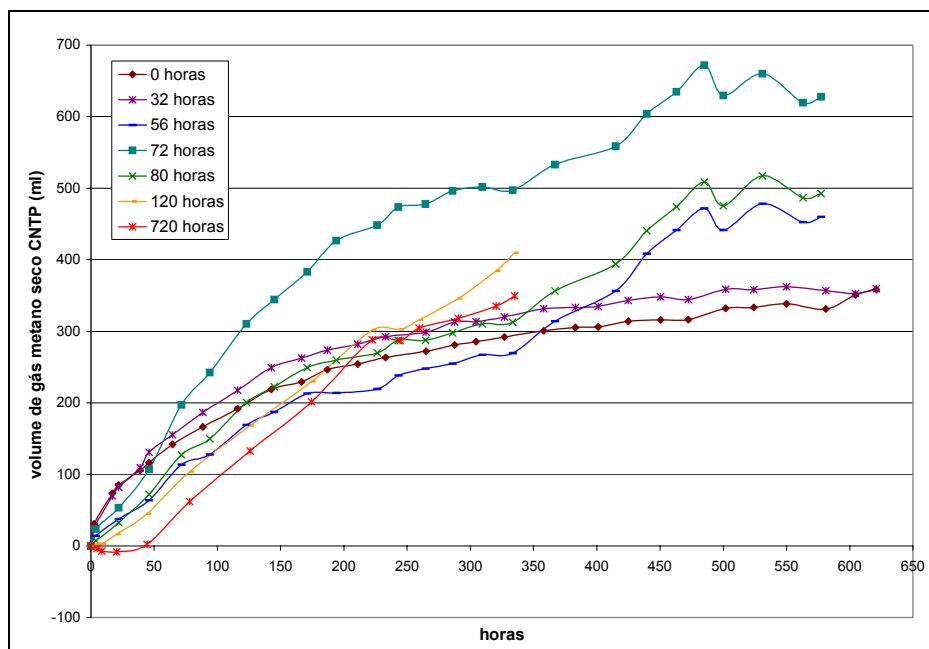
Alguns erros nos resultados podem ter ocorrido também, pelo fato da metodologia aplicada ter determinado a porcentagem de proteína por meio indireto, através da concentração de nitrogênio da amostra, pois os estudos realizados onde demonstram que a concentração de nitrogênio é cerca de 16% da concentração de proteína foram realizados em amostras de alimento, não houve nenhum estudo que efetuasse essa relação em lodo de esgoto.

## 5.6 BIODEGRADABILIDADE DO LODO TERMOHIDROLISADO

Para o estudo realizado foi efetuada a biodegradabilidade anaeróbia do lodo de controle e dos lodos tratados termicamente em laboratório, para se obter o potencial de produção de metano das amostras de lodo.

Pode-se visualizar as curvas de produção média de metano de duas repetições de cada amostra na Figura 37.

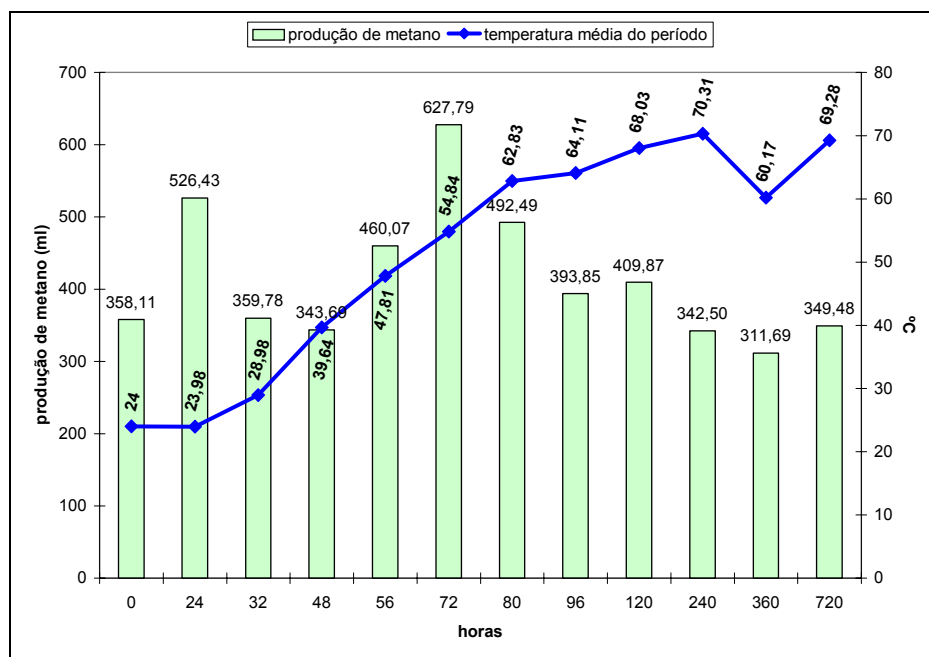
FIGURA 37 – PRODUÇÃO DE GÁS METANO DO LODO BRUTO E TERMOHIDROLISADO



Pela Figura 37 é possível perceber que houve uma melhoria nas curvas de produção de metano no início do experimento, chegando a sua melhor curva de produção em 72 horas, isso corresponde à amostra de lodo que permaneceu durante 72 horas sob aquecimento dentro do termohidrolisador; após isso houve um decréscimo das curvas tendendo a estabilização em 120 horas, pois observa-se uma grande proximidade entre as curvas de 120 horas e as subseqüentes até 720 horas. A mesma tendência foi observada na Figura 36 para a concentração de proteínas. Os dados de todas as curvas sobre a produção de metano estão no Anexo V.

A Figura 38 mostra o total de metano produzido e a temperatura média da massa de lodo entre as amostras.

FIGURA 38 – PRODUÇÃO TOTAL DE GÁS METANO E TEMPERATURA MÉDIA DO LODO DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR ENTRE AS AMOSTRAS



Pode-se observar pela Figura 38 que a amostra de 72 horas foi a que obteve a maior produção de biogás. Esta amostra permaneceu dentro do termohidrolisador, sob efeito de uma temperatura média de 54,84°C, nas últimas 16 horas do seu tratamento (média das temperaturas entre 56 e 72 horas de tratamento). A produção de metano da amostra de 72 horas foi 75,4% superior a produção da amostra de 0 hora, demonstrando o aumento da produção após o tratamento térmico.

Esta porcentagem de aumento foi superior a encontrada no estudo realizado por HAUG et al. (1978) sobre tratamento térmico de lodo de esgoto a 175°C, onde após a digestão do lodo tratado ocorreu um aumento de 30% na produção de metano quando comparado com o lodo digerido não tratado. HIRAOKA et al. (1984) também concluíram em estudo realizado sobre tratamento térmico de lodo de esgoto, porém em baixas temperaturas (60-80°C), que ocorreu um aumento de 30% na produção de metano do lodo tratado termicamente em relação ao controle.

WANG et al. (1997) compararam a produção de metano entre amostras de lodo tratado termicamente em diferentes temperaturas (60, 100 e 120°C) e observaram que o total de metano gerado no lodo tratado termicamente em alta temperatura (120°C) foi pouco superior aos demais tratamentos (60 e 100°C). Concluíram então que o tratamento térmico de lodo em baixas temperaturas é

considerado absolutamente usual e supre as necessidades na digestão do lodo pré-tratado. Observaram também um crescimento de 30-52% na geração de metano para o lodo tratado termicamente e que o tratamento térmico não precisa ser rigorosamente realizado em temperaturas constantes, mas deve ser mantida em temperaturas na faixa de 60-100°C.

Segundo LI e NOIKE (1992) o tratamento térmico do lodo em temperaturas entre 60 e 80°C aumenta a produção de gás metano, mas o aumento dessa produção é bem maior em tratamentos térmicos em temperaturas superiores a 100°C. Porém, pelos resultados obtidos neste estudo, a produção de metano foi consideravelmente superior aos obtidos em todos os demais estudos citados acima.

O aumento da produção de metano na amostra de 72 horas pode ser devido à influência apenas da temperatura ou do tempo em que o lodo permaneceu sob o efeito da mesma. Não se pode concluir neste estudo qual dos fatores foi o responsável pelo aumento da produção de metano.

A posterior diminuição na produção de metano pode ter sido causada pela formação de substâncias inibidoras ou de compostos refratários, o que também foi observado no estudo realizado por HAUG et al. (1978), os quais notaram um crescimento constante na produção de metano até chegar à sua máxima produção para o lodo tratado em temperatura de 175°C; depois ocorreu um decréscimo na produção de metano para os lodos tratados em temperaturas superiores.

Segundo HIRAOKA et al. (1985), o aumento da produção de metano nos lodos tratados termicamente é devido à solubilização da matéria orgânica complexa do lodo em substratos biodegradáveis.

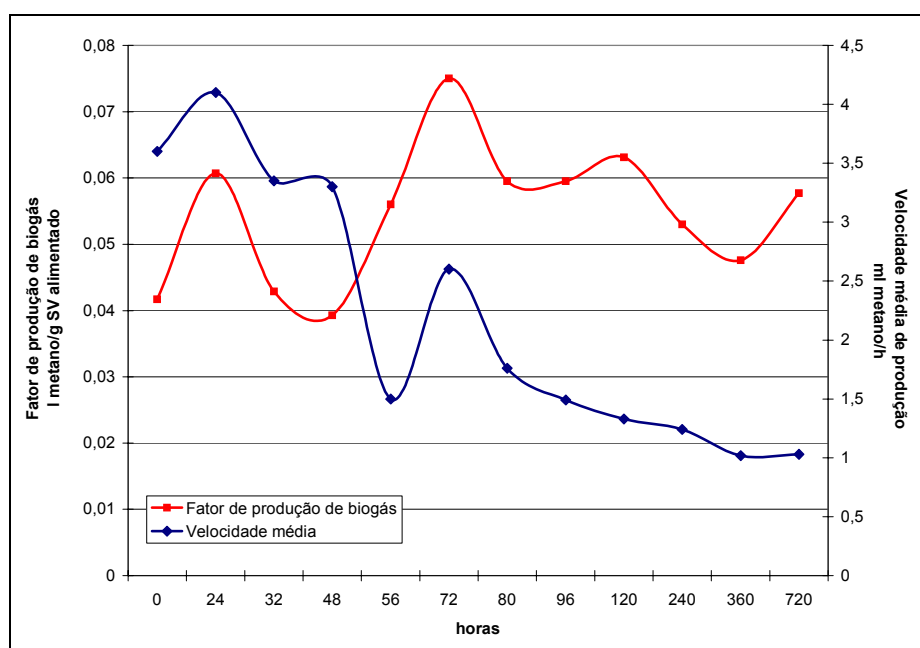
Além dos dados de produção de metano também foram obtidos, através do teste de biodegradabilidade do lodo, a velocidade média de produção de gás e o fator de produção de metano. O parâmetro de redução da matéria orgânica, que seria calculado em relação à porcentagem de redução de sólidos voláteis das amostras após a digestão, não foi possível de ser realizado, pois as amostras de lodo foram perdidas.

A velocidade média de produção de metano foi calculada considerando os primeiros 25% de produção de metano pelo tempo necessário para essa produção.

O fator de produção de metano foi calculado considerando o volume de metano total produzido por unidade de matéria orgânica alimentada na forma de sólidos voláteis, no caso este valor é constante para todas as amostras padronizadas para 20 g SV/l.

A Figura 39 mostra as curvas de velocidade média e fator de produção de metano.

FIGURA 39 – VELOCIDADE MÉDIA (25% DA PRODUÇÃO) E FATOR DE PRODUÇÃO DE METANO



O coeficiente de correlação linear ( $r$ ) encontrado entre a velocidade de produção de metano e a produção de metano é de 0,25, para essa mesma amostragem (12 amostras) e com um alfa igual a 0,05, o  $r$  dever ser no mínimo 0,497 para que exista uma correlação entre os dois parâmetros.

A velocidade de produção de metano está associada com a disponibilidade e com o tipo de substrato presente. Os materiais de mais facilmente biodegradáveis foram convertidos rapidamente nas primeiras horas, sendo consumidos pelas bactérias, demonstrando os maiores valores para este parâmetro nas primeiras horas, após isso ocorreu uma diminuição da velocidade de produção pois os compostos foram sendo degradados ao longo do tempo, tornando, finalmente, a biomassa quase inerte ao final do teste. O fator de produção de metano depende da quantidade total a ser degradada, independentemente de ser de fácil ou de difícil

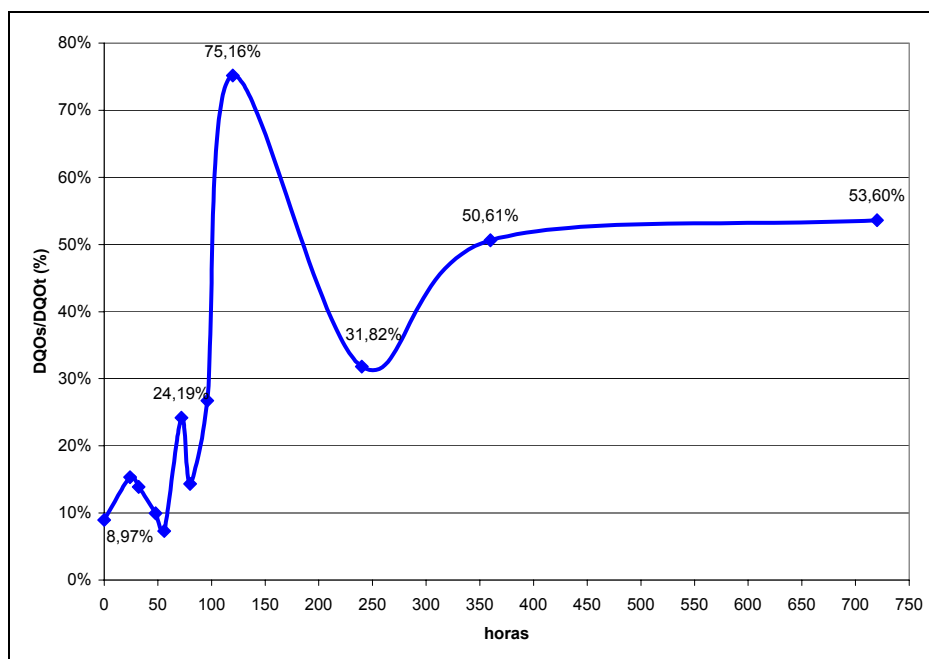
degradação. Devido a essas considerações é possível concluir que realmente não existe uma correlação entre os dois parâmetros.

O fator de produção de metano foi obtido através da relação entre a produção de metano e a matéria orgânica alimentada; como esta foi padronizada para todas as amostras, tem-se que a interpretação dos dados sobre o fator de produção de metano está totalmente vinculada à interpretação dos dados de produção total de gás metano, podendo então, serem feitas as mesmas considerações para os dois parâmetros.

## 5.7 DQO TOTAL E SOLÚVEL

Na Figura 40 é possível visualizar a curva da taxa de solubilização da DQO do lodo, desde 0 hora até 720 horas dentro do termohidrolisador, sob efeito de uma temperatura média total de 64,58°C, durante todo o período de monitoramento. No Anexo VI encontram-se todos os valores da DQO total e solúvel.

FIGURA 40 –RELAÇÃO DQO SOLÚVEL E DQO TOTAL PELO TEMPO DE PERMANÊNCIA DENTRO DO TERMÓHIDROLISADOR.



Percebe-se um crescimento da taxa de solubilização de DQO das amostras chegando na amostra de 120 horas com a taxa de solubilização de 75,16%, o que

representa um aumento de 837% quando comparado à amostra de 0 hora. Observando-se toda a curva, se percebe que a taxa de solubilização teve uma tendência ao crescimento durante todo o experimento.

