

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

**DESEMPENHO DE UM REATOR UASB EM ESCALA PILOTO PARA
O TRATAMENTO ANAERÓBIO DE LÍQUIDOS PERCOLADOS DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

FÁBIO RITA

FLORIANÓPOLIS, SC
FEVEREIRO, 2002



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

**DESEMPENHO DE UM REATOR UASB EM ESCALA PILOTO PARA O
TRATAMENTO ANAERÓBIO DE LÍQUIDOS PERCOLADOS DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

FÁBIO RITA

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Química do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.

Orientador: Prof. Hugo Moreira Soares, Ph.D.

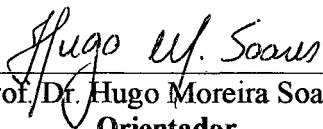
FLORIANÓPOLIS, SC
FEVEREIRO, 2002

Desempenho de um Reator UASB em Escala Piloto para o Tratamento Anaeróbio de Líquidos Percolados de Resíduos Sólidos Urbanos

Por

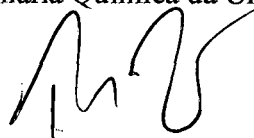
Fábio Rita

Dissertação julgada para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Química**, área de concentração **Desenvolvimento de Processos Químicos e Biotecnológicos** e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina.



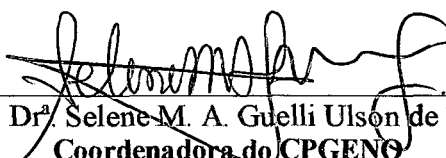
Prof. Dr. Hugo Moreira Soares

Orientador



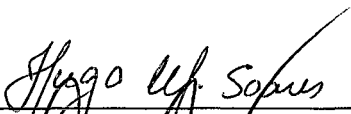
Prof. Dr. Paulo Belli Filho

Co-orientador



Prof.ª Dr.ª Selene M. A. Guelli Ulson de Souza
Coordenadora do CPGENQ


Banca Examinadora:



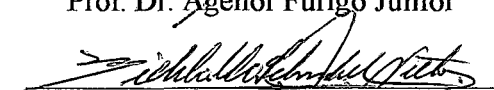
Prof. Dr. Hugo Moreira Soares



Prof. Dr. Paulo Belli Filho



Prof. Dr. Agenor Furigo Júnior



Prof. Dr. Willibaldo Schmidel Netto

Florianópolis, 20 de Fevereiro de 2002



by Vinicius Miesbach Rita (4 anos)

À Deus que me indicou o caminho certo para seguir.

Aos meus pais, Arnaldo e Ismália,
por me apontarem o caminho
e por me darem condições
de ser livre para escolher.

Ao meu filho, Vinícius por me ter
feito pai e por me ensinar,
a todo o momento,
que é impossível esperar,
mas, acreditar sempre!

A minha esposa, Cristina pelo apoio
e estímulo nesta longa
jornada de mestrado.

AGRADECIMENTOS

São tantos!

Mas aqui vai...

Ao pessoal do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, em especial aos colegas Nico, Américo, Carlos, Bia, Rafael, Flávia, Adriano e Nadja e a todos com quem pude contar durante o trabalho realizado no LIMA; à Raquel Finkler pela amizade e pelo apoio nas realizações dos procedimentos laboratoriais; aos professores Drs. Paulo Belli Filho e Willian Gerson Mathias pelo apoio e pelo espaço concedido no departamento para a realização dos experimentos.

A todos os colegas do Departamento de Engenharia Química e de Alimentos da UFSC, em especial aos colegas Fabrício, Valéria, Angelina, Mires, Gabriela, Martha, Pablo, Mônica e a todos com quem pude contar durante o trabalho realizado no LDPT; ao professor Dr. Hugo Moreira Soares, pessoa essencial para a realização desta pesquisa, dando sugestões, orientando e principalmente confiando nesta jornada de mestrando.

Aos meus amigos, Leandro Danielski e Davi da Silva, pessoas maravilhosas com quem eu pude contar em todos os momentos desde a graduação.

À toda a minha família, porque não há família melhor neste mundo! à minha irmã Graziela pelo carinho; à minha tia Myrian pelo carinho e atenção; ao meu sobrinho Matheus e ao meu afilhado Rafael pelo carinho. Aos meus pais, Arnaldo e Ismalia que nunca mediram esforços para me verem realizados. E, em especial e com muito carinho, a minha esposa Cristina, companheira durante um período maravilhoso, amiga e a maior incentivadora da minha carreira. Ao Vinícius pelo carinho e atenção...filho adorável que me proporciona a maior felicidade que posso experimentar!

Ao CNPq pela concessão da bolsa de pós-graduação.

A FINEP/PROSAB pelo apoio financeiro para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	iv
LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	vi
RÉSUMO	viii
<i>ABSTRACT</i>	ix
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo Geral	3
2.2 Objetivos Específicos	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)	4
3.2 Disposição e Tratamento dos Resíduos Sólidos Urbanos	6
3.2.1 Disposição à Céu Aberto (lixões)	7
3.2.2 Incineração	7
3.2.3 Compostagem	8
3.2.4 Aterro Sanitário	8
3.3 Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Municipais (FORSM)	10
3.4 Transformações Químicas e Biológicas que Ocorrem no Interior do Aterro Sanitário	11
3.4.1 Mecanismos de Formação de Percolado	13
3.4.2 Características do Percolado	14
3.4.3 Recirculação do Percolado no Aterro	17
3.4.4 Formas de Tratamento do Percolado do Aterro Sanitário	18
3.5 Processo Biológico Anaeróbio	22
3.5.1 Aspectos Microbiológicos e Bioquímicos	25
3.5.2 Influência dos Fatores Ambientais na Atividade Anaeróbia	27
3.6 Reatores Biológicos Anaeróbios	29
3.6.1 Reator Anaeróbio de Contato	30
3.6.2 Filtro Anaeróbio	32
3.6.3 Reator de Leito Fluidificado	32
3.6.4 Reator Híbrido	33

3.6.5 Reator Tubular de Filme Fixo	34
3.6.6 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)	34
3.7 Fermentação Anaeróbia em Fase Semi-Sólida (FAFSS)	37
4. MATERIAL E MÉTODOS	41
4.1 Sistema	41
4.2 Substratos: Amostragem e Preservação	44
4.2.1 Etapa I : Percolado do Aterro Sanitário	44
4.2.2 Etapa II: Percolado do Reator RSO	45
4.3 Alimentação do Reator	46
4.4 Inóculo	46
4.5 Partida do Reator UASB	46
4.6 Métodos Analíticos	47
4.6.1 Determinação do pH	47
4.6.2 Determinação da DQO	48
4.6.3 Determinação da DBO ₅	48
4.6.4 Determinação da Alcalinidade Total	49
4.6.5 Determinação de Cloretos	49
4.6.6 Determinação de Fósforo Total	50
4.6.7 Determinação de Ferro Total	50
4.6.8 Determinação do Nitrogênio Total (KJELDHAL)	50
4.6.9 Determinação do Nitrogênio Amoniacal	51
4.6.10 Determinação de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV)	51
4.6.11 Determinação de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	51
4.6.12 Determinação de Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	52
4.6.13 Determinação dos Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV)	52
4.6.14 Determinação da Produção de Gases: Metano e Dióxido de Carbono	54
4.6.15 Determinação e Manutenção da Temperatura do Reator UASB	55
4.7 Atividade Metanogênica Específica	55
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1 Resultados da Caracterização dos Percolados	59
5.2 Caracterização do Inóculo Utilizado na Partida do Reator UASB e o seu comportamento ao Longo do Ensaio	61