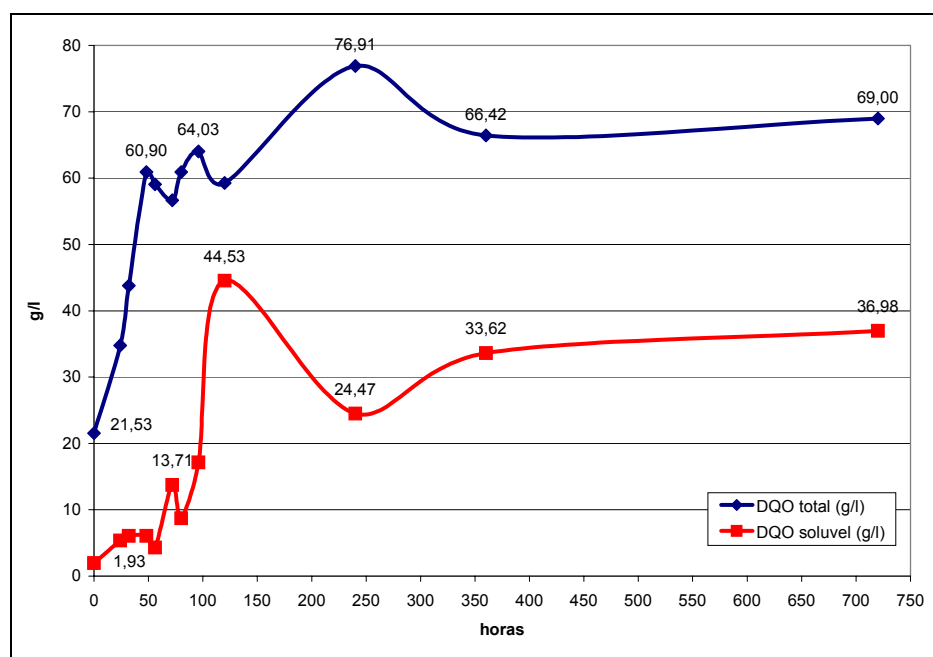
Este aumento da taxa de solubilização representa uma conversão, após o tratamento térmico, de compostos não solúveis em compostos solúveis de maior acessibilidade aos microrganismos na digestão anaeróbia.

LI e NOIKE (1992) observaram em seu estudo um crescimento de 7,9% para 43,7% totalizando um acréscimo de 553% na taxa de solubilização de DQO para lodo tratado termicamente a 120°C durante 30 min; para a temperatura de 150°C durante 30 minutos a taxa de solubilização encontrada foi de 41,0%, ocasionando um aumento de 519% em relação ao controle; para a temperatura de 170°C durante 60 minutos a taxa encontrada foi de 49,7% aumentando a taxa inicial em 629%; e finalmente, para a temperatura de 175°C durante 60 minutos a taxa encontrada foi de 55,2%, aumentando em 699% em relação ao controle.

DOHÁNYOS et al. (1999) concluíram em seu estudo sobre tratamento térmico de lodo de esgoto que a taxa de solubilização da DQO cresce conjuntamente com o aumento da temperatura, onde encontraram para a temperatura de 130°C uma taxa de 23%, o que representa um crescimento de 460% quando comparado ao controle, que teve sua taxa de solubilização de 5%; em temperatura de 150°C a taxa de solubilização chegou a 28%, representando um aumento de 560% em relação ao controle; e para temperatura de 170°C a taxa encontrada foi de 41%, aumentando em 820% a taxa de solubilização em relação ao controle.

Pode-se perceber que, para os dados obtidos, a amostra de lodo que permaneceu durante 120 horas dentro do termohidrolisador sob efeito da temperatura, foi a que resultou em uma maior taxa de solubilização da DQO alcançando níveis de solubilização maiores do que os citados pela literatura. A Figura 41 abaixo mostra os dados da DQO total e solúvel ao decorrer do tempo de permanência dentro do termohidrolisador sob efeito de temperatura.

FIGURA 41 – EVOLUÇÃO DA DQO TOTAL E DQO SOLÚVEL DO LODO SOB TRATAMENTO TÉRMICO NO TERMOHIDROLISADOR.



Pela Figura 41 é possível notar que realmente ocorreu uma maior conversão de compostos totais em solúveis, principalmente a partir da amostra de 72 horas. Nota-se um crescimento tanto da curva de DQO total quanto da curva de DQO solúvel durante todo o período de monitoramento, porém observa-se que a diferença entre a DQO total e a solúvel diminuiu a partir da amostra de 72 horas, essa diferença chega ao seu mínimo em 120 horas, demonstrando uma maior conversão de compostos totais em solúveis para esta amostra, o mesmo observado na curva sobre a taxa de solubilização.

Segundo estudo realizado por FISHER e SWANWICK (1971) sobre tratamento de esgoto em altas temperaturas (170-230°C) a DQO do lodo tratado termicamente a 170°C diminuiu, ficando com o valor igual a 99% do valor do lodo de controle; em temperatura de 200°C a DQO do lodo ficou igual a 78% do valor de controle; e a 230°C o valor encontrado de DQO foi de 78% em relação ao lodo de controle. Provavelmente a diferença entre estes resultados e o do trabalho realizado pode ter ocorrido devido a temperatura alcançada no presente estudo ser inferior às temperaturas utilizadas no estudo citado.



## 5.8 DBO

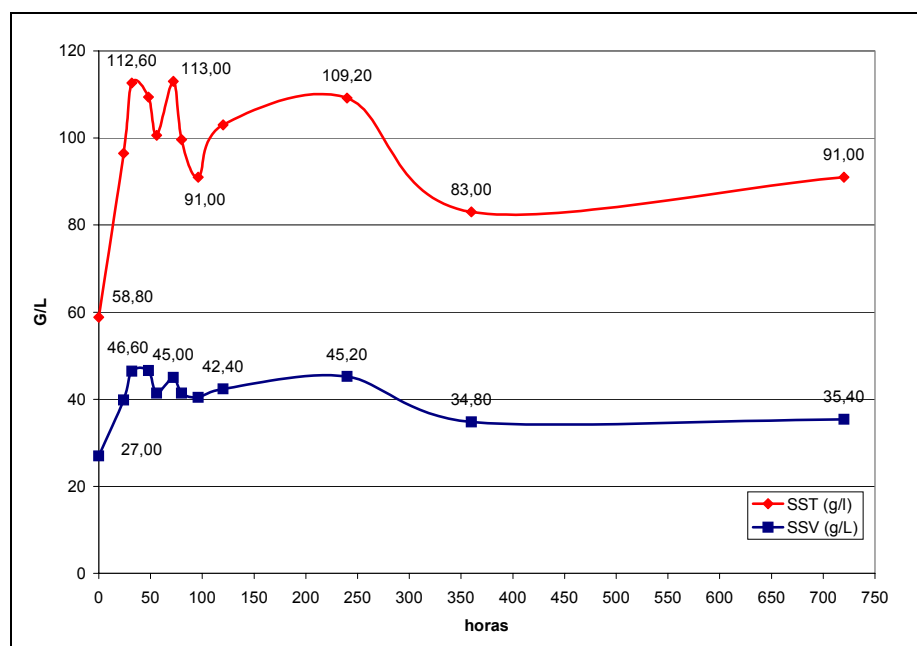
A DBO está diretamente ligada a quantidade de matéria orgânica presente no material analisado, e está associada à fração biodegradável dos compostos orgânicos carbonáceos.

Devido ao grande período de armazenamento das amostras (90 dias), mesmo sob condições de temperatura adequadas (4°C), as análises de DBO não foram possíveis de serem realizadas.

## 5.9 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E VOLÁTEIS

Na Figura 42 é possível visualizar os valores de sólidos suspensos totais e voláteis para as amostras de lodo, pelo seu tempo de permanência dentro do termohidrolisador, sob efeito da temperatura. No Anexo VI encontram-se todos os dados de sólidos suspensos totais e voláteis.

FIGURA 42 – GRÁFICO COM OS VALORES DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS PELO TEMPO DE PERMANÊNCIA DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR



Os sólidos em suspensão representam os sólidos não filtráveis que são as maiores partículas constituintes do lodo. A unidade de massa das células

microbianas pode ser expressa em termos de sólidos em suspensão, porém nem toda massa de sólidos é convertida em substrato orgânico, pois existe uma fração inorgânica e que não desempenha funções no tratamento biológico. Os sólidos suspensos voláteis representam a fração de sólidos suspensos que pode ser considerada como a fração orgânica da biomassa (SPERLING, 1996b).

Percebe-se pela Figura 42 que ocorreu um aumento em relação ao controle tanto dos sólidos suspensos totais (SST), quanto dos sólidos suspensos voláteis (SSV). Para os SST o maior aumento foi de 92% para a amostra de 72 horas e para o SSV o aumento maior foi de 71% para a amostra de 48 horas.

O aumento de SS no estudo contradiz os resultados obtidos por FISHER e SWANWICK (1971) em estudo realizado sobre tratamento de esgoto em altas temperaturas (170-230°C), os quais obtiveram uma diminuição de 27% de SS, em relação à amostra de controle para o lodo tratado termicamente.

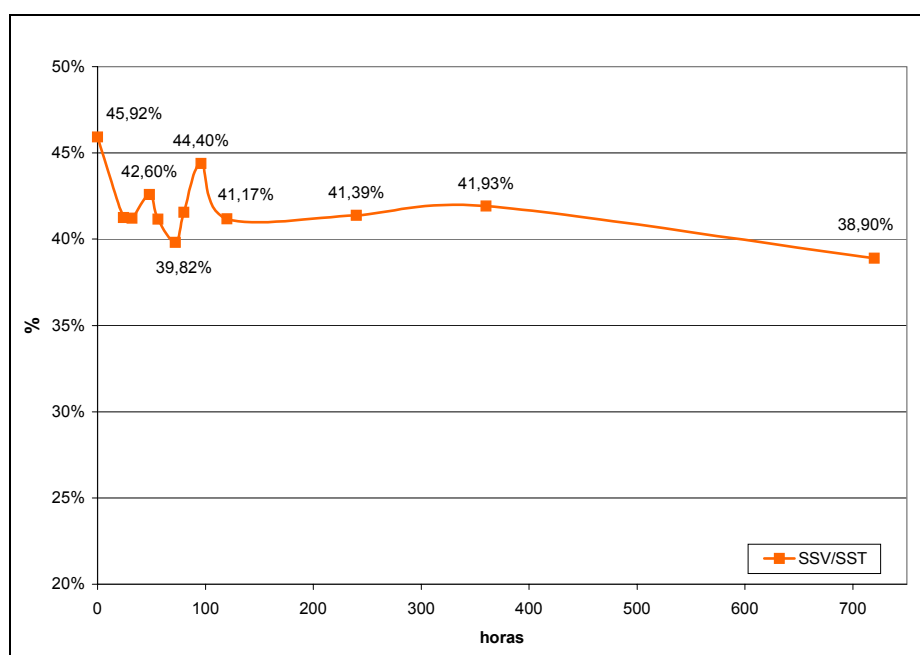
O aumento de SSV também contradiz os resultados do estudo realizado por LI e NOIKE (1992) sobre tratamento térmico do lodo em diversas temperaturas (120, 150, 170 e 175°C) durante 30 minutos, onde foi observada uma diminuição da concentração de SSV em todos os tratamentos, chegando a valores 50% menores do que os obtidos na amostra de controle. LI e NOIKE (1992) também observaram em seu estudo que os SSV do lodo tratado a 170°C é mais facilmente hidrolisado na digestão anaeróbia do que o SSV do lodo sem tratamento.

Para os estudos citados as temperaturas de tratamento foram superiores à alcançada no presente estudo. Essa diferença de temperatura pode estar ocasionando a contradição dos resultados.

CAMPOS e PIRES (2001) em estudo sobre a hidrólise do lodo com a utilização de ultra-som, encontraram um aumento de 100% na concentração de SSV após o tratamento. Apesar do estudo não ter utilizado o mesmo método para aumentar a hidrólise do lodo, o objetivo é o mesmo e demonstra que pode ocorrer um aumento na concentração de SSV após o lodo passar por um tratamento que visa o aumento da sua hidrólise.

Na Figura 43 é possível visualizar a curva de relação entre os sólidos suspensos voláteis e os sólidos suspensos totais, pelo seu tempo de permanência no termohidrolisador.

FIGURA 43 – GRÁFICO COM OS VALORES DE SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS EM RELAÇÃO AOS SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E PELO TEMPO DE PERMANÊNCIA DENTRO DO TERMOHIDROLISADOR



Observa-se na Figura 43 que a relação de SSV por SST diminuiu quando comparado com o controle, porém a maior diferença notada foi de 7% para a amostra de 720 horas.

No estudo realizado por LI e NOIKE (1992) a porcentagem de SSV em relação aos SST também diminuiu, a amostra de controle teve um valor de 82% enquanto as amostras de lodo tratadas em diferentes temperaturas ficaram na faixa de 76,5%, demonstrando uma diferença de 5,5%.

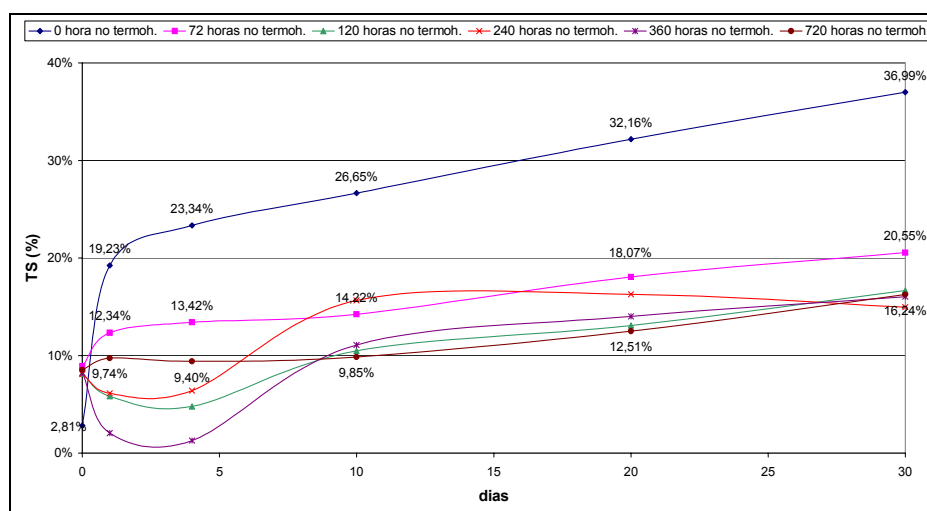
#### 5.10 SECAGEM DO LODO TERMOHIDROLISADO EM LEITO DE SECAGEM EM BANCADA

Como o lodo de esgoto proveniente do RALF é um resíduo sólido com grande teor de umidade ( $\pm 90\%$ ) é necessário que se efetue uma secagem antes de

sua disposição final para diminuir seu volume e, conseqüentemente, diminuir os custos de transporte e disposição final.

Na Figura 44 é possível visualizar a média dos resultados obtidos de teor de sólidos das quatro repetições de cada amostra (0, 72, 120, 240, 360 e 720 horas sob efeito da temperatura dentro do termohidrolisador) durante um período de avaliação de 30 dias. Pode-se visualizar no Anexo VII, os resultados de todas as repetições para as análises de teor de sólidos durante os 30 dias de monitoramento da secagem do lodo no leito em bancada.

FIGURA 44 – TEOR DE SÓLIDOS DO LODO DESCARTADO NOS LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA DURANTE UM PERÍODO DE 30 DIAS DE MONITORAMENTO



Obs.: Os valores apresentados no gráfico são das curvas de 0, 72 e 720 horas de permanência do lodo dentro do termohidrolisador, sob efeito da temperatura.

O teor de sólidos obtido para cada amostra de lodo termohidrolisado demonstra a grande influência da temperatura nas propriedades de drenabilidade do lodo anaeróbio. Após 24 horas de permanência do lodo dentro do termohidrolisador, percebe-se uma grande viscosidade do mesmo quando comparado ao lodo não tratado termicamente, como pode ser observado na Figura 45. PANTER (2002) citou em seu estudo que a termohidrólise destrói o gel hidrofílico, o que causa a grande viscosidade observada no lodo termohidrolisado.