5.3 Ensaio de Biodegradabilidade em Sistema Contínuo Utilizando Reator UASB	66
5.4 Considerações Finais.....	69
6. CONCLUSÕES.....	71
7. SUGESTÕES	72
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
9. ANEXOS.....	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Composição do chorume nas fases de um aterro, encontrado na literatura	16
Tabela 4.1	Soluções estoque utilizadas nos ensaios	56
Tabela 4.2	Composição da solução estoque de ácidos orgânicos para o teste de atividade metanogênica.....	56
Tabela 5.1	Resultados da caracterização das amostras de percolado.....	59
Tabela 5.2	Caracterização do lodo da CASAN.....	62
Tabela 5.3	Perfil de sólidos presentes no sistema.....	63

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Desenho esquemático do projeto de um aterro sanitário.....	10
Figura 3.2	Fases de estabilização do percolado em um aterro sanitário.....	13
Figura 3.3	Conversão biológica nos sistemas aeróbios e anaeróbios.....	24
Figura 3.4	Seqüências metabólicas e grupos envolvidos na digestão anaeróbia.....	26
Figura 3.5	Desenho esquemático dos principais biodigestores anaeróbios.....	31
Figura 4.1	Desenho esquemático dos sistema utilizado como reator UASB, de acordo com SOARES (2001).....	43
Figura 4.2	Fotografia do UASB em operação. Gasômetro de cúpula flutuante conectado.....	43
Figura 4.3	Esquema utilizado para realização do teste de atividade metanogênica.....	57
Figura 5.1a	Perfil de ST ao longo do UASB.....	64
Figura 5.1b	Perfil de SV ao longo do UASB.....	64
Figura 5.1c	Perfil de SST ao longo do UASB.....	64
Figura 5.1d	Perfil de SSV ao longo do UASB.....	64
Figura 5.2a	Perfil de ST ao longo do UASB.....	65
Figura 5.2b	Perfil de SV ao longo do UASB.....	65
Figura 5.2c	Perfil de SST ao longo do UASB.....	65
Figura 5.2d	Perfil de SSV ao longo do UASB.....	65
Figura 5.3	Evolução dos parâmetros de controle de reator UASB, onde os pontos de 1 a 5 são as diferentes coletas em toda a operação.....	67

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AME	atividade metanogênica específica.
AME_{max}	atividade metanogênica específica máxima.
AOV	ácidos orgânicos voláteis.
CASAN	Companhia Catarinense de Água e Saneamento
CNTP	condições normais de temperatura e pressão.
d	dia.
DQO	demanda química de oxigênio.
DBO	demanda bioquímica de oxigênio.
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos.
f_c	fator de produção de gás
FAFSS	fermentação anaeróbia em fase semi-sólida.
FORSM	fração orgânica dos resíduos sólidos municipais.
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
LDPT	Laboratório de Desenvolvimento de Processos Tecnológicos.
LEEA	Laboratório Experimental de Engenharia Ambiental.
LIMA	Laboratório Integrado do Meio Ambiente.
LPB	Laboratório de Processos Biológicos.
pH	potencial hidrogeniônico.
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.
PROSAB	Programa de Saneamento Básico.
Pv	pressão de vapor.
q_{esp}	carga orgânica específica.
qv	carga orgânica aplicada
r	reator.
RSO	reator de resíduos sólidos orgânicos em fase semi-sólida.
RSU	resíduos sólidos urbanos.
RSM	resíduos sólidos municipais.
SST	sólidos suspensos totais.
SSV	sólidos suspensos voláteis.
ST	sólidos totais.
SV	sólidos voláteis.

TRH

tempo de retenção hidráulica.

UASB

reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.

RESUMO

O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de realizar a partida (start-up) de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), no tratamento de percolados gerados em biodigestores de resíduos sólidos orgânicos em fase semi-sólida (RSO). Para esta pesquisa foi utilizado um reator UASB de aproximadamente 9,5 L de acrílico conectado a um gasômetro de cúpula flutuante com reciclo do chorume ao reator RSO. O reator UASB foi inoculado com um lodo anaeróbio granular e após 220 dias de operação a sua atividade metanogênica específica (AME) teve um aumento significativo de 105%, com a exposição do mesmo ao chorume tanto do aterro sanitário quanto do reator RSO. O percolado utilizado na primeira etapa do processo (etapa de aclimatação dos microorganismos) foi coletado em um aterro sanitário localizado na região da grande Florianópolis e armazenado em freezer para manter suas propriedades e características. A segunda etapa do processo se fez pela introdução do percolado proveniente do reator RSO na alimentação do UASB. O acúmulo de sólidos no UASB ao longo do período de operação teve alguns problemas operacionais, como o de entupimento das mangueiras de alimentação, mas nada que pudesse interferir no bom desempenho do reator, evidenciado pela resposta do sistema. A DQO do percolado para a alimentação do UASB variou em torno de 2.800 a 38.670 mg O₂/L em temperaturas entre 25 a 27°C durante toda a operação no reator. Tanto o procedimento para a partida como o de aclimatação dos microorganismos anaeróbios mostrou-se adequado, uma vez que o reator UASB foi operado de forma relativamente estável, com remoções de DQO acima de 75% e produzindo um biogás com um percentual médio de metano em torno de 84,5% em grande parte da operação com o reator, mesmo em condições adversas.