FIGURA 45 - AMOSTRA DE LODO TERMOHIDROLISADO



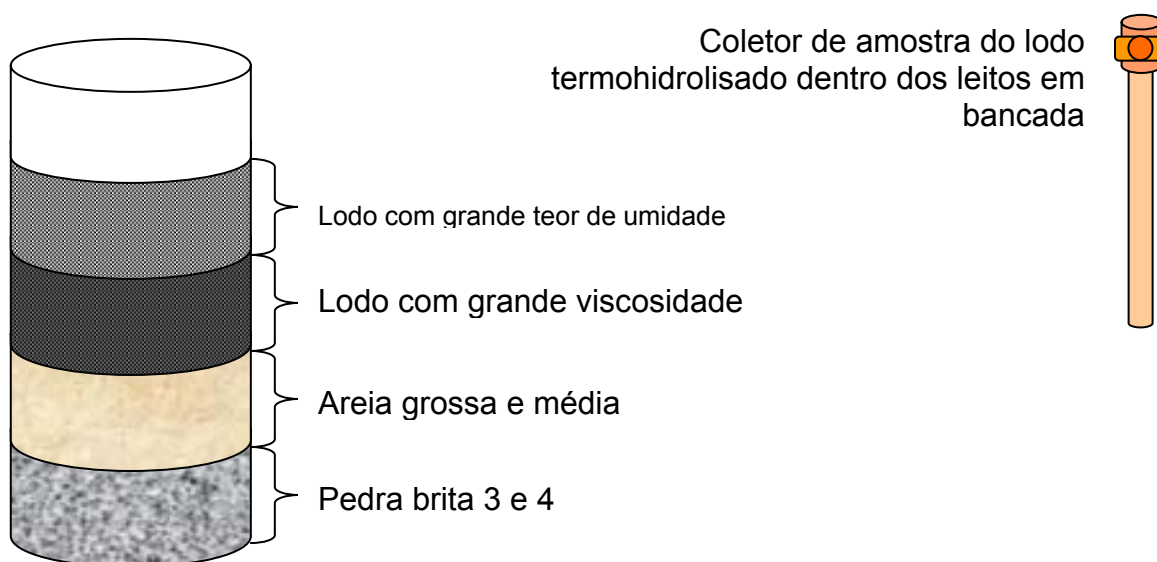
Para o lodo de 0 hora dentro do termohidrolisador, observa-se uma boa drenabilidade, característica do lodo anaeróbio bem estabilizado, demonstrado pelo aumento contínuo do teor de sólidos chegando, após 30 dias de monitoramento e secagem, na faixa de 36%, a mesma faixa de teor de sólidos observado por ANDREOLI et al. (2002) e FERREIRA (2001) para um lodo disposto em leito de secagem com utilização de estufa plástica após 30 dias de secagem.

Para o lodo disposto no leito em bancada, sob efeito da temperatura após 72 horas dentro do termohidrolisador, ocorreu uma redução na drenabilidade, que ocasionou uma queda no teor de sólidos durante todo o acompanhamento da secagem (30 dias), quando comparado com o lodo de 0 hora (controle).

A queda de teor de sólidos nos primeiros dez dias para as amostras de 120, 240 e 360 horas é explicada pela grande dificuldade encontrada em coletar amostras representativas nos leitos em bancada, pois o lodo termohidrolisado tem grande viscosidade e após sua sedimentação forma uma camada com pouca permeabilidade no fundo do leito em bancada, impossibilitando a drenagem do lodo que se encontra acima desta camada, formando então duas camadas de lodo, uma com grande viscosidade e menor teor de umidade no fundo do leito e outra logo acima com maior teor de umidade, como pode ser observado na Figura 46. Após a

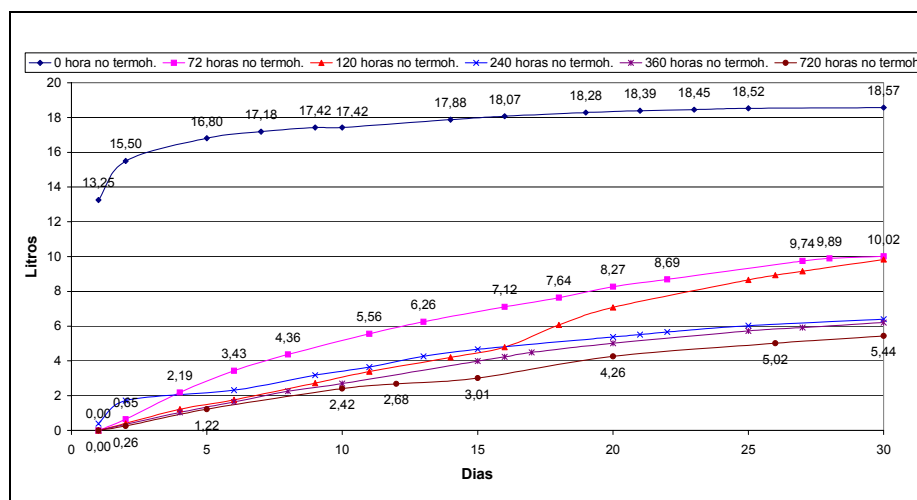
verificação deste fato, foi providenciado um coletor para possibilitar a coleta de todo o perfil do lodo, desde a camada mais densa (inferior) até a menos densa (superior), obtendo-se assim um resultado de teor de sólidos mais próximo da realidade. Nota-se que após este procedimento a curva de teor de sólidos da amostra de 720 horas se manteve crescente durante todo o monitoramento da secagem, demonstrando que realmente estava ocorrendo um erro no valor do teor de sólidos das primeiras amostras coletadas.

FIGURA 46 – DISTRIBUIÇÃO DAS CAMADAS DE PEDRA, AREIA, LODO SEDIMENTADO E LODO LÍQUIDO NOS LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA E COLETOR DE AMOSTRAS DO LEITO.



Dentro desse estudo também foi monitorado periodicamente o total de percolado do lodo termohidrolisado em cada amostra disposta nos leitos em bancada, para se obter um maior conhecimento sobre o comportamento da drenabilidade do lodo. Pode-se visualizar a média dos resultados do volume percolado das quatro repetições das amostras de 0, 240 e 720 horas, a média de três repetições das amostras de 120 e 360 horas e a média de duas repetições da amostra de 72 horas na Figura 47. A diferença na quantidade de repetições que estão sendo levadas em consideração para o cálculo do volume médio percolado para cada tempo de tratamento no termohidrolisador é devido a colmatação observada em algumas repetições levando o valor médio de percolado bem abaixo do observado nos leitos que não sofreram colmatação. No Anexo VIII encontram-se os valores do volume percolado das amostras dos leitos em bancadas.

FIGURA 47 – VOLUME DE PERCOLADO MÉDIO DE CADA REPETIÇÃO DOS LEITOS EM BANCADA DURANTE UM PERÍODO DE 30 DIAS DE MONITORAMENTO



Obs.: Os valores apresentados no gráfico são das curvas de 0, 72 e 720 horas de permanência do lodo dentro do termohidrolisado, sob efeito da temperatura.

Pela Figura 47 é possível visualizar que o volume percolado do leito em bancada do lodo sem efeito da temperatura (0 hora) foi muito superior ao observado nos demais leitos, o que está em acordo com os resultados de teor de sólidos obtido e mostrados acima.

Comparando-se os resultados de teor de sólidos e da percolação entre os lodos termohidrolisados, o que permaneceu durante 72 horas dentro do termohidrolisador obteve um resultado mais promissor.

Na obtenção das médias dos teores de sólidos da Figura 46 não foram retirados os valores das repetições dos leitos que sofreram colmatção. Na Tabela 15 é possível visualizar os valores finais de teor de sólidos e de volume percolado para todas as repetições de cada tratamento (horas de permanência dentro do termohidrolisador).

TABELA 15 – TEORES DE SÓLIDOS E VOLUME DE PERCOLAÇÃO DE CADA REPETIÇÃO DO LEITO EM BANCADA

Horas	1º repetição		2º repetição		3º repetição		4º repetição	
	TS (%)	Percolado (litros)	TS (%)	Percolado (litros)	TS (%)	Percolado (litros)	TS (%)	Percolado (litros)
0	34,38%	18,60	37,20%	18,07	37,55%	17,66	38,82%	19,95
72	22,94%	2,57*	21,02%	9,23	20,97%	10,80	17,25%	0,70*
120	16,23%	9,84	16,92%	10,18	16,06%	9,50	17,45%	2,23*
240	14,36%	6,82	13,79%	5,48	16,24%	6,85	15,53%	6,45
360	22,53%	6,94	14,35%	0,01*	12,50%	5,47	14,78%	6,23
720	14,94%	8,15	17,90%	3,10	16,87%	4,83	15,26%	5,67

\* leitos colmatados

Considerando apenas os lodos tratados termicamente pode-se perceber que nos leitos onde ocorreu colmatação a secagem não ficou prejudicada pela perda da drenabilidade, pois os teores de sólidos nos leitos colmatados ficaram muito próximos e em alguns casos até superiores aos que não sofreram colmatação, como pode ser observado na 1ª repetição da amostra de 72 horas e na 4ª repetição da amostra de 120 horas, onde ocorreram a colmatação e o teor de sólidos final foi superior as demais repetições.

Pode-se concluir que a colmatação não prejudica a secagem dos lodos tratados termicamente. Provavelmente ocorreu uma maior perda de água pelo processo de evaporação do que pela percolação. Pode-se concluir também que no tratamento térmico do lodo quanto maior o tempo de permanência do lodo dentro termohidrolisador, menor fica sua drenabilidade.

HAUG et al. (1978) demonstraram que a drenabilidade do lodo primário foi melhorada com o tratamento térmico a 175°C quando comparado ao lodo não tratado termicamente. HAUG et al. (1983) também demonstraram que baixas temperaturas de condicionamento do lodo não são adequadas para melhorar as propriedades de drenabilidade do lodo. Citaram que em estudos sobre condicionamento térmico de lodo com temperaturas acima de 188°C as propriedades de drenabilidade do lodo foram melhoradas. ANDERSON et al. (2001), em estudo sobre as características de desaguamento do lodo após tratamento térmico a 150°C, verificaram que o desaguamento do lodo melhora após o tratamento.



A Figura 48 mostra a diferença visual no processo de secagem do lodo anaeróbio estabilizado sem tratamento térmico e dos lodos termohidrolisados, dispostos nos leitos em bancada. Perceber-se a grande diferença entre as viscosidades dos lodos termohidrolisado para o lodo anaeróbio estabilizado sem tratamento térmico (0 hora) nos primeiros dias de secagem. Também nota-se que, após 30 dias de permanência das amostras nos leitos em bancadas, a amostra do lodo obteve uma aparência de lodo bem mais seco do que as demais. A amostra de lodo termohidrolisado durante 720 horas é bem fluida, demonstrando a grande influência da temperatura e do tempo de permanência do lodo dentro do termohidrolisador no processo de secagem.

FIGURA 48 – CARACTERÍSTICA VISUAIS DO LODO BRUTO (0 HORA) E DOS LODOS TERMOHIDROLISADOS (72, 120 e 720 HORAS) APÓS OS DIAS DE PERMANÊNCIA NOS LEITOS EM BANCADA INDICADOS ABAIXO DA FIGURA CORRESPONDENTE



**0 hora**

Sete dias no leito em bancada



**72 horas**

Quatro dias no leito em bancada



**120 horas**

Dois dias no leito em bancada



**0 hora**

30 dias no leito em bancada



**72 horas**

30 dias no leito em bancada



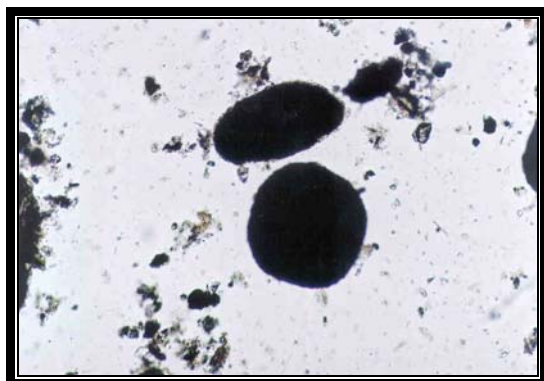
**720 horas**

30 dias no leito em bancada

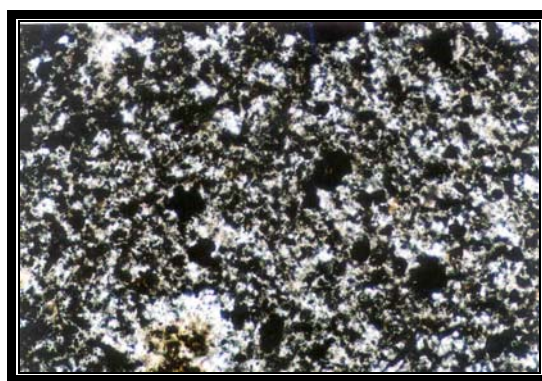
## 5.11 MICROSCOPIA ÓTICA

A Figura 49 mostra um aumento de 100 vezes do lodo de esgoto sem tratamento e termohidrolisado, através da microscopia ótica.

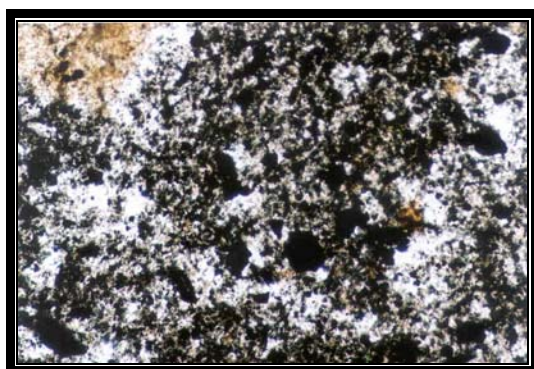
FIGURA 49 – MICROSCOPIA ÓTICA DO LODO DE ESGOTO SEM EFEITO DA TEMPERATURA E LODOS TERMOHIDROLISADOS DURANTE O TEMPO INDICADO ABAIXO DA FIGURA



0 hora



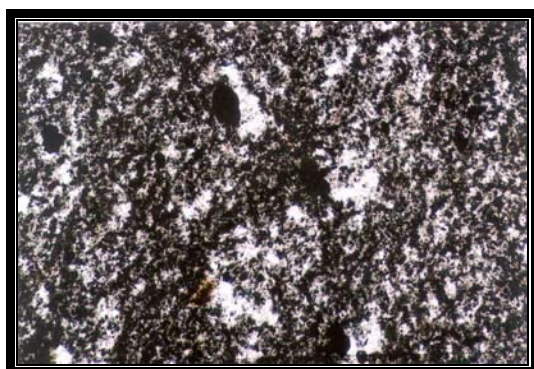
72 horas



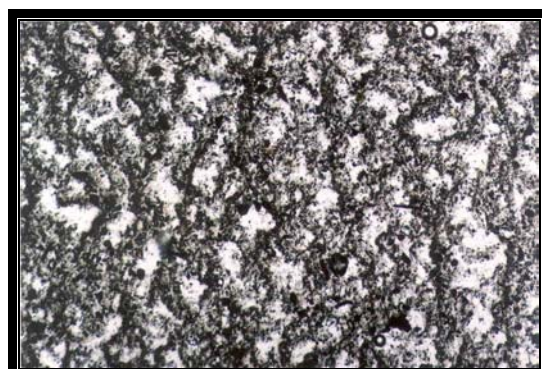
120 horas



240 horas



360 horas



720 horas

Percebe-se que ocorreu uma ruptura das estruturas floculentas do lodo após o tratamento térmico, mostrando que a temperatura tem um efeito destrutivo nas células. Nota-se também que a quantidade de água livre existente no lodo diminuiu, devido a liberação do conteúdo celular dos flocos de lodo, que se solubilizou na água que se encontrava livre.

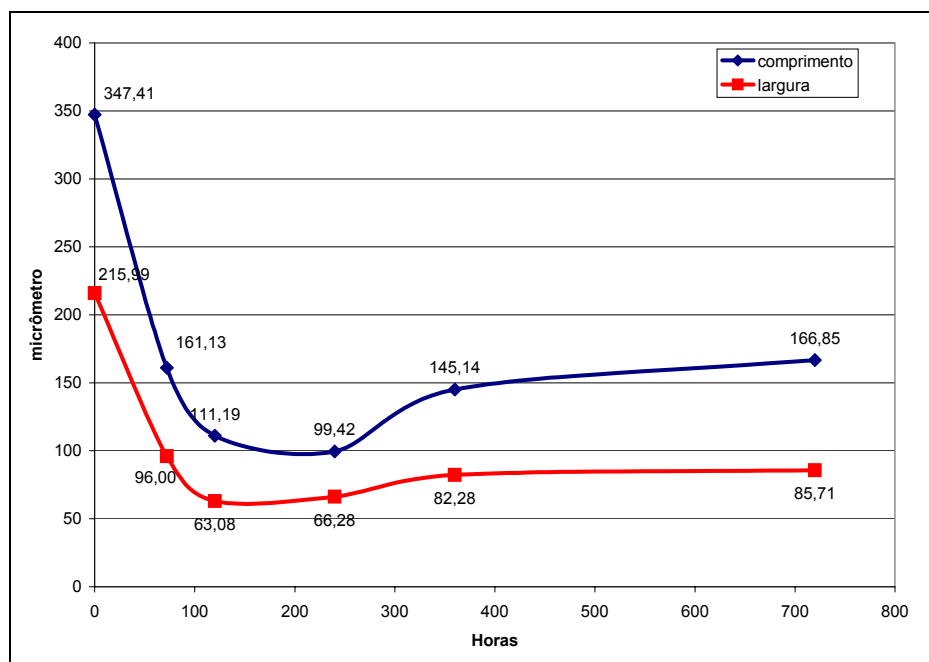
Esse mesmo comportamento do lodo, após o tratamento térmico a 121°C, foi observado por BARJENBRUCH et al. (1999) através de microscopia, os quais também observaram uma considerável redução das áreas hidrofóbicas, provavelmente devido à decomposição de substâncias extrapolímeros ou da mudança para compostos de cadeias menores.

Segundo estudo sobre a comparação entre diversos métodos de desintegração de lodo realizado por MÜLLER (2002), o lodo de esgoto sem tratamento não tem uma efetiva sedimentação devido ao volume das estruturas filamentosas, não possibilitando assim uma maior compactação do mesmo, a menos que exista uma ruptura dessas estruturas. Com a ruptura das estruturas através dos métodos de desintegração, os menores fragmentos de lodo favorecem uma decantação mais rápida e a diminuição do volume de lodo sedimentado.

CAMPOS (2001) observou em estudo sobre a desintegração do lodo pelo ultra-som, através da microscopia ótica com aumento de 150 vezes, que o lodo de controle apresentava estrutura compacta, com boas características de sedimentabilidade, enquanto no lodo lisado houve descompactamento de grande partes dos flocos, concluindo que ocorreu uma desintegração do floco do lodo de esgoto e o rompimento das estruturas celulares.

A Figura 50 mostra o tamanho médio da largura e do comprimento de 25 partículas, escolhidas aleatoriamente, antes e após o tratamento térmico. No Anexo IX se encontram todos os valores de tamanho de todas as 25 partículas de lodo observadas pela microscopia ótica.

FIGURA 50 – MÉDIA DO TAMANHO DE 25 PARTÍCULAS DO LODO MEDIDAS PELA MICROSCOPIA ÓTICA



Pela Figura 50 observa-se que ocorreu uma grande diminuição no tamanho médio das partículas de lodo após tratamento térmico, demonstrando o rompimento de grandes estruturas flocosas e das paredes celulares, o que explica a diminuição do tamanho dos flocos de lodo.

#### 5.12 MONITORAMENTO DA EFICIÊNCIA DO RALF APÓS O RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO.

O lodo de esgoto anaeróbio estabilizado, após permanecer durante 720 horas sob efeito de uma temperatura média total de 64,58°C dentro do termohidrolisador, foi retornado ao RALF no ponto de distribuição de esgoto, para se avaliar a eficiência do RALF após o retorno do lodo.

O volume do RALF é de 1300 m<sup>3</sup> e a vazão no ato da descarga era de 200 m<sup>3</sup>/h. Através destes dados conclui-se que o tempo de detenção do RALF no ato da descarga era de 6,5 horas.

Os 15 m<sup>3</sup> de lodo termohidrolisado foram retornados para o RALF durante um período de 4 horas, totalizando uma carga de lodo no sistema de 3,75 m<sup>3</sup>/h.



Foram coletadas 12 amostras, durante 12 horas, do efluente da Estação antes do retorno do lodo para nos dar uma amostragem de controle (antes da descarga). Após o retorno do lodo foram coletadas amostras a cada hora, através de um coletor automático, durante um período de 3 dias (dia da descarga, 1 e 2 dias após a descarga) para avaliar a eficiência do RALF.

Considerando que no ato da descarga a vazão de entrada do RALF era de 59,67 l/s e a DQO de entrada era de 269,5 mg/l, obtemos uma COV de 1,07 kgDQO/m<sup>3</sup>.dia (eq. 4) oriundo do esgoto bruto. É possível calcular também a COV de entrada do lodo termohidrolisado no RALF, pois a DQO do lodo era de 69,00 g/l e o volume total a ser disposto era de 15 m<sup>3</sup>, resultando em uma COV de 0,80 kgDQO/m<sup>3</sup> durante um período de 4 horas. Colocando os dois resultados em horas têm-se que a COV do afluente era de 0,045 kgDQO/m<sup>3</sup>.h e a COV do lodo era de 0,20 kgDQO/m<sup>3</sup>.h, ocasionando um aumento na COV de entrada do RALF de 4,44 vezes durante as 4 horas de retorno do lodo termohidrolisado.

As Figuras 51 e 52 mostram a porcentagem de remoção dos parâmetros descritos, antes da descarga, no dia da descarga, 1 e 2 dias após a descarga.

FIGURA 51 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE DBO<sub>5</sub>, DQO, P-PO<sub>4</sub> E NITROGÊNIO TOTAL DO RALF ANTES E APÓS RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO.

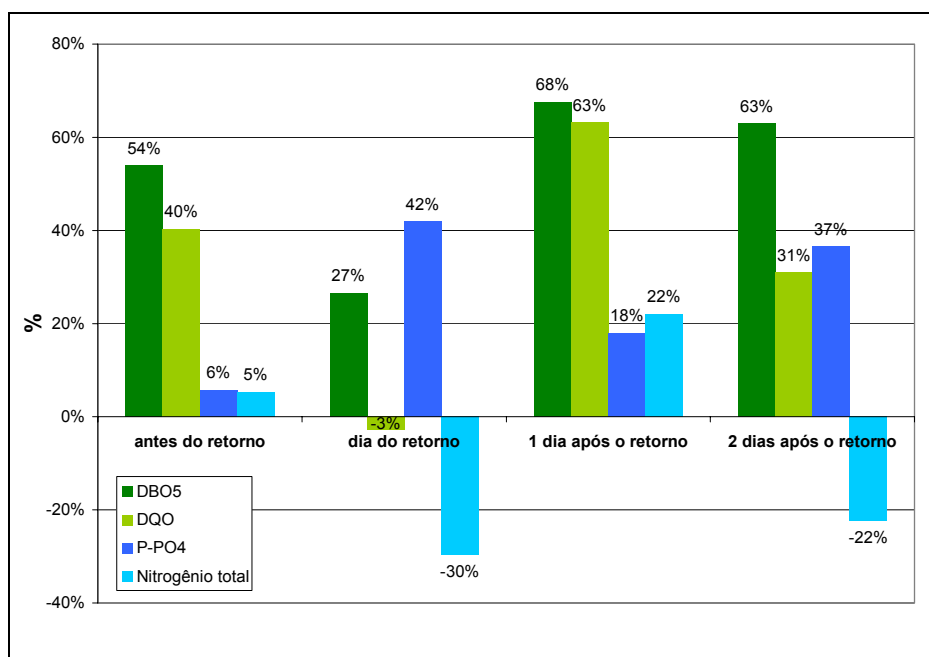
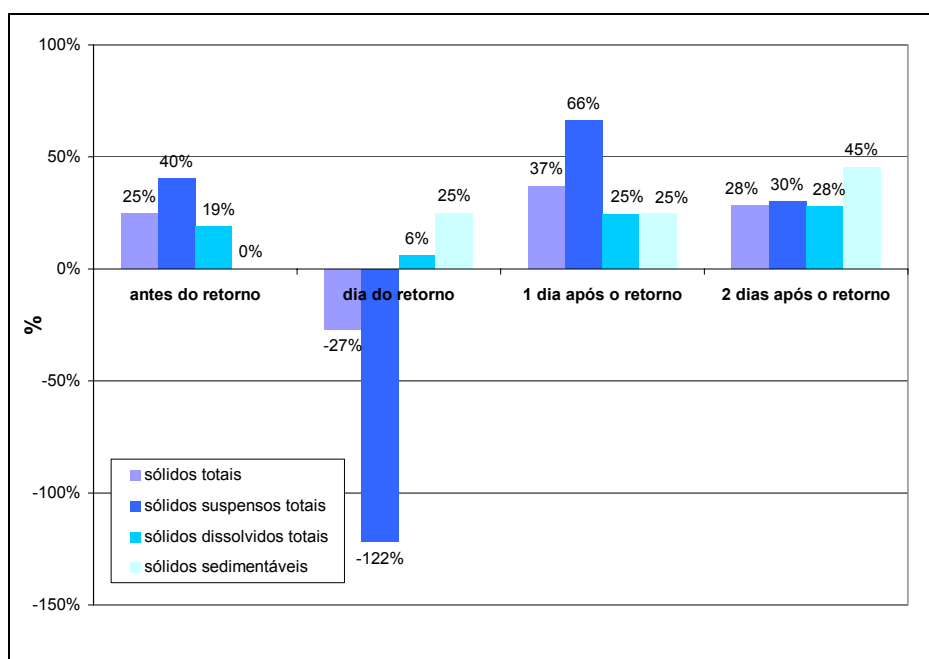


FIGURA 52 – PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS DO RALF ANTES E APÓS RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO



Pode-se observar pela Figura 51 que ocorreu uma queda na eficiência do RALF após o retorno do lodo termohidrolisado. Apesar do tempo de detenção calculado do RALF ser de 6,5 horas, 1 hora após o retorno do lodo foi visualizado um grande escurecimento no efluente do RALF, como pode ser observado nas Figuras 53 e 54. Esse escurecimento ocorreu devido à solubilização do lodo termohidrolisado no efluente. O rápido aparecimento do lodo termohidrolisado no efluente foi ocasionado provavelmente por caminhos preferenciais existentes na manta de lodo, fazendo com que o lodo retornado ao RALF passasse pelo tratamento biológico no reator sem um tempo suficientemente necessário para que ocorresse uma digestão e conversão da matéria orgânica em biogás, fazendo com que o mesmo saísse do RALF solubilizado no efluente.

Pode-se observar pela Figura 51 que o RALF não estava com uma boa eficiência antes do retorno do lodo, conseguindo uma remoção de apenas 54% da DBO e 40% da DQO. Com essas porcentagens de remoções antes do retorno, a DBO do efluente era de 44,10 mg/l e a DQO era de 164 mg/l, os valores máximos destes parâmetros no efluente, segundo a licença de operação da ETE emitida pelo Instituto Ambiental do Paraná – IAP, deve ser de 50 mg/l para a DBO e de 150 mg/l para a DQO. Observa-se que a de DBO está muito próxima do limite e a DQO foi superior ao autorizado, demonstrando que o RALF não estava com a eficiência

necessária no dia do retorno para alcançar os limites permitidos na LO. Isto também é observado pelo valor de 1 mg/l de sólidos sedimentáveis encontrado tanto para o afluente quanto para o efluente, antes do retorno do lodo caracterizando a necessidade de descarte de lodo do RALF.

Após o retorno, a DBO subiu para 54 mg/l e a DQO para 277,1 mg/l, os dois valores ficaram superiores aos permitidos segundo a LO da Estação, caracterizando a grande influência do retorno do lodo na eficiência do RALF. Pode-se observar também que 1 dia após o retorno do lodo já ocorreu uma estabilização do sistema resultando em uma remoção de 68% da DBO e de 63% da DQO, resultando em 28,2 mg/l de DBO e de 113,9 mg/l de DQO no efluente, valores inferiores ao limite máximo permitido pela LO, demonstrando que a eficiência do RALF melhorou. A partir desses dados pode-se supor que todo o lodo termohidrolisado já havia sido completamente descartado junto com o efluente no próprio dia do retorno.

No Anexo X é possível visualizar a porcentagem de remoção do RALF para todos os tipos de sólidos, após a descarga do lodo termohidrolisado ao RALF e no Anexo XI encontram-se os valores de cada parâmetro analisado, antes e após a descarga do lodo termohidrolisado.

A Figura 53 mostra a descarga do lodo termohidrolisado no ponto de distribuição do afluente no RALF. A Figura 54 mostra a visualização do efluente 1 hora após a descarga do lodo, pode-se perceber melhor essa diferença pela Figura 55 que mostra o cone de Imhoff 1 hora e 1 dia após o retorno do lodo.



FIGURA 53 – RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO NO PONTO DE DISTRIBUIÇÃO DO ESGOTO NO RALF.



FIGURA 54 – EFLUENTE DO RALF, UMA HORA APÓS O INÍCIO DO RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO

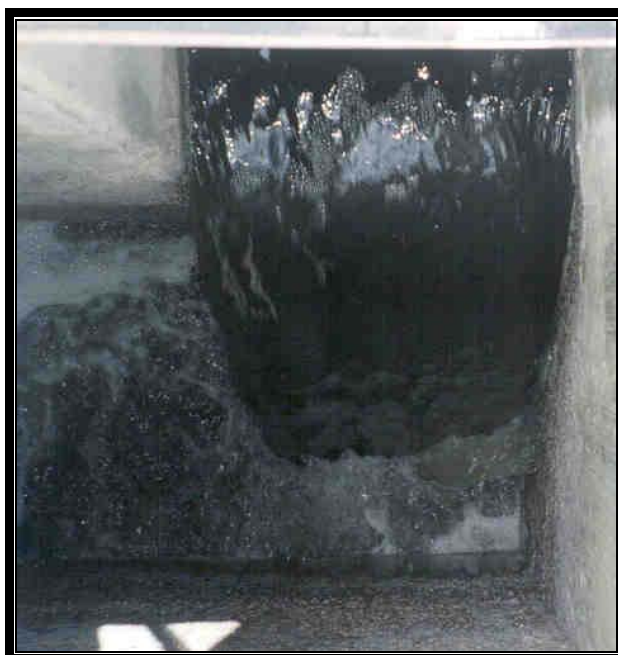


FIGURA 55 – CONE DE IMHOFF DO AFLUENTE E DO EFLUENTE DO RALF, NO DIA DO RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO E 1 DIA APÓS O RETORNO.



Cone de Imhoff 1 hora após a descarga



Cone de Imhoff 1 dia após a descarga

## 6. CONCLUSÕES

De acordo com as condições monitoradas no experimento, pode-se concluir que:

- A temperatura alcançada pela massa de lodo dentro do termohidrolisador está diretamente relacionada com a quantidade de biogás utilizado, não havendo interferência relevante da temperatura externa.
- Durante todo o período de avaliação (30 dias ou 720 horas) o lodo ficou sob uma temperatura superior a 70°C em 39% do tempo, o que representa 283 horas acima de 70°C, e ficou em 82% do tempo sob uma temperatura superior a 60°C, representando 591 horas;
- O tratamento térmico inviabilizou todos os ovos de helmintos presentes no lodo em 5 dias quando a temperatura alcançou 67°C;
- No 3º dia quando a temperatura alcançou 59°C a viabilidade de ovos de helmintos era de 0,06 por grama de matéria seca, limite inferior ao nível máximo permitido pela Instrução Normativa do IAP e pela EPA;
- Não houve uma grande mudança nos valores de teor de sólidos na massa de lodo do termohidrolisador durante todo o experimento, permanecendo na faixa de média de 8,20%;
- Ocorreu uma diminuição na concentração do teor de proteína no lodo de esgoto após o tratamento térmico;
- Verificou-se um aumento e um posterior decréscimo na produção de metano após o teste de biodegradabilidade do lodo tratado termicamente, possivelmente devido à solubilização da matéria orgânica complexa do lodo em substratos biodegradáveis. Esse aumento pode ter ocorrido devido à influência apenas da temperatura ou do tempo em que o lodo permaneceu sob o efeito da mesma. O maior aumento observado foi de 75,40% na amostra que permaneceu durante 72 horas sob efeito da temperatura dentro do termohidrolisador. O posterior decréscimo na produção de metano pode ter sido causada pela formação de substâncias inibidoras ou de compostos refratários;

- Verificou-se um aumento da DQO total, solúvel e da taxa de solubilização da DQO após o tratamento térmico;
- Observou-se um aumento tanto dos sólidos suspensos totais (SST), quanto dos sólidos suspensos voláteis (SSV) do lodo após o tratamento térmico. Verificou-se também que a relação de SSV por SST diminuiu quando comparado com o controle;
- Ocorreu uma diminuição no desaguamento do lodo após o tratamento térmico, quando disposto em leito de secagem.
- Observou-se que o volume percolado nos leitos em bancada do lodo diminuiu muito após o tratamento térmico, devido à diminuição da água livre presente no lodo e do aumento da sua viscosidade dificultando a percolação do restante de água livre existente.
- Foi observado que alguns leitos sofreram colmatação, porém não prejudicou a secagem dos lodos tratados termicamente, provavelmente ocorreu uma maior perda de água pelo processo de evaporação do que pela percolação.
- Pode-se concluir também que no tratamento térmico do lodo quanto maior o tempo de permanência do lodo dentro termohidrolisador, menor fica sua drenabilidade.
- Ocorreu uma ruptura das estruturas flocosas do lodo após o tratamento térmico, mostrando que a temperatura tem um efeito destrutivo nas células, cortando seus filamentos;
- A quantidade de água livre existente no lodo diminuiu, devido a liberação do conteúdo celular dos flocos de lodo, que se solubilizou na água que se encontrava livre;
- Ocorreu uma diminuição no tamanho médio das partículas de lodo após tratamento térmico, demonstrando o rompimento de grandes estruturas flocosas e das paredes celulares;
- Ocorreu uma queda na eficiência do RALF após o retorno do lodo termohidrolisado. A eficiência de remoção da DBO era de 54% e passou para 27%, a remoção da DQO era de 40% e passou para -3%;

- Após 1 hora do retorno do lodo verificou-se um grande escurecimento no efluente do RALF, devido à solubilização do lodo termohidrolisado no efluente. O rápido aparecimento do lodo termohidrolisado no efluente foi ocasionado por caminhos preferenciais possivelmente existentes na manta de lodo, fazendo com que o lodo retornado ao RALF passasse pelo tratamento biológico no RALF sem um tempo suficientemente necessário para que ocorresse uma digestão e conversão da matéria orgânica em biogás.
- Após 1 dia do retorno do lodo ocorreu uma estabilização do sistema, aumentando novamente a eficiência do RALF.