ABSTRACT

The present work was developed with the objective of accomplishing the start-up of a anaerobic reactor of ascending flow and mud blanket, in the leachate treatment generated in bioreactors of organic solid residues in semi-solid phase (RSO). To this research a reactor was used UASB of approximately 9,5 L of acrylic connected to a bottle of flotation to dome without recycle of the leachate to the RSO reactor. The reactor UASB was inoculated with a sludge anaerobic granular and after 220 days of operation its activity specific metanogenic it had a significant increase of 105%, with the exhibition of the same to the leachate so much of the sanitary embankment as of the RSO reactor. The leachate used in the first stage of the process (stage of acclimatization of the microorganisms) it was collected in a landfill sanitary located in the area of great Florianópolis and stored in freezer to maintain its properties and characteristics. The second stage of the process was made herself by the introduction of the coming leachate of the RSO reactor in the feeding of UASB. The accumulation of solids in UASB along the operation period had some operational problems, as the one of blockage of the feeding hoses, but anything that it could interfere in the good acting of the reactor, evidenced by the answer of the system. DQO of the leachate for the feeding of UASB varied around 2.800 to 38.670 mg O₂/L in temperatures among 25 to 27°C during all the operation in the reactor. So much the procedure for the departure as the one of acclimatization of the anaerobics microorganisms was shown appropriate, once the reactor UASB was operated relatively in way stable, with removals of DQO above 75% and producing a biogas with a percentile one medium of methane around 84,5% in a large part of the operation with the reactor, even in adverse conditions.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente um dos principais problemas ambientais e de saúde pública é proveniente da disposição inadequada de resíduos sólidos domésticos e municipais. O resíduo sólido que vem recebendo maior atenção das administrações municipais, dos técnicos e da sociedade em geral, é o lixo urbano, devido ao grande volume gerado, aos problemas sanitários e conseqüentemente aos enormes custos envolvidos, sendo que esses resíduos são dispostos de diversas formas que nem sempre são as formas adequadas (PINTO e JÚNIOR, 2000; GHANEM *et al.*, 2001).

A enorme quantidade de lixo gerada, especialmente nos grandes centros, vem preocupando tanto as autoridades quanto aos pesquisadores. Dentro desta preocupação evidentemente surgiram uma série de idéias e tecnologias aplicáveis em diferentes extensões.

No entanto, parece ser ponto pacífico que nenhuma das tecnologias atualmente imaginadas são absolutas, ou seja, consideradas como solução global para o problema do lixo urbano. Tanto isto é verdade, que a grande maioria do lixo gerado continua sendo disposta em aterros sanitários, que ainda representa a alternativa mais econômica, apesar de suas inúmeras desvantagens. Tais desvantagens repousam especialmente na não reciclagem de materiais, na baixa potencialidade de utilização do biogás, na dificuldade em encontrar locais adequados e próximos aos pontos de geração do material a ser descartado e na possibilidade de contaminação das águas subterrâneas e das águas de superfície pelo líquido percolado, ou também conhecido como chorume, resultante da degradação biológica e da lixiviação dos resíduos dispostos nos aterros, com carga poluidora, várias vezes maiores que a do esgoto doméstico (HAMADA, 1997; NETO e MOTA, 1999).

O tratamento deste percolado é comumente realizado utilizando-se processos biológicos aeróbios, (lagoas aeradas) onde o mesmo tem como inconveniente à produção de grandes quantidades de lodos residuais e grandes custos de energia referentes aos aeradores.

Dentre as soluções para os problemas ambientais, associados à disposição de resíduos sobre o solo, está a utilização da biotecnologia no saneamento ambiental, a qual corresponde a aplicação de métodos de engenharia que, utilizam microorganismos ou que

conduzam ao desenvolvimento de microorganismos no meio, cuja finalidade principal é a obtenção de um produto que propicie benefícios ao homem sem afetar seu ambiente.

O desenvolvimento de sistemas de tratamento mais eficientes com custos operacionais reduzidos, além de alternativas tecnológicas para redução e disposição final de lodo produzido, são os desafios a serem enfrentados nesta área. O processo de digestão anaeróbia vem se apresentando muito promissor para estes fins, uma vez que, dentre outras vantagens degrada compostos aromáticos de difícil degradação via aeróbia, reduz metais pesados além da capacidade de reduzir a cor, e produz de 5 a 20 vezes menos lodo biológico comparado com o processo aeróbio.

Pode-se considerar esta pesquisa como um trabalho pioneiro relacionado ao tratamento anaeróbio de percolado proveniente de aterros sanitários e de reator de resíduos sólidos orgânicos em fase semi-sólida desenvolvido na UFSC, onde o mesmo é parte integrante do subprojeto 1 desenvolvido pelo programa de saneamento básico (PROSAB) que desde 1998 tem uma linha de pesquisa na universidade em relação a água de abastecimento, esgoto doméstico, resíduos sólidos e lodos de tanque sépticos, cujo título é a Bioestabilização de Lodos de Tanques Sépticos e de Resíduos Sólidos Orgânicos em Digestores Anaeróbios, sendo desenvolvido em parceria envolvendo os Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) e o de Engenharia Química e Alimentos (EQA) da UFSC, com o apoio financeiro da FINEP/PROSAB.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este trabalho teve como objetivo realizar a partida e operar um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), no tratamento de percolados gerados em reatores de resíduos sólidos orgânicos em fase semi-sólida (RSO).

2.2 Objetivos Específicos

- Aclimatar microorganismos anaeróbios para o tratamento deste percolado em reator UASB.
- Determinar parâmetros de operação e controle do sistema, para ampliação de escala.
- Determinar a eficiência da degradação deste percolado no processo de digestão anaeróbia utilizando um reator UASB.
- Verificar a adequabilidade do uso de um reator UASB de volume 50 vezes inferior ao volume do reator RSO para tratar os líquidos percolados do mesmo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Atualmente a humanidade defronta-se com um grande problema: a crescente produção de lixo urbano. Este problema é gerado em parte pelo próprio desenvolvimento industrial, que criou mecanismos tecnológicos sofisticados, permitindo a produção de bens de consumo a partir de uma acelerada exploração dos recursos naturais (muitos dos quais não renováveis). Isso resulta no aumento da produção de lixo per capita e também na mudança de sua composição qualitativa, contribuindo para uma série de questões de ordem ambiental, econômica e social (NETO, 1994).

O lixo urbano vem recebendo maior atenção das administrações municipais, dos técnicos e da sociedade em geral devido ao grande volume gerado, aos problemas sanitários e conseqüentemente aos enormes custos envolvidos crescendo significativamente ano a ano à medida que as atividades humanas se desenvolvem (CHANG, 1989; GHANEM *et al.*, 2001).

As características dos resíduos sólidos produzidos no Brasil tornam necessárias pesquisas fundamentais para ampliar os conhecimentos sobre as rotas metabólicas de degradação do mesmo, pois as mesmas variam ao longo do seu percurso, desde a geração até o destino final, fornecendo dados reais que possam ser aplicados na tecnologia da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos coerentes com a realidade do Brasil (PINTO, 2000).

Segundo TEM BRUMMELER *et al.* (1991), os resíduos sólidos municipais (RSM) se caracterizam por sua composição heterogênea podendo se dividir em uma fração orgânica e outra inorgânica.

A população mundial ultrapassou a marca de 6 bilhões de pessoas em 1999 e poderá chegar a 9,3 bilhões por volta de 2025 (CORSON, 1993¹ apud ANDRADE, 1999).

¹ CORSON, W. H. 1993. Manual global de ecologia. Câmara Brasileira de Livros. São Paulo/SP. 330p.

O crescimento acelerado e desordenado da população mundial aumentou consideravelmente o uso das reservas do planeta para a produção de bens de consumo, gerando uma quantidade excessiva de lixo.