É possível concluir que vários dos parâmetros analisados indicaram um aumento da solubilização do lodo. Ocorreu também uma maior degradação do lodo pelo grande aumento da produção de metano observado em determinadas amostras. Devido a isso podemos sugerir que, caso ocorra a implantação do projeto em escala real, o lodo permaneça durante 72 horas dentro do termohidrolisador, sob efeito de uma temperatura média de 65°C.

Conclui-se também que a temperatura quebra as estruturas flocosas do lodo diminuindo o tamanho de suas partículas e aumentando a taxa de solubilização de alguns compostos, o que facilita no processo de degradação. Esse aumento reduziu a drenabilidade do lodo quando disposto em leito de secagem provavelmente devido ao aumento da sua viscosidade advinda da solubilização.

## 7. RECOMENDAÇÕES

- Deve ser providenciada uma melhoria no sistema de captação de biogás para um maior aproveitamento do potencial produtivo da estação de tratamento de esgoto;
- Deve ser melhorada a forma de coleta da primeira amostra para evitar o erro amostral ocorrido neste estudo tanto no teor de sólidos quanto na contagem e viabilidade de ovos de helmintos;
- Sugere-se que sejam avaliados os tipos de proteínas existentes e se ocorreu a hidrólise das proteínas de estruturas maiores em estruturas menores, como o aminoácido;
- Devem ser monitorados outros parâmetros analíticos do lodo antes e após a digestão do mesmo, como por exemplo a redução da matéria orgânica e da DQO, com o objetivo de aumentar o conhecimento sobre o comportamento do lodo aquecido após a digestão;
- É necessário aumentar o número de repetições do leito em bancada para esclarecer melhor a colmatação ocorrida apenas em alguns deles;
- É interessante montar um leito em bancada com janela transparente para melhor visualizar as camadas de lodo que se formam no leito e entender melhor o processo de sedimentação e a sua relação com a comatação do leito;
- A realização de uma microscopia eletrônica traria uma melhor visualização sobre o tamanho das partículas e a forma como elas estão presentes no lodo, principalmente após o aquecimento;
- É necessário analisar melhor as condições operacionais da Estação de Tratamento de Esgoto que servirá como digestor do lodo termohidrolisado, principalmente a necessidade de descarte de lodo, antes de retornar o lodo termohidrolisado para melhorar o processo de digestão do lodo dentro do reator;
- É necessário certificar sobre o tempo real de detenção hidráulica do RALF através de um corante para um melhor conhecimento sobre a eficiência na degradação biológica do lodo dentro do reator.

O retorno do lodo termohidrolisado ao RALF deve ser realizado após a verificação de que o mesmo está com grande eficiência e tempo de detenção, pois devido a grande solubilização do lodo após tratamento térmico, estes dois parâmetros são imprescindíveis para que, após o seu retorno, o mesmo passe pelo tratamento biológico durante um período mínimo necessário para a sua degradação.

O lodo termohidrolisado possivelmente sofrerá uma maior degradação se for colocado em um biodigestor próprio para lodo de esgoto e não retornado para o processo de tratamento de esgoto, pois a hidrólise disponibiliza mais substrato, porém não necessariamente de biodegradabilidade compatível com o biodigestor tratando esgoto bruto, podendo prejudicar a qualidade do efluente final. Este procedimento facilitaria um melhor acompanhamento do comportamento da degradação do lodo tratado no processo de digestão anaeróbia e um melhor controle do tempo de detenção.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHN, K.H.; PARK, K.Y.; LEE, Y.; MAENG, S.K.; HWANG, J.H.; LEE, J.W.; SONG, K.G.; YEOM, I.T. Ozonation of wastewater sludge for reduction and recycling. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON SLUDGE MANAGEMENT: REGULATION, TREATMENT, UTILIZATION AND DISPOSAL (10/2001 Acapulco - México). **Anais... IWA**. p. 101-108, 2001.

AISSE, M.M.; ANDREOLI, F. de N. Estudo da Desidratação do Lodo Anaeróbio, Obtido em Reatores tipo RALF, Através do uso de Leito de Secagem e de Centrífuga Tipo Decanter. **Revista Sanare**, Curitiba, v.11, n.11, p. 37-43, Jan à Jun. 1999a.

AISSE, M. M.; FERNADES, F.N de; SILVA, S. M. C. P. da. Aspectos tecnológicos e de processos. In: ANDREOLI, C. V.; LARA, A. I. de; FERNANDES, F. (Org.) **Reciclagem de Biossólidos: transformando problemas em soluções**. Curitiba: SANEPAR/FINEP, p.49-119, 1999b.

AISSE, M.M.; et al. Tratamento e destino final do lodo gerado em reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro : ABES : PROSAB, 1999c.

ANDERSON, N.J.; DIXON, D.R.; HARBOUR, P.J.; SCALES, P.J. Complete Characterization of thermally treated sludges. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON SLUDGE MANAGEMENT: REGULATION, TREATMENT, UTILIZATION AND DISPOSAL (10/2001 Acapulco - México). **Anais... IWA**, p. 658-661, 2001.

ANDRADE NETO, C. O. ; CAMPOS, J. R.. Capítulo 1: Introdução. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro : ABES : PROSAB, 1999.

ANDREOLI, C. V. et al. Tratamento e disposição do lodo de esgoto no Paraná. **Sanare**, Curitiba, v.1, n.1, p. 10-15, 1994.

ANDREOLI, Introdução In: SPERLING, M.V.; ANDREOLI, C.V. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final** In: ANDREOLI, Cleverson V.; SPERLING, Marcos Von.; FERNANDES, Fernando – Belo Horizonte : Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, p.13-16, 2001.

ANDREOLI, C.V.; FERREIRA, A.C.F.; CHERUBINI, C.; TELES, C.R.; CARNEIRO, C.; FERNANDES, F. Higienização do lodo de esgoto. In: ANDREOLI, C.V. (Coord). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro : RiMa/ABES. p.87-120, 2001.

ANDREOLI, C.V ; PEGORINI, E.S. Gestão de Biossólidos: Situação e Perspectivas. In: I SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIODISSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1., Curitiba, PR. **Anais...** Curitiba : SANEPAR. p.11-18, 1998.



ANDREOLI, C.V.; PINTO, M.A.T. Introdução. In: ANDREOLI, C.V. (Coord). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro : RiMa/ABES, p.XXI-XXIV, 2001.

ANDREOLI, C.V; PEGORINI, E.S.; GONÇALVES, D.F. Processo de implementação da Reciclagem Agrícola de Biossólidos em Curitiba – Paraná. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL. **CD Room**. Porto Alegre/POA. 2000.

ANDREOLI, C.V; FERREIRA, A.C.; FRANÇA, M.; CHERUBINI, C. Desinfecção e secagem térmica de lodo de esgoto anaeróbio pelo uso de biogás. In: XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería sanitaria y ambiental. Cancún. **CD Room**. México: AIDIS, 2002.

AZEVEDO NETTO, J. M. Aproveitamento do Gás de Esgotos, **Revista DAE**, 19ª ed., American Public Health Association, Washington, D. C., Estados Unidos, 1961.

BARJENBRUCH, M.; HOFFMANN, H.; TRÄNCKNER, J. Minimizing of foaming in digester by pre-treatment of surplus-sludge. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE (1999 : Atenas). **Anais**. Atenas : IAWQ. p 496-502, 1999.

BIDONE, F.R. Alternativas de disposição final de biossólidos: aterros, landfarming e incineração. In: I SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1., Curitiba, PR. **Anais...** Curitiba : SANEPAR. p.131-135, 1998.

BIO, 2001. Caderno especial. O saneamento em números. **Revista Bio**, jan/mar 2001. ABES. P. 17-36, 2001.

BONNET, B.R.P.; LARA, A.I. de.; DOMASZAK, S.C. Indicadores Biológicos de Qualidade Sanitária do Lodo de Esgoto. In: ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. (Ed.). **Manual de Métodos para Análises Microbiológicas e Parasitológicas em Reciclagem Agrícola de Lodo de Esgoto**: Curitiba : Sanepar. p.11-26, 1998.

CAMACHO, P.; DELERIS, S.; GEAUGEY, V.; GINEST, P.; PAUL, E. A comparative study between mechanical thermal and oxidative disintegration techniques of waste activated sludge. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON SLUDGE MANAGEMENT: REGULATION, TREATMENT, UTILIZATION AND DISPOSAL (10/2001 Acapulco - México). **Anais...** IWA. p. 154-163, 2001.

CAMPOS, A.L.O.; PIRES, E.C. Potencialidade do emprego da lise celular forçada em sistemas aeróbios de tratamento visando uma redução do lodo de descarte. In CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21º, João Pessoa – PB. **Anais...** João Pessoa : ABES, II131, 2001.

CANADÁ. Environmental Protection Service. **Manual for land application of treated municipal wastewater and sludge**. Ontário: EPS. (EP, 6 –84–1), 1984

CARRINGTON, E.G. The fate of pathogenic microorganisms during waste-water treatment and disposal. London : water research center (**Technical Report**, n.58 e 121), 1980.

CARVALHO, P.C.T.; BARRAL, M.F. **Aplicação de lodo de esgoto como fertilizante. Ferilizantes**, São Paulo, v.3, n.2, p.3-5, 1981.

CASTIÑEIRAS, T.M.P.P.; MARTINS, F.S.V. **Infecções por helmintos e enteroprotzoários**. Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ : centro de informação em saúde para viajantes – Cives. Disponível em <http://www.cives.ufrj.br/informes/hel-ou.pdf> Arquivo acessado em 2002.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Emissões de metano gerado no tratamento e disposição de resíduos no Brasil**. Disponível na Internet ([http:// www.mct.gov.br/clima/comunic\\_old/residuos.htm](http://www.mct.gov.br/clima/comunic_old/residuos.htm)) – Acessado em 04/08/2000.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Aplicação de Biossólidos em Áreas Agrícolas: Critérios para Projeto e Operação**. Manual Técnico. Norma P4230. São Paulo, ago. 1999.

CHERNICHARO, C. A. de L.; HAANDEL, A.V.; AISSE, M.M.; CAVALCANTI, P.F.F. Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo. In: CAMPOS, J.R. (org.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. PROSAB, Rio de Janeiro, 464 p, 1999a.

CHERNICHARO, C. A. de L.; HAANDEL, A.V.; CAVALCANTI, P.F.F. Controle Operacional de Reatores Anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. (org.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. PROSAB, Rio de Janeiro, 464 p, 1999b.

CHERNICHARO, C. A. de L.. Reatores Anaeróbios. In: **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol 5. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 245 p. 1997.

CHERUBINI, C.; FERREIRA, A.C.; TELES, C.R.; ANDREOLI, C.V. Avaliação de Parâmetros para Desinfecção e Secagem do lodo de Esgoto através da temperatura. In: I Seminário nacional de Microbiologia aplicada ao saneamento. **Anais...** Vitória/ES. 2000.

Cherubini, C. **Secagem e Higienização de Lodo de Esgoto Anaeróbio em Leitos de Secagem Através da Solarização**. Tese, Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 128 p. 2002.

CHIU, Y.C.; CHANG, C.N.; LIN, J.G. HUANG, S.J. alkaline and ultrasonic pre-treatment of sludge before anaerobic digestion. **Wat. Sci. Tech.** 36: 155-162. 1997.

CISNEROS, B.E.J. Huevos de helmintos identificados em águas residuales y lodo de México. Universidade Nacional autónoma de México. **FOLDER**, 2002.

COMPARINI, J. B. **Estudo do Decaimento de Patógenos em Biossólidos Estocados em Valas e em Biossólidos Submetidos à Secagem em Estufa Agrícola**. São Paulo, 278p. Tese, Doutorado, Universidade de São Paulo, 2001.

CONN, E.E.; STUMPF, P.K. **Introdução à bioquímica**, 4<sup>a</sup>. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 525p, 1984. CRAVEIRO, A.M. **Produção de Biogás**. IPT – Instituto de Pesquisa Tecnológica do Estado de São Paulo, 1982.

DAVIS, R D, HALL, J E. Production, treatment and disposal of wastewater in europe from UK perspective. In: **European water pollution control**. Volume7, n 2, p 107-115, 1997.

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

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. p 113-120, 1999.

ENGELHART, M.; KRÜGER, M.; KOOP, J.; DICHTL, N. Enhanced anaerobic digestion of disintegrated sewage excess sludge at short hydraulic retention times: steady state and shock load performance. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE (1999 : Atenas). **Anais**. Atenas : IAWQ. p 145-151, 1999.

EPA. **Health effects of land application of municipal sludge**. Washington, DC : USA EPA, 1985.

EPA. **Risk Assessment for Bacteria in Municipal Sewage Sludge Applied to Land**. USA EPA/600/6 – 91/006, 1991.

EPA. **Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge**, UNDER 40 cfr PART 503. environmental Regulation and Technology, Ohio, 152 p., 1992.

EPA. **Land Application of Biosolids. Process Design Manual**. USA, Technomic publishing co. inc., 1993.

EPA. **Biosolids generation, use and disposal in The United States**. USA, EPA 530-R-99-009, 1999.

ERDINCLER, A. e VESILIND, P. A. Effect os sludge cell disruption in compatibility of waste activated sludge. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE (1999 : Atenas). **Anais**. Atenas : IAWQ. p. 202-209, 1999.

FEACHEM, R.G. et al. **Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management**. Inglaterra: World Bank Studies in Water Supply and Sanitation 3. John Wiley & Sons. Chichester, 1983.

FERNANDES, F.; LARA, A.I.; ANDREOLI, C.V.; PEGORINI, E.S. Normatização para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto In **Reciclagem de Biossólidos: Transformando problemas em soluções**. Curitiba : SANEPAR, FINEP, 1999.

FERREIRA, A. C. **Monitoramento do Uso de Estufa Plástica e Arpoveitamento do Biogás na Secagem e Desinfecção de Lodo Anaeróbico em Leito de Secagem**. Curitiba, 98p. Tese, Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 2001.

FERREIRA, A.C.; ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I. de. Riscos associados ao uso de lodo de esgoto. In.: ANDREOLI, C.V. (coord.); LARA, A.I.; ILHENFELD, R.G.K. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro, RJ. Editora ABES. 97p, 1999.

FILHO, P.M. Reciclagem da matéria orgânica através da vermicompostagem. IN.: FRANCISCO R. A (org.). **Metodologia e técnicas de minimização, reciclagem e reutilização de resíduos sólidos urbanos**. Ed. ABES. Rio de Janeiro/RJ. p. 31, 1999.

FISHER, W.J; SWANWICK, J.D. High-temperature treatment of sewage sludge. **Wat. Pollut. Control.**, p 355-370. 1971.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN ANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. Fundamentos do tratamento anaeróbico. In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro : ABES : PROSAB, 1999.

GONÇALVES, R.F.; et al. Desidratação do Lodo. In: ANDREOLI, C.V. (Coord). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro : RiMa/ABES. p.57-86, 2001a.

GONÇALVES, R.F.; LUDOVICE, M. Alternativas de minimização da produção e desaguamento de lodo de esgoto. In: BETTIOL, W e CAMARGO, O. A. (orgs). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Campinas, SP : EMBRAPA Meio Ambiente. p. 25-44, 2000.

GONÇALVES, R.F.; LUDUVICE, M.; SPERLING, M.V. Remoção da umidade de lodos de esgotos. In: ANDREOLI, C.V.; SPERLING, M.V.; FERNANDES, F. (Ed). **Lodo de Esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte : Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG : Companhia de Saneamento do Paraná. p. 159-259, 2001b.

HAUG, R.T.; STUCKEY, D.C.; GOSSETT, J.M; McCARTY, P.L.. Effect of thermal pre-treatment on digestibility and dewaterability of organic sludge, **Wat. Sci. Tech.** 26, 857-866, 1978

HAUG R.T.; LEBRUN T.J.; TORTORICI L.D. Thermal Pretreatment of Sludges – a field demonstration. **J. WPCF**, 55(1), 23-34, 1983.

HAYS, B.D. Review paper: potential for parasitic disease transmission with land application of sewage plant effluents and sludge. **Water Research**, Great Britain; v.1, p.583-595, 1977.

HIRAOKA, M.; TAKEDA, N.; SAKAI, S.; YASUDA, A. Highly Efficient Anaerobic Digestion with Thermal Pretreatment, **Wat. Sci. Tech.**, 17, 529-539. 1985.

IAPAR – Instituto Agrônomo do Paraná. **Cartas Climáticas Básicas do Estado do Paraná**. Londrina/PR, 41 p. 1978.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Síntese de Indicadores Sociais** – Estudos e Pesquisas (informação demográfica e socioeconômica, n.5). Rio de Janeiro : IBGE, 2000.

INCROPERA, F.P.; DEWITT, D.P. **Fundamentos de Transferência de Calor e de Massa**. 4ª. ed. Rio de Janeiro: LTC, 494 p. 1998.

JACKSON.; BERTINE, K.K.; BROOKS, N.H. et al. Report of the panel on marine sciences. In: **Workshop on land, sea and air options for the disposal of industrial and domestic wastes**, 1984, Washington, DC. Proceedings... Washington, DC : National Academy Press, 1984.

JORDÃO, E.P. e PESSOA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**; concepções clássicas. São Paulo: CETESB. 544p, 1975.

JORDÃO, E. P. e PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES. 720p, 1995.

KARABOLAD, J.C. et al.,. Aterro Exclusivo para Lodo/Biossólido de ETE's – Alternativa para a Disposição Final. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL, I., 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Sanepar/ABES. p.137-143, 1998.

KEEP, U.; MACHENBACH, I.; WEIZ, N.; SOLHEIM, O.E. Enhancement Stabilisation of sewage sludge through thermal hydrolysis – three years of experience with full scale plant In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE (1999 : Atenas). **Anais**. Atenas : IAWQ. p 161-168, 1999.

KEPP, U.; SOHEIM, O.E.; MOLDE, S.. High dry solids digestion. In: **CIWEM/Aqua Enviro 5th European Biosolids and Organic Residuals Conference November 2001**, Cedar Court, Wakefield, UK, 2001.

KONIG, A.; CEBALLOS, B.S.O.; CAETANO, A.M.. Tempo de decantação influenciando no aumento do número de ovos de helmintos em amostras de lodo bruto. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21º, João Pessoa – PB. **Anais...** João Pessoa : ABES, II109, 2001.

KOPP, J.; DICHTL, N. Characterisation. In: SPINOSA, L.; VESILIND P.A. **Sludge into biosolids**. UK: IWA Publishing, p. 19-39. 2001.

KROGMAM, U. Composting. In: SPINOSA, L.; VESILIND P.A. **Sludge into biosolids**. UK: IWA Publishing, p. 259-277, 2001.

LI, Y.Y.; NOIKE, T. Upgrading of anaerobic digestion os waste activated sludge by thermal pretreatment. **Wat. Sci. Tech.** Vol 26, nº 3-4, p 857-866, 1992.

LUE-HING, C.; ZENZ, D. R. ; KUCHENRITHER. Municipal sewage sludge management: processing, tilization and disposal. **Water Qual. Manage.**, Philadelphia, v. 4. p. 663, 1992.

METCALF, B.; EDDY, I.N.C. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3ª ed. cap.12, p. 765-926, New York : McGraw-Hill. Estados Unidos, 1991.

MÜLLER, J.A. Pretreatment process for the recycling and reuse of sewage sludge. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE (1999 : Atenas). **Anais**. Atenas : IAWQ. p 282-289, 1999.

MÜLLER, J.A. **Sewage sludge disintegration**. Disponível na Internet <http://www-public.tu-bs.de:8080/~jom/english/Desintegengl.html> - Acessado em 18/10/2002

MÜLLER J.; LEHNE G.; SCHWEDES J.; BATTENBERG S.; NÄVEKE R.; KOPP J.; DICHTL N.; SCHEMINSKI A.; KRULL R.; HEMPEL D.C. Disintegration of Sewage Sludges and Influence on anaerobic digestion, **Wat. Sci. Tech.** Vol 38, nº 8-9, pp 425-433, 1998.

ONU – **Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento: Agenda 21**. Brasília: Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações. 472p, 1995.

OUTWATER, A.B. **Reuse of sludge and minor wastewater residuals**. S.1.: Lewi Publishers. 179p, 1994.

PANTER, K. Cambi Thermal Hydrolysis – Getting the bugs out of digestion and dewatering. In: 3rd European Biosolids and Organic Residuals Conference, November 1998, Wakefield, England. Disponível na internet [http://www.cambi.com/sludge\\_frame.asp](http://www.cambi.com/sludge_frame.asp) - Acessado em 18/10/2002.

PASSAMANI, F. R. F. Remoção de Coliformes Fecais e Patógenos em um Conjunto UASB-BF tratando esgotos sanitários. In.: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Rio de janeiro/RJ. 1999.

PAULSRUD, B.; WIEN, A.; TRANUM, I. Stabilization and disinfection of sludge from biological/chemical joint treatment of municipal and industrial (airport ) wastewater. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE (1999 : Atenas). **Anais**. Atenas : IAWQ, 1999.

PELCZAR Jr., M.J.; CHAN, E.C.S.; KRIEG, N.R. **Microbiologia: conceitos e aplicações**, 2ª. ed., São Paulo: Makron Books, vol I, 524 p, 1996.

PESSÔA, S.B.; MARTINS, A.V. **Parasitologia Médica**. 9ªedição : Guanabara Koogan, 1974.

PIERRE, C. V.; QUEZADA DORIA, R. A. Análise de Viabilidade Econômica do aproveitamento de biogás gerado em um reator anaeróbio. In.: 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**, ABES, 11p. Salvador/Ba, 1995.

PIKE, E.B. Long-Term storage of sewage sludge. In: BUCE, A.M.; HAVELAAR, A.H.; L'HERMITE, P.L. **Disinfections of sewage sludge: technical economic and microbiological aspects**. Publishing Company, p. 212-222. 1983.

PIRES, N.J. Biogás – **O aproveitamento dos resíduos orgânicos**. Disponível na Internet <http://www.esb.ucp.pt/~bungah/pires/index.htm> – Acessado em 15/10/2002.

PRICE, E.C.; CHEREMISINOFF, P.N. Anaerobic digester design. In.: **BIOGAS Production & Utilization**. Ann Arbor Science – Publishers Inc/The Butterworth Group Michigan, p.87-117, 1981.

REALI, M.A.P.; PATRIZZI, L.P.; CORDEIRO, J.S.. Desidratação de Lodo por Centrifugação. In.: REALI, M.A.P. (Coord.). **Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. Rio de Janeiro, ABES: PROSAB, 1999.

Rey, L. **Parasitologia – parasitos e doenças parasitárias do homem nas Américas e na África**. Guanabara 2a edição, Koogan. 1991.

ROBINSON, J., KNOCKE, W.R. **Use of dilatometric and drying techniques for assessing sludge dewatering characteristics**. Water environment research, v.64, no1, p.60-68, 1992.

ROCHER, M.; GOMA, G.; PILAS BEGUE, A.; LOUVEL, L.; ROLS, J.L. **Towards a reduction in excess sludge production in activated sludge processes: biomass physicochemical treatment and biodegradation**. Microbiol Biotechnol, 51: 883-890, 1999.

ROGALLA, F. Produção, Caracterização e Processamento de Biossólidos. In: I SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL, 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Sanepar/ABES. p.35-40, 1998.

SAABYE, A.; KRÜGER, A.S.; SCHWINNING, H.G. **Treatment and beneficial use of sewage sludge in the European Union**: proceedings of a WEF Conferende. [S.1]: WEF, 1994. 12p.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico de São Paulo. **O que fazemos, coleta e tratamento de esgotos**. Disponível na Internet ([http://www.sabesp.com.br/o\\_que\\_fazemos/coleta\\_e\\_tratamento/tratamento\\_metropolitano\\_biogas.htm](http://www.sabesp.com.br/o_que_fazemos/coleta_e_tratamento/tratamento_metropolitano_biogas.htm)) - 12/09/2002.

SALVADOR, N.M. Listagem de fatores de emissão para avaliação expedita de cargas poluidoras das águas. In: XVI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Trabalhos livres. Tomo IV**, Goiânia/GO, v.2., p.03-22. 1991.

SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná. **Manual de Métodos para Análises Microbiológicas e Parasitológicas em Reciclagem Agrícola de Lodo de Esgoto**. Orgs - Cleverson V. Andreoli, Bárbara Rocha P. Bonnet – Curitiba : Sanepar, 1998.

SCHEMINSKI, A.; KRULL, R.; HEMPEL, D.C. Oxidative treatment of digested sewage sludge with ozone. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON DISPOSAL AND UTILIZATION OF SEWAGE SLUDGE (1999 : Atenas). **Anais**. Atenas : IAWQ. p 241-248, 1999.

SCHIEDER, D.; SCHNEIDER, R.; BISCHOF, F. **Thermal hydrolysis (TDH) as a pretreatment method for the digestion of organic waste**. Water Science and Technology, vol 41, nº 3, p. 181-187, 2000.

SILVA, S.M.C.P. da; FERNANDES, F.; THOMAZ-SOCCOL, V.; MORITA, D.M. Principais contaminantes do lodo. In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F.. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná. p.69-122, 2001.

SIMEPAR – **Dados meteorológicos dos meses de julho, agosto e setembro, 2002**.

SMOLLEN, M. **Moisture retention characteristics and volume reduction of municipal sludge**. Water As, v.14, no1, p.25-28, 1988.

SPERLING, M.V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. In: **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol 1. Belo Horizonte : Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 243 p. 1996a.

SPERLING, M.V. Princípio básicos do tratamento de esgotos. In: **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol 2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 211 p. 1996b.

SPERLING, M.V.; ANDREOLI, C.V. Introdução. In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, p.13-16, 2001.

SPERLING, M.V.; GONÇALVES, R.F. Lodo de esgotos: característica e produção. In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. V.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, p.17-67, 2001.

**Standard Methods** for the Examinations of Water and Wastewater - APHA. 19ª Ed., American Public Health Association, Washibgton, D.C., 1998.



STUCKEY D.C.; MCCARTY P.L. Thermo chemical pretreatment of nitrogenous materials to increase methane yield. **Biotechnol. Bioengng, Symp.**, nº 8, 1978.

STUCKEY D.C.; MCCARTY P.L. The effect of thermal pretreatment on the anaerobic biodegradability and toxicity of waste activated sludge. **Water Res.** 18(11), 1343-1353, 1984.

TAKASHIMA, M.; KUDOH, Y.; TABATA, N. Complete anaerobic digestion of activated sludge by combining membrane separation and alkaline heat post-treatment. **Wat. Sci. Tech.** 34; 477-481. 1996.

TANAKA, S.; KAMIYAMA, K. Thermo chemical pretreatment in the anaerobic digestion of waste activated sludge. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON SLUDGE MANAGEMENT: REGULATION, TREATMENT, UTILIZATION AND DISPOSAL (10/2001 Acapulco - México). **Anais... IWA.** p. 117-123, 2001.

THOMAZ-SOCCOL, V. Aspectos Sanitários do Lodo de Esgoto. In: SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BÍOSSÓLIDOS DO MERCOSUL, I., 1998, Curitiba. **Anais...** Curitiba: Sanepar/ABES. p.65-72, 1998.

THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A. Agentes patogênicos: helmintos e protozoários. In: ANDREOLI, C.V.; LARA, A.I.; FERNANDES, F. (ORGS). **Reciclagem de biossólidos : Transformando problemas em solução.** Curitiba : Sanepar : Finep, 1999.

THOMAZ-SOCCOL, V.; PAULINO, R. C.; CASTRO, E. A. Metodologia de Análise Parasitológica em Lodo de esgoto e Esgoto.. In: ANDREOLI, C.V.; BONNET, B.R.P. (ORGS.) **Manual de Métodos para Análises Microbiológicas e Parasitológicas em Reciclagem Agrícola de Lodo de Esgoto.** Curitiba : Sanepar : Prosab, 2000.

TSUTIYA, M.T. Alternativas de Disposição final de biossólidos. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (Ed). **Biossólidos na Agricultura.** 1ª edição, São Paulo : SABESP, p.133-180, 2001a.

\_\_\_\_\_. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J.; MELO, W.J.; MARQUES, M.O. (Ed). **Biossólidos na Agricultura.** 1ª edição, São Paulo : SABESP, p.89-131, 2001b.

VALLOM J.K.; MCLOUGHLIN A.J. Lysis as a factor in sludge flocculationm. **Water Research**, V. 18, nº 12, pp 1523-1528. 1984.

VAN HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um manual para regiões de clima quente.** Epgraf, 239p., Campina Grande/PB. 1994.

VESILIND, P. A. The Role of Water in Sludge Dewatering. **Water Environment Research**, v.66, p.04 – 11, 1994

WARD R. F. Potencial of Biomass. In: WISE D. L. Fuel Gas Systems. **CRC Series in Bioenergy Systems**, Florida. p. 1-21, 1982.

WANG, Q.; NOGUCHI, C.; HARA, Y.; SHARON, C.; KAKIMOTO, K.; KATO Y. studies of anaerobic digestion mechanism: influence of pretreatment temperature on biodegradation of waste activated sludge. **Environ. Techn.**, 18, 999-1008, 1997.

WEBBER, M.D.; SHAMESS, A. **Land utilization of sewage sludge**: a discussion paper. Toronto : Expert Committe on Soil and Water Management. 48 p, 1984.

WEISS, M.; SIMÕES, R. C.;FRANÇA, M.; ANDREOLI, C. V.; BELLI FILHO, P.; SOARES, H. M.; CASTILHOS JR, A. B. Determinação da Biodegradabilidade de Lodos Anaeróbios Hidrolisados. XIV SIMPÓSIO NACIONAL DE FERMENTAÇÕES. (**Artigo submetido**). Florianópolis, 5 a 8 de agosto de 2003.

YAGUAL , N.; ESCALONA, R. A. Environmental impact assesment (EIA) guidelines for sludge management e disposal in latin american wastewater treatment projects. In: SPECIALIZED CONFERENCE ON SLUDGE MANAGEMENT: REGULATION, TREATMENT, UTILIZATION AND DISPOSAL (10/2001 Acapulco - México). **Anais... IWA**. p. 30 – 39, 2001.

YANKO, W.A., 1987. Ocurrance of pathogens in distribution and marketing municipal sludges. In: **Environmental regulation and technology: control of pathogens and vector attraction in sewage sludge**. Rapport U.S. EPA 625/R-92/013, 149. Washington : EPA, 1992.

YOUNG L. Y.; MCCARTY P. L. Heat Treatment of Organic Materials for Increasing Anaerobic Biodegradability. In **Wise D. L. Fuel Gas Production From Biomass, V. II. CRC Series in Bioenergy Systems**, Florida, p 134 – 177, 1981.

ZERBINI, Adriana Molina; CHERNICHARO, Carlos A. de Lemos; VIANA, Evelin M. Estudo da Remoção de Ovos de Helmintos e Indicadores Bacterianos em um Sistema de Tratamento de Esgotos Domésticos por Reator Anaeróbio e Aplicação Superficial no Solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20º, Rio de Janeiro-RJ. **Anais...** Rio de Janeiro : ABES. p.895-904, 1999.