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) realizada pelo IBGE, em 1991 mostrou que o incremento populacional, bem como o aumento do grau de urbanização no Brasil, não foi acompanhado de medidas necessárias para dar ao lixo gerado por esta população um destino adequado (IBGE, 1991).

O Brasil com uma população estimada em 160 milhões de habitantes produz aproximadamente em torno de 241 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia onde o destino de 75% desses restos tidos como inúteis, indesejáveis ou descartáveis ainda são os abomináveis lixões a céu aberto. Os aterros controlados recebem 13% desse volume, nos aterros sanitários são depositados 10% e apenas 1% é encaminhado para tratamento. É uma estatística muito pobre para um lixo avaliado como um dos mais ricos do mundo (COUTINHO, 1999² apud PINTO, 2000).

O resultado principal da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, em junho de 1992, foi a elaboração do documento denominado "Agenda 21". O capítulo 21, Seção II - "Manejo Ambientalmente Saudável dos Resíduos Sólidos e Questões Relacionadas com os Esgotos", tratou exclusivamente da questão do lixo (BRASIL, 1995³ apud ANDRADE, 1999).

A Agenda 21 estabeleceu que até o ano 2000 todos os países em desenvolvimento deveriam adotar critérios de qualidade, objetivos e normas para o tratamento e depósito de resíduos, baseados na natureza e capacidade de assimilação do meio ambiente receptor. Foi acordado também que até 2025 todos os resíduos sólidos deveriam estar depositados de acordo com diretrizes nacionais ou internacionais de qualidade ambiental.

² COUTINHO, J.S.T. (1999). Lixo Urbano um indicador do progresso. *Revista de Química Industrial*. 67, 715.

³ BRASIL 1995. Comissão de Defesa do Consumidor, Meio Ambiente e Minorias da Câmara dos Deputados. In: CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. Rio de Janeiro, de 3 a 14 de junho de 1992. Brasília/DF. 471p.

Segundo KOERNER and SOONG (2000), dependendo dos locais específicos há quatro tipos gerais de material residual aterrados, são eles:

- Resíduos sólidos municipais (RSM), que consiste de resíduos domésticos e são considerados como não perigosos;
- Resíduos industriais, que consiste de resíduos industriais e são considerados perigosos;
- Resíduos inertes, que consiste de cinzas de incineradores, restos de demolições, escombros e;
- Resíduos abandonados, que consiste em uma mistura de todos os resíduos descritos acima ou simplesmente se desconhece a procedência do material.

3.2 Disposição e Tratamento dos Resíduos Sólidos Urbanos

Existem evidências de que os resíduos domésticos e agrícolas eram enterrados em trincheiras na Mesopotâmia para a produção de fertilizante orgânico, utilizado na cultura de cereais 2.500 anos antes de Cristo. Os romanos, preocupados com a grande quantidade de roedores e insetos nos locais de depósito de lixo, abriam valas para aterrar os resíduos (CAMPINAS, 1996⁴ apud ANDRADE, 1999).

Durante a Idade Média, a peste bubônica matou mais de 20 milhões de pessoas na Europa e desde então, técnicas mais confiáveis de manejo dos resíduos foram desenvolvidas, até surgir o que conhecemos hoje por aterro sanitário (CAMPINAS, 1996⁴ apud ANDRADE, 1999).

A poluição causada pelos resíduos orgânicos em decomposição nos lixões pode contaminar os solos, o ar e as águas superficiais e subterrâneas (TIMUR and ÖZTURK, 1999) alterando suas características físicas, químicas e biológicas, colocando em risco a vida dos seres humanos, através do surgimento de doenças como cólera, tifo, leptospirose, pólio, hepatite, diarreia, entre outras (IPT, 1995).

⁴ CAMPINAS 1996. Secretaria de Serviços Públicos / Secretaria da Administração de Campinas: A Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos / Concepção. Coordenação Técnica e Supervisão Geral: Ernesto Dimas Paulella e Clair de Oliveira Scapim. Campinas. 224p.

PINTO e JÚNIOR (2000), relatam que a disposição inadequada dos resíduos sólidos nem sempre são sanitariamente adequados.

Os processos de disposição do lixo urbano mais praticados atualmente incluem: disposição a céu aberto, incineração, compostagem e disposição em aterros sanitários.

3.2.1 Disposição à Céu Aberto (Lixões)

A disposição a céu aberto há muito tempo vinha sendo a alternativa mais praticada no Brasil. No entanto, esta prática vem sendo abandonada devido às restrições impostas na legislação pelas instituições controladoras de poluição. Entre os principais problemas gerados, podem ser citados: espalhamento do lixo acumulado pela ação dos ventos e pelos animais atraídos por restos de alimentos; forte odor desenvolvido pela putrefação da matéria orgânica; contaminação e propagação de doenças através de animais tais como ratos e pássaros (IPT, 1995).

3.2.2 Incineração

A incineração é uma alternativa que vem sendo defendida por muitos como sendo a melhor solução, devido à grande redução de volume do material. Porém, existe uma série de problemas associados com a operação dos incineradores, principalmente com relação à poluição atmosférica proveniente dos gases gerados na combustão do lixo. Para que estes gases sejam devidamente tratados, os custos de operação de um incinerador são aumentados excessivamente, praticamente inviabilizando o processo (IPT, 1995).

Segundo GAU and CHOW (1998), muitos incineradores em grande escala tem sido projetados para resolverem os problemas do tratamento dos resíduos na Tailândia, promovendo assim um problema político das administrações locais daquele País, decorrentes do elevado custo desses incineradores.

PARK *et al.* (1999), afirma que 6% dos resíduos sólidos são incinerados na Coreia minimizando parte daqueles destinados a aterros sanitários.

Para IKEGUCHI (1994), a incineração dos resíduos sólidos municipais como forma de combustível tem alta prioridade na política do Programa Nacional de gestão de Resíduos no Japão decorrente da escassez de locais para os aterros sanitários.

Já para SONESSON *et al.* (2000), na Suécia aproximadamente 50% dos resíduos sólidos biodegradáveis são incinerados, 45% são depositados em aterros e 5% são biologicamente tratados, porém o controle das emissões gasosas dos incineradores e das plantas de esgoto são tipicamente soluções que não resolvem os problemas, mas somente os move em espaço (no caso dos aterros) e em tempo (no caso da geração de chorume no futuro).

3.2.3 Compostagem

A compostagem vem sendo uma alternativa bastante defendida, principalmente do ponto de vista ecológico. É um processo microbiológico que estabiliza a matéria orgânica, produzindo um material que pode ser reaproveitado como fertilizante. No entanto, a compostagem é condicionada a ser praticada em materiais com elevada fração de matéria orgânica, exigindo uma separação mais rigorosa do lixo. Além disso, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos devem ser excluídos do sistema para que os mesmos não venham a inibir o processo e contaminar o produto (IPT, 1995).