**ANEXOS**

**ANEXO I – TABELA COM AS TEMPERATURAS MÁXIMAS, MÉDIAS E MÍNIMAS NO LODO DENTRO DO REATOR E EXTERNAMENTE, AO AR LIVRE.**

<b>Dia do experimento</b>	<b>Máximo Lodo</b>	<b>Média Lodo</b>	<b>Mínimo Lodo</b>	<b>Máximo Externa</b>	<b>Média Externa</b>	<b>Mínimo Externa</b>
0	25	24	21	19	14	11
1	39	29	23	31	15	8
2	55	47	39	31	14	5
3	65	59	55	32	15	2
4	69	67	64	26	14	10
5	71	70	68	23	13	7
6	72	70	68	25	8	-3
7	73	71	70	26	8	-3
8	73	71	69	27	12	4
9	73	70	68	17	13	10
10	69	67	64	14	11	8
11	64	60	57	12	8	6
12	58	56	54	18	10	1
13	61	60	59	23	12	6
14	61	60	59	23	12	6
15	62	60	59	28	16	10
16	62	60	59	28	16	10
17	69	67	65	33	18	7
18	70	69	68	26	16	7
19	71	69	68	27	11	0
20	71	70	69	28	14	6
21	74	73	70	19	12	6
22	70	63	56	18	11	8
23	74	73	70	19	12	6
24	70	63	56	18	11	8
25	69	67	64	29	16	11
26	73	70	68	33	17	11
27	75	73	72	32	18	11
28	76	74	73	32	18	10
29	76	75	73	31	18	7
30	76	75	75	25	14	9

**ANEXO II – TABELA COM AS VAZÃO DO RALF, PRECIPITAÇÃO LOCAL E PRODUÇÃO DE BIOGÁS DO RALF.**

<b>Dia do experimento</b>	<b>Vazão (l/s dia)</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Produção de Biogás (dm<sup>3</sup>)</b>
0	41,13	0	55554
1	48,13	0	55905
2	40,00	0,2	58499
3	39,40	0	59241
4	39,23	0	58941
5	38,20	2,2	59745
6	36,30	0	60035
7	45,20	0,2	59852
8	39,17	0,2	59866
9	62,80	17	62064
10	64,80	38,6	52842
11	65,50	8,8	48110
12	65,10	4	41256
13	61,77	0	44218
14	61,92	18,6	50788
15	62,07	0,4	50788
16	51,53	0	46476
17	49,53	0	55379
18	38,17	0,2	56856
19	45,75	0	59426
20	52,50	0	58407
21	45,72	0	63920
22	44,57	0	58950
23	36,87	1,2	60706
24	44,47	2,6	32976
25	42,23	0	57438
26	45,07	0	61046
27	45,17	0	61474
28	37,47	0	60280
29	37,47	0	61800
30	48,60	0	62376

**ANEXO III – CÁLCULO DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO RALF**1º DIA

DQO removida	=	166 mg/l
Vazão de entrada	=	41,13 l/s
DQO removida no dia	=	589902,91 g/dia
Vazão total no dia	=	3553632 l/dia
Produção de CH <sub>4</sub> no dia	=	206466,01 l
Produção de Biogás	=	275288,01 l

15º DIA

DQO removida	=	54,8 mg/l
Vazão de entrada	=	65,50 l/s
DQO removida no dia	=	310124,16 g/dia
Vazão total no dia	=	5659200 l/dia
Produção de CH <sub>4</sub> no dia	=	108543 l
Produção de Biogás	=	144724,6 l

22º DIA

DQO removida	=	151 mg/l
Vazão de entrada	=	44,57 l/s
DQO removida no dia	=	581478 g/dia
Vazão total no dia	=	3850848 l/dia
Produção de CH <sub>4</sub> no dia	=	203517,31 l
Produção de Biogás	=	271356,41 l

29º DIA

DQO removida	=	264 mg/l
Vazão de entrada	=	37,47 l/s
DQO removida no dia	=	854675,71 g/dia
Vazão total no dia	=	3237408 l/dia
Produção de CH <sub>4</sub> no dia	=	299136,49 l
Produção de Biogás	=	398848,65 l

**ANEXO IV – TABELAS COM A ESPÉCIE DE OVOS DE HELMINTOS ENCONTRADAS EM CADA AMOSTRA COLETADA.**

Amostra de lodo com 24 horas no termohidrolisador:

HELMINTO	ovos viáveis /g MS	ovos inviáveis /g MS	total de ovos /g MS	% do total de ovos/g MS
Ascaris sp.	8,00	10,00	18,00	88,37%
Toxocara sp.	0,36	0,76	1,12	5,50%
Trichuris trichiura	0,14	0,23	0,37	1,82%
Trichuris vulpis	0,08	0,04	0,12	0,59%
Trichuroidea	0,00	0,04	0,04	0,20%
Hymenolepis diminuta	0,06	0,66	0,72	3,53%
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>8,64</b>	<b>11,73</b>	<b>20,37</b>	<b>100,00%</b>

Amostra de lodo com 48 horas no termohidrolisador:

HELMINTO	ovos viáveis /g MS	ovos inviáveis /g MS	total de ovos /g MS	% do total de ovos/g MS
Ascaris sp.	1,67	9,50	11,17	88,86%
Toxocara sp.	0,03	0,54	0,57	4,53%
Trichuris trichiura	0,00	0,42	0,42	3,34%
Trichuris vulpis	0,00	0,00	0,00	0,00%
Trichuroidea	0,00	0,03	0,03	0,24%
Hymenolepis diminuta	0,11	0,27	0,38	3,02%
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>1,81</b>	<b>10,76</b>	<b>12,57</b>	<b>100,00%</b>

Amostra de lodo com 72 horas no termohidrolisador:

HELMINTO	ovos viáveis /g MS	ovos inviáveis /g MS	total de ovos /g MS	% do total de ovos/g MS
Ascaris sp.	0,02	3,61	3,63	79,78%
Toxocara sp.	0,00	0,60	0,60	13,19%
Trichuris trichiura	0,00	0,20	0,20	4,40%
Trichuris vulpis	0,00	0,04	0,04	0,88%
Trichuroidea	0,00	0,04	0,04	0,88%
Hymenolepis diminuta	0,00	0,00	0,00	0,00%
Taenia sp.	0,04	0,00	0,04	0,88%
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>0,06</b>	<b>4,49</b>	<b>4,55</b>	<b>100,00%</b>

Amostra de lodo com 96 horas no termohidrolisador:

HELMINTO	ovos viáveis /g MS	ovos inviáveis /g MS	total de ovos /g MS	% do total de ovos/g MS
Ascaris sp.	0,06	7,20	7,26	89,63%
Toxocara sp.	0,00	0,32	0,32	3,95%
Trichuris trichiura	0,00	0,36	0,36	4,44%
Trichuris vulpis	0,00	0,10	0,10	1,23%
Trichuroidea	0,00	0,00	0,00	0,00%
Hymenolepis diminuta	0,00	0,06	0,06	0,74%
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>0,06</b>	<b>8,04</b>	<b>8,10</b>	<b>100,00%</b>

Amostra de lodo com 120 horas no termohidrolisador:

HELMINTO	ovos viáveis /g MS	ovos inviáveis /g MS	total de ovos /g MS	% do total de ovos/g MS
Ascaris sp.	0,00	0,04	0,04	10,81%
Toxocara sp.	0,00	0,08	0,08	21,62%
Trichuris trichiura	0,00	0,17	0,17	45,95%
Trichuris vulpis	0,00	0,00	0,00	0,00%
Trichuroidea	0,00	0,04	0,04	10,81%
Hymenolepis diminuta	0,00	0,04	0,04	10,81%
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>0,00</b>	<b>0,37</b>	<b>0,37</b>	<b>100,00%</b>

Amostra de lodo com 240 horas no termohidrolisador:

HELMINTO	ovos viáveis /g MS	ovos inviáveis /g MS	total de ovos /g MS	% do total de ovos/g MS
Ascaris sp.	0,00	0,08	0,08	8,42%
Toxocara sp.	0,00	0,00	0,00	0,00%
Trichuris trichiura	0,00	0,83	0,83	87,37%
Trichuris vulpis	0,00	0,02	0,02	1,58%
Trichuroidea	0,00	0,00	0,00	0,00%
Hymenolepis diminuta	0,00	0,03	0,03	3,16%
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>0,00</b>	<b>0,95</b>	<b>0,95</b>	<b>100,53%</b>



**ANEXO V – TABELA COM OS TEMPOS E A PRODUÇÃO DE METANO MÉDIA DE DUAS REPETIÇÕES DAS AMOSTRAS DE LODO TERMOHIDROLISADO.**

tempo	0 hora	24 horas	32 horas	48 horas	tempo	56 horas	72 horas	80 horas	tempo	96 horas	120 horas	240 horas	360 horas	720 horas
0	0,00	0	0	0	0	0,00	0	0	0	0	0,00	0	0	0
2,5	30,79	41,38067	25,08907	22,23804	4	14,24969	23,85621	7,044788	5	5,111282	3,145404	0,786351	-1,96588	-3,93176
17	73,24	96,43215	69,92159	66,19355	22	37,55214	53,02916	32,66466	8,5	6,841254	2,909499	0,15727	-4,95401	-6,91989
22	85,04	110,7014	82,19113	77,71094	46	63,83606	106,7864	72,2577	20,5	19,51929	16,34542	8,41075	-5,07819	-8,25206
39	105,73	142,2904	109,4288	102,4458	71,5	113,2708	197,2215	127,0538	44,5	50,35422	44,75042	35,14389	11,92811	1,921306
46	116,08	161,3118	130,7634	121,2418	94	127,6385	242,0788	149,7748	78	115,1321	103,6268	97,67578	70,69791	61,96977
64,5	141,78	186,2066	155,3856	144,9785	123	168,9874	310,5759	200,3123	126	188,8127	168,2193	157,7208	142,3767	132,6857
88,5	166,35	224,3925	186,7669	176,3599	145	186,947	344,4068	222,4485	174,5	256,3342	229,9163	213,5051	193,0912	201,0967
116	191,54	253,8301	217,3306	207,809	171	212,6752	383,0826	249,012	222,5	330,4985	301,634	277,8632	250,6966	288,4752
142,5	218,88	285,8873	249,2651	241,4731	194	213,9282	426,5198	259,8713	244,5	327,1023	302,6857	273,4659	248,2487	286,6748
166,5	229,16	304,3543	262,2777	255,6545	226,5	219,0406	448,489	269,7282	259,5	347,0398	315,9727	290,2906	268,7508	304,3743
187	246,41	322,4592	273,626	266,8214	243	238,1559	473,5489	287,2702	290,5	361,5642	345,8372	310,8446	283,3223	318,3149
211	254,41	334,8676	281,6314	276,0276	264,5	247,8469	478,0078	287,4184	320,5	379,8582	384,2612	327,8228	298,603	335,0277
233	263,62	350,0779	292,4388	272,8254	286	254,5498	496,0169	297,7555	335	393,8453	409,8653	342,4992	311,6915	349,4822
265	272,17	365,6771	299,0558	286,9782	309,5	266,9815	501,5409	310,2108						
287,5	281,04	381,6948	312,8891	299,5211	333,5	269,3027	497,0277	312,5466						
304,5	285,41	389,751	313,5781	304,0565	367	314,0535	533,0023	356,4823						
327	291,92	402,6051	320,0846	314,1336	415	356,5047	558,8388	394,1944						
358	300,57	421,569	331,5105	330,3203	439,5	408,2327	604,0713	440,536						
383	305,49	433,1744	333,5067	337,9097	463	441,34	634,6714	474,1623						
401	306,20	441,8282	334,711	339,1911	485	471,5949	671,9485	508,5245						
425	314,21	462,0114	342,8451	343,6873	500	441,2599	629,3878	475,283						

<b>tempo</b>	<b>0 hora</b>	<b>24 horas</b>	<b>32 horas</b>	<b>48 horas</b>	<b>tempo</b>	<b>56 horas</b>	<b>72 horas</b>	<b>80 horas</b>	<b>tempo</b>	<b>96 horas</b>	<b>120 horas</b>	<b>240 horas</b>	<b>360 horas</b>	<b>720 horas</b>
450,5	315,67	474,8019	348,2493		531	478,1842	660,03	517,5358						
472,5	316,26	474,5513	344,2397		563	452,6237	619,7233	486,4368						
502	332,13	497,1052	358,4403		577,5	460,0727	627,7867	492,4947						
524	333,38	506,2939	358,0227											
550	338,23	515,7331	362,4499											
581	331,13	508,6328	356,6026											
604,5	351,01	511,807	352,6766											
621	358,11	526,4253	359,7769											

Obs.: As indicações das horas no cabeçalho da tabela representam o tempo de permanência do lodo dentro do termohidrolisador.

**ANEXO VI – VALORES DA DQO TOTAL E SOLÚVEL, SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E VOLÁTEIS DO LODO SEM E COM TRATAMENTO TÉRMICO.**

HORAS	DQO total (g/l)	DQO sol (g/l)	DQOs/DQOt	SST (g/l)	SSV (g/L)	SSV/SST
0	21,53	1,93	8,97%	58,8	27	45,92%
24	34,78	5,34	15,34%	96,5	39,8	41,24%
32	43,79	6,07	13,87%	112,6	46,4	41,21%
48	60,90	6,07	9,97%	109,4	46,6	42,60%
56	59,06	4,32	7,32%	100,6	41,4	41,15%
72	56,67	13,71	24,19%	113	45	39,82%
80	60,90	8,74	14,35%	99,6	41,4	41,57%
96	64,03	17,11	26,72%	91	40,4	44,40%
120	59,25	44,53	75,16%	103	42,4	41,17%
240	76,91	24,47	31,82%	109,2	45,2	41,39%
360	66,42	33,62	50,61%	83	34,8	41,93%
720	69,00	36,98	53,60%			38,90%

**ANEXO VII – TABELA COM OS TEORES DE SÓLIDOS DAS AMOSTRAS DE LODO DISPOSTO NOS LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA EM PORCENTAGEM**

	<b>0 Dia</b>	<b>1º Dia</b>	<b>4º Dia</b>	<b>10º Dia</b>	<b>20º Dia</b>	<b>30º Dia</b>
0 hora - T1	1,60%	18,42%	21,74%	25,96%	30,48%	34,38%
0 hora - T2	2,31%	19,27%	22,83%	26,29%	31,25%	37,20%
0 hora - T3	5,54%	19,93%	25,03%	27,30%	33,51%	37,55%
0 hora - T4	3,84%	19,29%	23,74%	27,06%	33,43%	38,82%
72 horas - T1	8,93%	13,64%	13,65%	13,72%	18,85%	22,94%
72 horas - T2	8,89%	10,30%	12,86%	14,69%	17,86%	21,02%
72 horas - T3	8,52%	13,01%	14,76%	15,73%	17,55%	20,97%
72 horas - T4	8,64%	12,39%	12,40%	12,72%	18,01%	17,25%
120 horas - T1	8,16%	6,45%	3,34%	10,31%	12,41%	16,23%
120 horas - T2	8,14%	2,11%	1,22%	9,88%	13,95%	16,92%
120 horas - T3	8,20%	9,17%	5,37%	9,95%	12,07%	16,06%
120 horas - T4	8,04%	5,54%	9,23%	11,72%	13,86%	17,45%
240 horas - T1	8,08%	4,46%	3,66%	14,42%	16,90%	14,36%
240 horas - T2	8,11%	6,08%	8,34%	17,38%	16,72%	13,79%
240 horas - T3	7,97%	5,65%	6,66%	14,01%	13,69%	16,24%
240 horas - T4	8,46%	8,30%	6,94%	16,79%	17,85%	15,53%
360 horas - T1	8,08%	0,71%	1,00%	10,24%	14,87%	22,53%
360 horas - T2	8,38%	1,57%	1,65%	12,06%	12,30%	14,35%
360 horas - T3	7,37%	3,07%	1,82%	8,56%	14,59%	12,50%
360 horas - T4	9,99%	2,85%	0,69%	13,44%	14,33%	14,78%
720 horas - T1	8,57%	8,61%	9,62%	9,85%	14,24%	14,94%
720 horas - T2	8,52%	10,12%	9,61%	9,32%	11,03%	17,90%
720 horas - T3	6,93%	9,73%	8,99%	9,72%	12,46%	16,87%
720 horas - T4	8,63%	10,51%	9,40%	10,50%	12,29%	15,26%

**ANEXO VIII – TABELA COM O VOLUME PERCOLADO DAS AMOSTRAS DE LODO DISPOSTO NOS LEITOS DE SECAGEM EM BANCADA ENTRE A AMOSTRA ANTERIOR E A ANALISADA E A SOMATÓRIA, EM LITROS.**