3.2.4 Aterro Sanitário

Segundo SCHALCH e MORAES (1988), pesquisas e técnicas foram desenvolvidas de forma a minimizar o impacto do lixo urbano ao meio ambiente resultando numa solução natural para solucionar este problema confinando os resíduos sólidos em aterros sanitários, que é uma forma de disposição de lixo segura, tanto do ponto de vista sanitário quanto ambiental. É considerada uma solução atraente para o destino final dos resíduos no Brasil, pois se trata do método mais viável economicamente, além de ser uma boa alternativa energética (VAZOLLER *et al.*, 1992⁵ apud GOMES *et al.*, 1999).

De acordo com MIMIDES and PERRAKI (2000), muito dos resíduos sólidos que estão dispostos a céu aberto tem que ser acondicionado em sistemas de disposição conhecido como aterro sanitário onde o volume de resíduo é reduzido através da compactação.

⁵ VAZOLLER, R.F.; GOMES, L.P.; BALDOCHI, V.M.Z.; VILLAS BÔAS, D.M.F.; BADRA, R.J. & POVINELLE, J. (1992). Fundamental studies on biodegradability potential microbiology and biochemistry of two experimental landfills. 6TH INTERNATIONAL CONGRESS AND EXHIBITION ON SOLID WASTE, Madrid, jun.

Os aterros sanitários vêm sofrendo modificações, melhorando o seu projeto, no sentido de promover o menor dano possível ao meio ambiente seguindo os critérios de engenharia e normas operacionais adequadas (NETO *et al.*, 1999).

MÉNDEZ *et al.* (1989) e LOPES *et al.* (2001), reconhecem que os aterros controlados constituem o sistema comum mais freqüentemente empregado em nível mundial para destinar os resíduos sólidos urbanos devido à sua simplicidade operacional e baixo custo relativo.

A localização de um aterro sanitário é estudada de forma que atenda a uma série de requisitos, incluindo geologia do terreno, localização e movimentação das águas subterrâneas, zoneamento da área, distância do ponto de coleta, custos fixos e operacionais, entre outros (MARTIN *et al.*, 1999).

A Figura 3.1 apresenta um desenho das linhas gerais do projeto de um aterro sanitário onde o fundo do aterro recebe uma camada de argila compactada, e muitas vezes uma camada extra de um material plástico, para promover a sua impermeabilidade, evitando infiltração do chorume no solo. Também são colocados poços de coleta e bombeamento do chorume gerado. O lixo depositado no aterro é coberto periodicamente por uma camada de terra, formando células (LIMA, 1986; MIMIDES and PERRAKI, 2000). Tubulações perfuradas são colocadas verticalmente, com o intuito de coletar os gases produzidos pela decomposição do material, onde no total mais de 90% desse gás gerado é composto basicamente de metano e dióxido de carbono (EL-FADEL *et al.*, 1997).

Quando o aterro atinge a saturação, várias camadas de solo são colocadas por cima para cobrir, impermeabilizar parcialmente, e promover o crescimento de vegetação. Poços de controle e monitoramento de contaminação do solo e das águas subterrâneas são colocados nas redondezas do aterro (SWITZENBAUM, 1992).

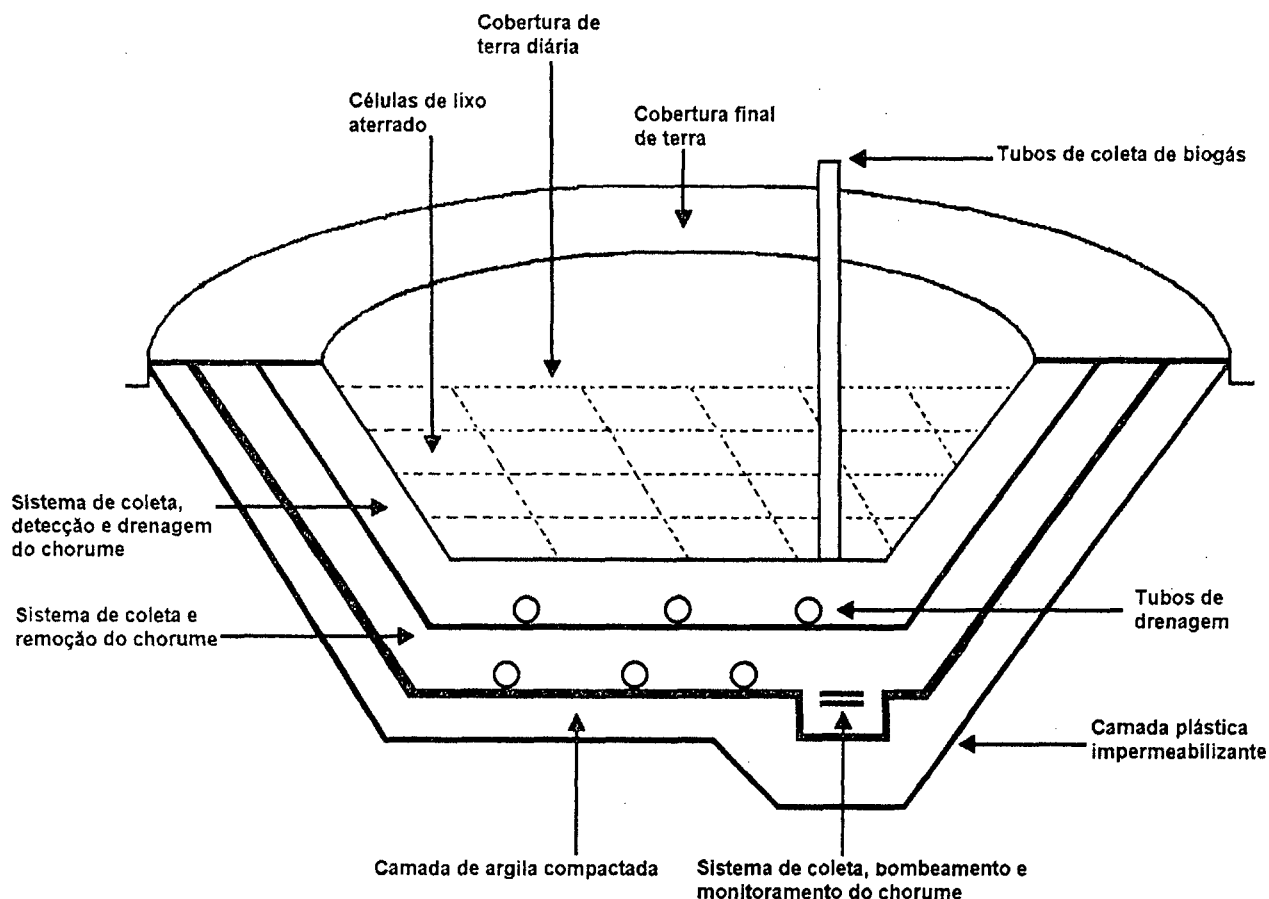


Figura 3.1: Desenho esquemático do projeto de um aterro sanitário.