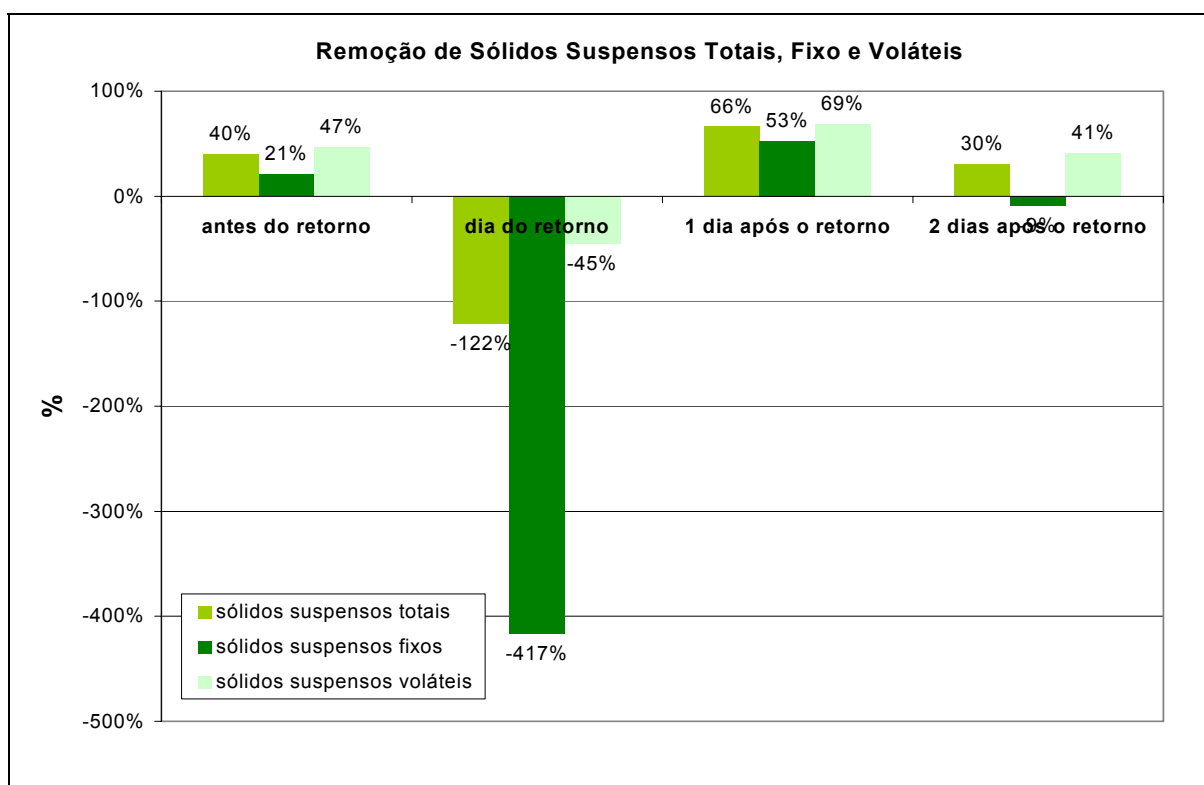
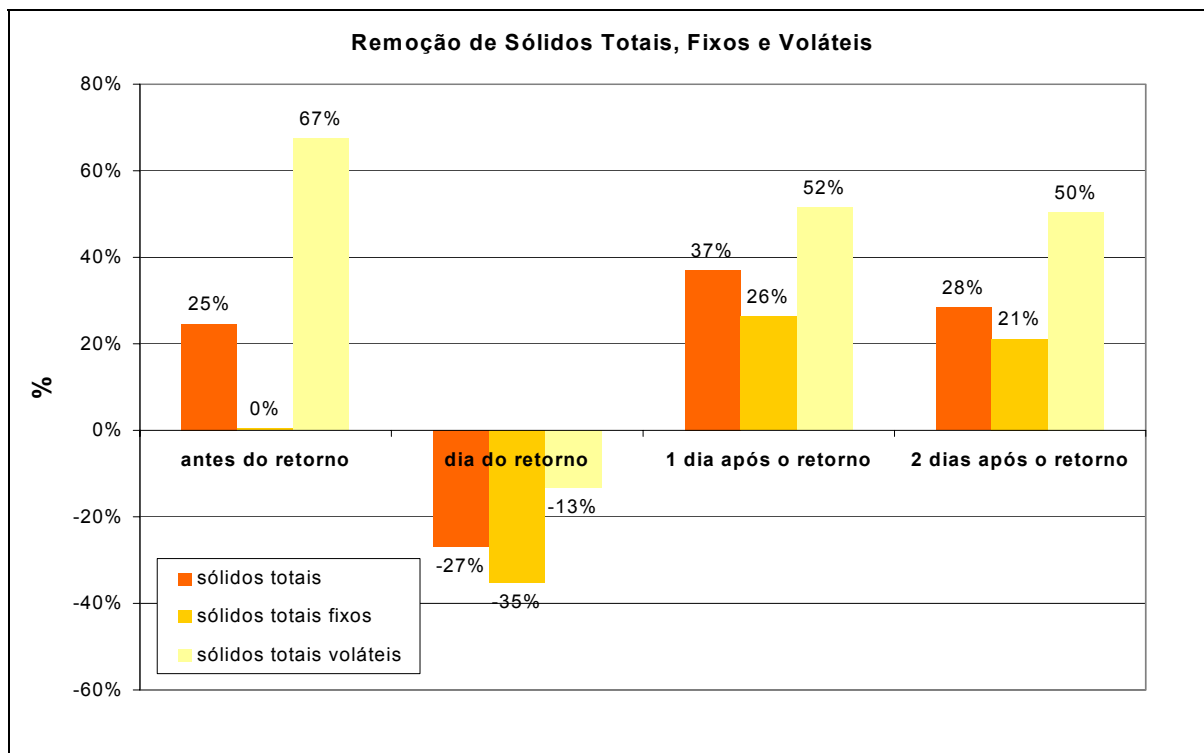
	0 Dia	1º Dia	4º Dia	10º Dia	20º Dia	30º Dia	SOMA
Dia 0-T1	0,00	9,00	3,50	3,78	1,46	0,86	18,60
Dia 0-T2	0,00	14,00	2,00	0,78	1,06	0,23	18,07
Dia 0-T3	0,00	15,00	1,50	1,13	0,03	0,00	17,66
Dia 0-T4	0,00	15,00	2,00	1,98	0,91	0,06	19,95
Dia 3-T1	0,00	0,00	1,08	0,80	0,54	0,15	2,57
Dia 3-T2	0,00	0,00	1,93	1,88	3,75	1,67	9,23
Dia 3-T3	0,00	0,00	2,45	2,46	4,06	1,83	10,80
Dia 3-T4	0,00	0,00	0,40	0,29	0,01	0,00	0,70
Dia 5-T1	0,00	0,00	1,22	1,95	3,62	3,05	9,84
Dia 5-T2	0,00	0,00	1,60	1,23	4,52	2,83	10,18
Dia 5-T3	0,00	0,00	0,84	1,35	4,92	2,39	9,50
Dia 5-T4	0,00	0,00	0,54	0,48	1,21	0,00	2,23
Dia 10-T1	0,00	0,80	1,70	1,31	2,23	0,78	6,82
Dia 10-T2	0,00	0,38	1,40	1,59	1,89	0,22	5,48
Dia 10-T3	0,00	0,40	1,20	1,42	2,28	1,55	6,85
Dia 10-T4	0,00	0,00	1,00	1,51	2,41	1,53	6,45
Dia 15-T1	0,00	0,00	1,40	1,85	2,35	1,34	6,94
Dia 15-T2	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01
Dia 15-T3	0,00	0,00	0,60	1,37	2,41	1,09	5,47
Dia 15-T4	0,00	0,00	1,10	1,78	2,20	1,15	6,23
Dia 30-T1	0,00	0,00	0,65	2,40	3,55	1,55	8,15
Dia 30-T2	0,00	0,00	0,00	2,00	0,55	0,55	3,10
Dia 30-T3	0,00	0,00	0,27	1,96	1,45	1,15	4,83
Dia 30-T4	0,00	0,00	0,10	2,28	1,82	1,47	5,67

**ANEXO IX – TABELA COM O TAMANHO DAS PARTÍCULAS DE LODO BRUTO E TERMOHIDROLISADOS OBSERVADOS PELA MICROSCOPIA ÓPTICA**

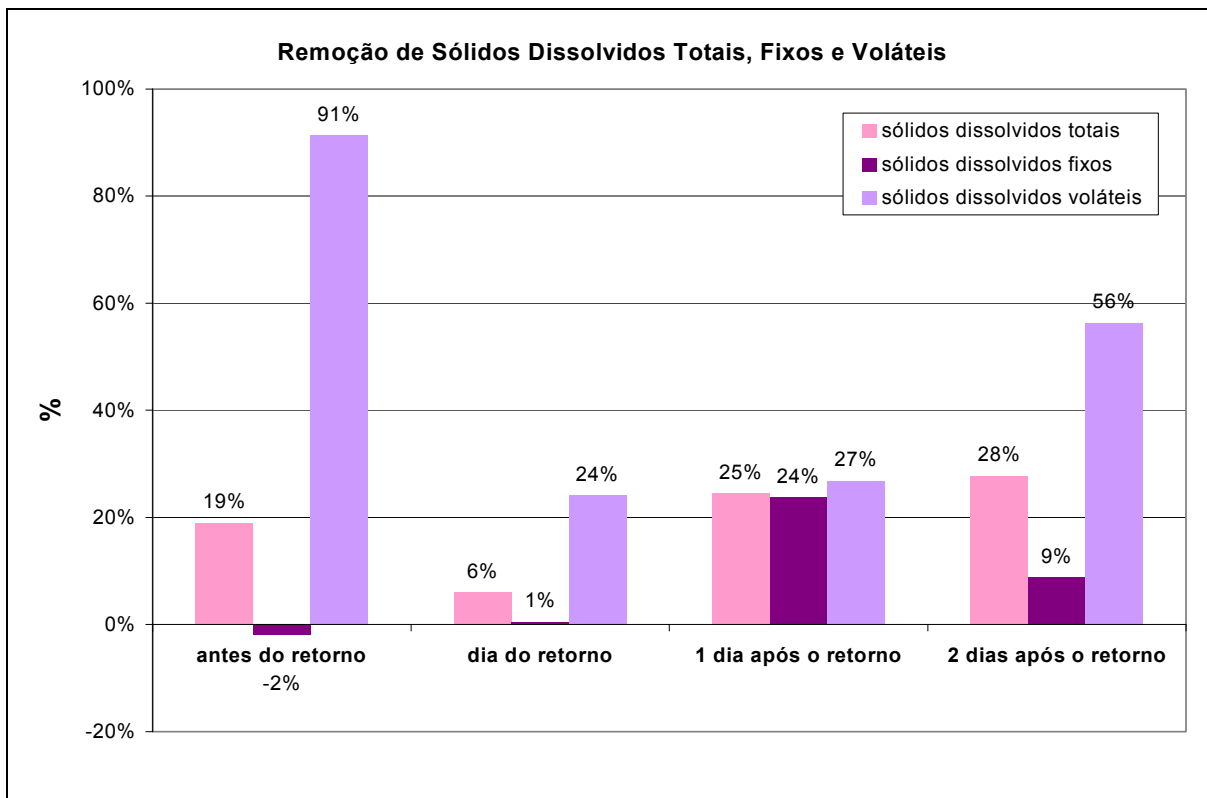
partículas	0 hora		72 horas		120 horas		240 horas		360 horas		720 horas	
	Comp.	Larg.	Comp.	Larg.	Comp.	Larg.	Comp.	Larg.	Comp.	Larg.	Comp.	Larg.
1	457,12	428,55	199,99	142,85	228,56	114,28	85,71	28,57	142,85	114,28	85,71	85,71
2	285,7	171,42	85,71	57,14	85,71	85,71	28,57	28,57	85,71	57,14	228,56	57,14
3	171,42	171,42	85,71	57,14	85,71	28,57	57,14	57,14	171,42	28,57	85,71	57,14
4	228,56	199,99	285,7	142,85	114,28	85,71	142,85	85,71	57,14	57,14	171,42	114,28
5	314,27	257,13	171,42	114,28	199,99	85,71	57,14	28,57	85,71	57,14	85,71	85,71
6	285,7	114,28	285,7	142,85	71,425	57,14	85,71	57,14	114,28	57,14	228,56	171,42
7	371,41	285,7	285,7	114,28	28,57	28,57	57,14	57,14	142,85	85,71	199,99	142,85
8	285,7	257,13	85,71	28,57	85,71	57,14	114,28	57,14	171,42	114,28	428,55	114,28
9	485,69	399,98	142,85	142,85	142,85	85,71	171,42	142,85	85,71	57,14	85,71	85,71
10	314,27	142,85	285,7	114,28	114,28	57,14	314,27	142,85	142,85	114,28	114,28	57,14
11	228,56	199,99	85,71	57,14	85,71	57,14	57,14	57,14	114,28	28,57	257,13	57,14
12	399,98	285,7	85,71	57,14	57,14	57,14	85,71	57,14	114,28	85,71	114,28	57,14
13	399,98	257,13	114,28	85,71	85,71	57,14	85,71	57,14	114,28	57,14	85,71	57,14
14	285,7	142,85	114,28	57,14	228,56	85,71	142,85	114,28	485,69	199,99	171,42	114,28
15	371,41	285,7	285,7	142,85	171,42	57,14	114,28	85,71	142,85	57,14	114,28	57,14
16	342,84	257,13	142,85	85,71	85,71	28,57	142,85	28,57	171,42	142,85	85,71	85,71
17	285,7	142,85	85,71	57,14	85,71	57,14	85,71	28,57	171,42	114,28	371,41	57,14
18	428,55	314,27	171,42	85,71	85,71	57,14	114,28	114,28	142,85	57,14	114,28	57,14
19	314,27	228,56	228,56	57,14	108,56	62,85	85,71	57,14	142,85	85,71	114,28	114,28

partículas	0 hora		72 horas		120 horas		240 horas		360 horas		720 horas	
	Comp.	Larg.	Comp.	Larg.	Comp.	Larg.	Comp.	Larg.	Comp.	Larg.	Comp.	Larg.
20	114,28	85,71	114,28	85,71	85,71	28,57	57,14	57,14	114,28	57,14	85,71	57,14
21	1285,65	228,56	171,42	142,85	114,28	85,71	85,71	57,14	142,85	57,14	171,42	114,28
22	285,7	199,99	171,42	114,28	114,28	57,14	57,14	85,71	85,71	57,14	257,13	85,71
23	285,7	85,71	85,71	85,71	114,28	57,14	57,14	57,14	199,99	85,71	285,7	114,28
24	199,99	114,28	114,28	57,14	85,71	85,71	85,71	28,57	114,28	114,28	142,85	57,14
25	257,13	142,85	142,85	171,42	114,28	57,14	114,28	85,71	171,42	114,28	85,71	85,71
<b>médias</b>	<b>347,41</b>	<b>215,99</b>	<b>161,13</b>	<b>96,00</b>	<b>111,19</b>	<b>63,08</b>	<b>99,42</b>	<b>66,28</b>	<b>145,14</b>	<b>82,28</b>	<b>166,85</b>	<b>85,71</b>

## ANEXO X – GRÁFICO COM A PORCENTAGEM DE REMOÇÃO DO RALF PARA CADA TIPO DE SÓLIDOS APÓS O RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO AO RALF







## ANEXO XI – VALORES DOS PARÂMETROS ANALISADOS DO RALF ANTES E APÓS O RETORNO DO LODO TERMOHIDROLISADO

PARÂMETROS	antes do retorno			dia do retorno			1 dia após o retorno			2 dias após o retorno		
	entrada	saída	remoção	entrada	saída	remoção	entrada	saída	remoção	entrada	saída	remoção
DBO <sub>5</sub> (mg/l)	95,8	44,1	54%	73,5	54	27%	87	28,2	68%	118,2	43,8	63%
DQO (mg/l)	275	164	40%	269,5	277,1	-3%	309,8	113,9	63%	299,3	206,5	31%
P-PO <sub>4</sub> (mg/l)	3,5	3,3	6%	3,1	1,8	42%	3,9	3,2	18%	5,2	3,3	37%
pH	6,9	7,1	-3%	6,7	6,7	0%	6,6	6,8	-3%	6,7	6,8	-1%
Nitrogênio total (mg/l)	30	28,4	5%	26,3	34,1	-30%	30,4	23,7	22%	32,6	39,9	-22%
Sólidos totais (mg/l)	350	264	25%	337	428	-27%	384	242	37%	419	300	28%
Sólidos totais fixos (mg/l)	224	223	0%	210	284	-35%	221	163	26%	213	168	21%
Sólidos totais voláteis (mg/l)	126	41	67%	127	144	-13%	163	79	52%	206	102	50%
Sólidos suspensos totais (mg/l)	92	55	40%	87	193	-122%	115	39	66%	103	72	30%
Sólidos suspensos fixos (mg/l)	24	19	21%	18	93	-417%	19	9	53%	23	25	-9%
Sólidos suspensos voláteis (mg/l)	68	36	47%	69	100	-45%	96	30	69%	80	47	41%
Sólidos dissolvidos totais (mg/l)	258	209	19%	250	235	6%	269	203	25%	316	228	28%
Sólidos dissolvidos fixos (mg/l)	200	204	-2%	192	191	1%	202	154	24%	190	173	9%
Sólidos dissolvidos voláteis (mg/l)	58	5	91%	58	44	24%	67	49	27%	126	55	56%
Sólidos sedimentáveis (ml/l)	1	1	0%	2	1,5	25%	2	1,5	25%	2,2	1,2	45%