Fonte: SWITZENBAUM (1992).

3.3 Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Municipais (FORSM)

Segundo OKAMOTO *et al.* (2000), a fração orgânica dos resíduos sólidos municipais (FORSM), tem uma composição variada de compostos orgânicos e inorgânicos como, carboidratos, compostos hidroxi-aromáticos e proteínas, resto de comidas, frutas, animais, resíduos vegetais, papel, vidro, plásticos metais e muitos materiais inertes (LEMA *et al.*, 1987; GHANEM *et al.*, 2001).

A FORSM é dita como resíduos biodegradáveis do lixo urbano o qual existem muitas alternativas para o seu gerenciamento como os aterros, a digestão anaeróbia (MATA-ALVARES and LLABRÉS, 2000) e a compostagem. São potencialmente úteis desde que possam ser convertidas em uma fonte de energia alternativa e utilizados também como fertilizantes (OKAMOTO *et al.*, 2000).

WANG *et al.* (1997) comentam que a concentração dos resíduos biodegradáveis no lixo urbano tem um impacto elevado em relação ao rendimento do aterro no que se refere ao metano gerado, aumentando em quantidade e qualidade o mesmo.

Porém, para PAVAN *et al.* (2000) a elevada concentração de resíduos biodegradáveis no lixo trás também graves problemas no gerenciamento dos aterros, principalmente em relação à geração do chorume com uma elevada concentração de matéria orgânica e impactos ambientais relacionados aos problemas negativos que isso gera.

3.4 Transformações Químicas e Biológicas que Ocorrem no Interior do Aterro Sanitário

Além das transformações físicas e químicas que ocorrem, o chorume gerado também sofre uma série de transformações biológicas no interior de um aterro, às vezes com carga poluidora, maior que a do esgoto doméstico (EL-FADEL *et al.*, 1997; HAMADA, 1997; NETO e MOTA, 1999).

O processo mais proeminente biologicamente que ocorre nos aterros sanitários são os anaeróbios, semelhantes aos que ocorrem nos biodigestores anaeróbios (VAZOLLER, 1999b).

De uma forma generalizada, um aterro sanitário funciona como um grande reator anaeróbio em regime de batelada. Porém, PARK *et al.* (1999) dividem o estado de decomposição de um aterro em duas fases: a fase de decomposição aeróbia de curta duração e a fase de decomposição anaeróbia.

A matéria orgânica complexada é degradada através de uma série de operações consecutivas, sendo primeiramente transformada em vários produtos intermediários como ácidos orgânicos voláteis (AOV), álcool e posteriormente transformada em biogás (PARK *et al.*, 1999).

POHLAND *et al.* (1985) e POHLAND and HARPER (1986), definem cinco fases que ocorrem durante a decomposição da matéria orgânica em um aterro, que estão descritas a seguir:

Fase 1 - Ajuste Inicial:

- Deposição inicial do lixo e acúmulo de umidade;

- Fechamento de cada sessão do aterro e assentamento inicial do terreno;
- Primeiras mudanças nos parâmetros ambientais são detectadas, revelando o início do processo de estabilização.

Fase 2 - Transição:

- Capacidade de campo é exercida e o chorume é formado;
- Transição da condição aeróbia para a anaeróbia;
- Receptor primário de elétrons passa de oxigênio para nitratos e sulfatos;
- Potencial redox decresce no sentido de estabelecer condições redutoras;
- Aparecimento de produtos metabólicos intermediários, ácidos orgânicos voláteis (AOV) no chorume.

Fase 3 - Acidificação

- AOV se torna predominante com a contínua hidrólise e fermentação dos resíduos orgânicos;
- Queda do pH, causando mobilização e possível complexação de metais pesados;
- Liberação e assimilação de nutrientes importantes, como nitrogênio e fósforo;
- Aparecimento de hidrogênio que vai controlar a natureza dos metabólicos intermediários.

Fase 4 - Metanogênese

- Consumo dos produtos intermediários para formação de metano e dióxido de carbono (biogás);
- Estabilização do pH em valor controlado pelo tampão bicarbonato e concentração de AOV;
- Potencial redox está no valor mínimo;
- Consumo contínuo de nutrientes;
- Complexação e precipitação de metais pesados;
- Concentração de orgânicos no chorume decresce devido à conversão a biogás.

Fase 5 - Maturação Final

- Relativa dormência da atividade biológica, comparada com a intensa atividade anterior de estabilização dos constituintes mais biodegradáveis;
- Nutrientes podem se tornar limitantes;
- Redução ou mesmo cessação da produção de gás;

- Aumento do potencial redox e reaparecimento do oxigênio e de espécies oxigenadas;
- Conversão dos compostos orgânicos mais biorrecalcitrantes e produção de substâncias húmicas capazes de complexar e re-mobilizar metais pesados.

A Figura 3.2 apresenta as diversas fases de estabilização descritas acima, observadas em um aterro experimental em escala piloto, que recebeu reciclo de chorume para promover a aceleração do processo (POHLAND and HARPER, 1986).

É importante observar que, este é um modelo que encontra limitações práticas na sua aplicação a aterros reais, uma vez que o tempo para completar o enchimento de um aterro é muito longo. Na realidade, as cinco fases ocorrem simultaneamente em diferentes setores do aterro, conferindo uma composição média ao chorume.

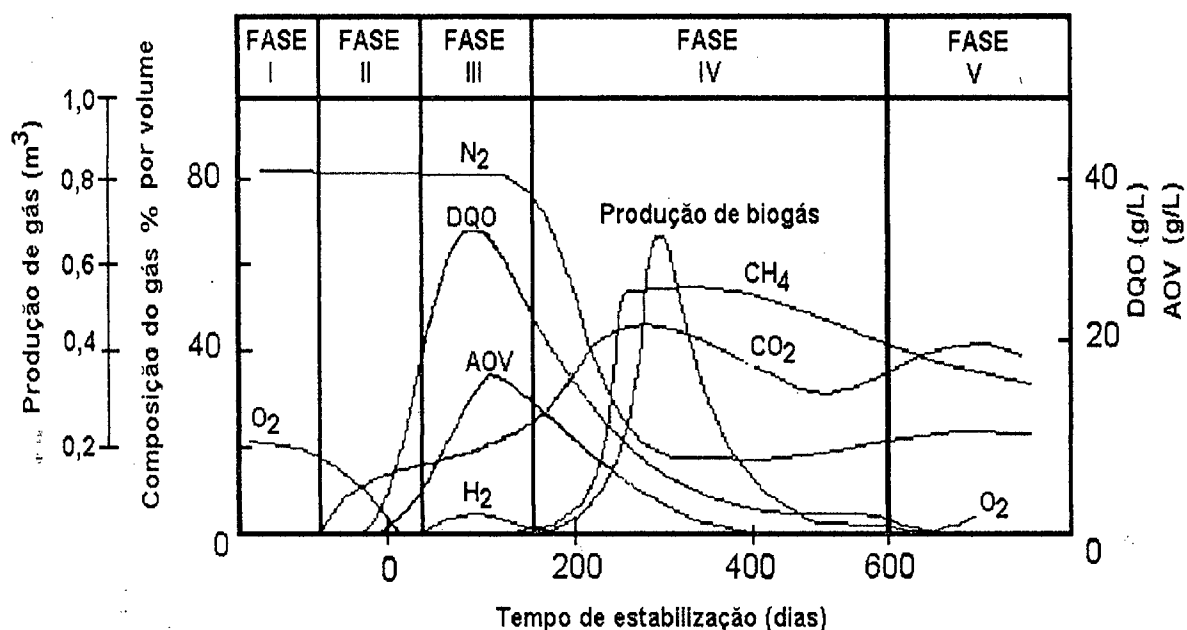


Figura 3.2: Fases de estabilização do percolado em um aterro sanitário.

Fonte: POHLAND *et al.* (1985).

3.4.1 Mecanismos de Formação de Percolado

Segundo GOMES *et al.* (1999), para que os processos de intervenção nos aterros tornem-se eficientes, é imprescindível o conhecimento mínimo das características físico-químicas e biológicas dos líquidos gerados durante a degradação dos resíduos sólidos, ou seja, do chorume.

Na maioria dos aterros sanitários, o chorume é composto basicamente pelo líquido que percola a massa de resíduo aterrada (HAMADA, 1997; IGLESIAS *et al.*, 2000; PINTO e JÚNIOR, 2000; KOERNER and SOONG, 2000), resultando na remoção de compostos solúveis pela percolação intermitente e não uniforme deste líquido, advindo de fontes externas, tais como sistemas de drenagem superficial, clima, lençol freático, nascentes e aqueles resultantes da decomposição da matéria orgânica (EL-FADEL *et al.*, 1997; COELHO *et al.*, 2001).

Os compostos solúveis são geralmente encontrados no próprio lixo ou são formados nos processos biológicos e químicos que ocorrem no interior do aterro (KEENAN *et al.*, 1991; EL-FADEL *et al.*, 1997; KOERNER and SOONG, 2000). Observam-se grandes variações nos resultados das análises dos chorumes provenientes de diferentes aterros sanitários ou lixões. As razões estão relacionadas às características da população geradora dos resíduos (nível e características de vida sócio-econômico-culturais), topografia e geologia do local do tratamento e/ou destino final do lixo, formas de coleta dos resíduos, técnicas utilizadas na construção e operação dos aterros, grau de compactação, tamanho da partícula, qualidade e quantidade do resíduo, idade do aterro e ainda, às características hidrológicas e climáticas da região (VENKATARAMANI *et al.*, 1984; POHLAND and HARPER, 1986; LEMA *et al.*, 1988; GOMES *et al.*, 1999; BORZACCONI *et al.*, 1999; HOILJOKI *et al.*, 2000).

3.4.2 Características do Percolado

A disposição imprópria de resíduos perigosos nos aterros ou nos lixões resulta na presença de substâncias químicas tóxicas na terra, no solo, nas águas subterrâneas e conseqüentemente nas emissões gasosas dos mesmos. Muitos resíduos perigosos são responsáveis por doenças graves ao ser humano como, câncer, doenças genéticas e defeitos de nascimento (CABRERA and RODRIGUES, 1999).

A decomposição do chorume em um aterro é afetada principalmente pelo estado de decomposição do lixo depositado (PARK *et al.*, 1999).

De uma forma geral, grande parte dos poluentes orgânicos de um chorume é composta de ácidos orgânicos voláteis (AOV), perfazendo 40% a 90% da matéria orgânica (ALBAIGES *et al.*, 1986; PARK *et al.*, 1999). Desses ácidos o acético costuma ser o predominante.

Segundo IGLESIAS *et al.* (2000), os ácidos orgânicos voláteis são os maiores contribuintes iniciais pela elevada DQO no chorume de um aterro sanitário. De uma forma geral muitos compostos aromáticos provenientes do metabolismo das proteínas e das ligninas, como os ácidos fenil acético, fenil propiônico, benzóico, p-hidroxibenzóico entre outros e compostos acíclicos, alifáticos, terpenos e solventes organoclorados todos de origem industrial podem estar presentes nos aterros sanitários ou lixões mais precisamente no percolado (VENKATARAMANI *et al.*, 1984; EL-FADEL *et al.*, 1997).

PARK *et al.* (1999) relata que a fase de acidificação de um aterro leva à diminuição do pH no chorume, para em torno de 4; elevando assim a concentração dos íons metálicos como cobre, cádmio, chumbo, mercúrio, zinco, ferro, entre outros no chorume.

Já na fase de metanogênese, as bactérias metanogênicas começam a decompor o material orgânico de baixo peso molecular como os ácidos orgânicos voláteis, diminuindo assim a sua concentração no chorume, elevando o pH do mesmo para em torno de 7 (PARK *et al.*, 1999).

Se o processo de degradação anaeróbia alcançar a fase metanogênica o mais cedo possível, logo após que o lixo é aterrado, mais matéria orgânica é transferido para a fase gasosa e menos para a fase líquida (chorume), propiciando uma produção maior de biogás como forma que energia mais lucrativa disponível, requerendo menos energia e menos custo para o tratamento posterior do chorume (IGLESIAS *et al.*, 1998; IGLESIAS, *et al.*, 2000; O'KEEFE and CHYNOWETH, 2000).

Quanto aos componentes inorgânicos mais abundantes de um chorume, encontram-se o sódio, cálcio, amônio e potássio. A Tabela 3.1 apresenta parte de uma tabela apresentada por POHLAND and HARPER (1986) de alguns valores encontrados na literatura para caracterização do chorume, durante 4 das 5 fases de um aterro, sendo que é importante verificar a grande variabilidade desses valores já mencionados anteriormente.

Tabela 3.1 - Composição do chorume nas fases de um aterro, encontrado na literatura.

Parâmetros (mg/L)	Fases do Aterro				Todas as Fases
	Transição	Acidificação	Metanogênese	Final	
DBO ₅	100 - 10900	1000 - 57700	600 - 3400	4 - 120	4 - 57700
DQO	480 - 18000	1500 - 71100	580 - 9760	31 - 900	31 - 71100
COT*	100 - 3000	500 - 27700	300 - 2230	70 - 260	70 - 27700
AOV **	100 - 3000	3000 - 18800	250 - 4000	0	0 - 18800
DBO ₅ /DQO	0,23 - 0,87	0,4 - 0,8	0,17 - 0,64	0,02 - 0,13	0,02 - 0,87
TKN	180 - 860	14 - 1970	25 - 82	7 - 490	7 - 1970
NH ₃ -N	120 - 125	2 - 1030	6 - 430	6 - 430	2 - 1030
PO ₄ -P	0,6 - 1,7	0,2 - 120	0,7 - 14	0,2 - 14	0,2 - 120
Alc. Total	200 - 2500	140 - 9650	760 - 5050	200 - 3520	140 - 9650
ST	2450 - 2050	4120 - 55300	2090 - 6410	1460 - 4640	1460 - 55300
pH	6,7	4,7 - 7,7	6,3 - 8,8	7,1 - 8,8	4,7 - 8,8
Cu	0,085 - 0,39	0,005 - 2,2	0,03 - 0,18	0,02 - 0,56	0,005 - 2,2
Fe	68 - 312	90 - 2200	115 - 336	4 - 20	4 - 2200
Pb	0,001 - 0,004	0,01 - 1,44	0,01 - 1,0	0,01 - 0,1	0,001 - 1,44
Mg	66 - 96	3 - 1140	81 - 505	81 - 190	3 - 1140
Mn	0,6	0,6 - 41	0,6	0,6	0,6 - 41
Ni	0,02 - 1,55	0,03 - 79	0,01 - 1,0	0,07	0,01 - 79
K ⁺	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300	35 - 2300
Na ⁺	20 - 7600				20 - 7600
Zn	0,06 - 21	0,65 - 220	0,4 - 0,6	0,4	0,06 - 220
Cd	190 - 490	70 - 3900	76 - 490	76 - 254	70 - 3900
Cr	0,023 - 0,28	0,06 - 18	0,05	0,05	0,023 - 18

* carbono orgânico total

** ácidos orgânicos voláteis

Fonte : POHLAND and HARPER (1986).

3.4.3 Recirculação do Percolado no Aterro

A recirculação do chorume no aterro promove a aceleração do processo tanto aeróbio quanto anaeróbio dentro do aterro, tendo início desde final da década de 70 onde se usavam trincheiras horizontais para a recirculação do mesmo (REINHART and AL-YOUSFI, 1996).

Segundo POHLAND (1980); REINHART and AL-YOUSFI (1996); POHLAND and KIM (1999) e MARTIN (2001), o reciclo do chorume ao aterro é um processo efetivo de tratamento, onde dentre as vantagens inclui-se a aceleração da estabilidade do resíduo, custos reduzidos comparados com outros processos de tratamento, distribuição de nutrientes e enzimas, aceleração da produção de biogás e reciclo e distribuição da flora metanogênica ao longo das camadas do aterro.

POHLAND and GOULD (1984)⁶ apud PINTO (2000), observaram que a recirculação do chorume, provocando aumento do contato entre os sólidos, acelerou a estabilização e diminuiu os níveis de concentração de metais pesados. Provavelmente a presença de substâncias húmicas decorrente da degradação da celulose seja a responsável pela formação de substâncias complexas (metal-humatos) que mobilizariam os íons metálicos.

Porém, a recirculação de chorume entre uma célula de aterro e um digestor anaeróbio e/ou uma célula antiga de aterro podem resolver o problema em pelo menos três circunstâncias:

- Serão removidos ácidos orgânicos nas células novas e serão tratados;
- O chorume que entra na célula nova terá alcalinidade suficiente para controlar o pH e;
- O chorume que entra na célula nova proverá o inóculo para estabelecer uma população microbiana rápida com o equilíbrio entre microorganismos acidogênicos e metanogênicos (CHYNOWETH *et al.*, 1991⁷; CHYNOWETH *et al.*, 1992⁸ apud O'KEEFE and CHYNOWETH, 2000).

⁶ POHLAND, F.G.; GOULD, J.P. (1984). Fate of heavy metal during landfill stabilization of solid wastes material with leachate recycle. Draft final report - USA EPA Project R-806468. *Georgia Tech. Proj. n. E-20-666*.

⁷ CHYNOWETH, D.P.; BOSCH, G.; EARLE, J.F.K.; LEGRAND, R.; LIU, K. (1991). A novel process for anaerobic composting of the MSW. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 28/29, 421-432.

⁸ CHYNOWETH, D.P.; BOSCH, G.; EARLE, J.F.K.; OWENS, J.; LEGRAND, R. (1992). Sequential batch anaerobic composting of the organic fraction of municipal solid waste. *Wat. Sci. Tech.* 25 (7), 327-39.

A adição de umidade repetidamente foi demonstrada por REINHART (1996), causando um efeito de estabilização biológica dos resíduos sólidos em uma célula experimental de aterro, onde para o autor pareceu ser o método mais efetivo para aumentar a umidade de um modo controlado.

POHLAND (1980), relata ainda em seu experimento que o reciclo do chorume não é aceito como alternativa de tratamento em muitos lugares evidenciando alguns problemas na utilização do reciclo como única forma de tratamento aos quais se destacam:

- O chorume recirculado poderia atingir concentrações de compostos tóxicos ao processo biológico acima de limites toleráveis, causando retardamento ou até mesmo a interrupção da degradação do resíduo;
- O resíduo final deste processo ainda necessitaria de um tratamento antes de ser lançado nos cursos d'água, e
- O acúmulo de líquido no interior do aterro poderia atingir o ponto de inundação.

3.4.4 Formas de Tratamento do Percolado do Aterro Sanitário

O processo mais adequado para tratar o chorume vai depender de sua natureza química que por sua vez dependerá de uma série de fatores já mencionados anteriormente (KEENAN *et al.*, 1991).

Numerosos estudos têm sido pesquisados para avaliar a performance dos processos de tratamento não biológicos e biológicos para a remoção dos contaminantes do chorume de elevada matéria orgânica, substâncias inorgânicas e metais pesados (LEMA *et al.*, 1988; KEENAN *et al.*, 1991; BIRCHLER *et al.*, 1994; AMOKRANE *et al.*, 1997; INCE, 1998 e LOUKIDOU and ZOUBOULIS, 2001).

Uma variedade de alternativas para o tratamento parcial ou total do chorume de aterros sanitários se destacou ao longo dos tempos dos quais podemos citar:

a) Tratamentos não Biológicos:

Esses métodos podem ser utilizados para remover o material orgânico com baixo teor matéria orgânica, material coloidal, cor, turbidez, odores, ácidos e álcalis (SILVA, 1995), porém são geralmente considerados de alto custo e de baixa eficácia (LOUKIDOU and ZOUBOULIS, 2001).

Precipitação química: Segundo KEENAN *et al.* (1983⁹); MILLOT (1986¹⁰) apud AMOKRANE *et al.* (1997) o reagente mais utilizado é o hidróxido de cálcio (cal), requerendo geralmente de 1-15 g/L de cal no tratamento do chorume.

Os efeitos da precipitação química são a elevação do pH e da dureza, baixo percentual na remoção de DQO (20-40%), boa remoção de metais pesados (90%) e de 70-90% de remoção de cor, turbidez, material suspenso e óleos dispersos.

Oxidação química: Os reagentes oxidantes mais habitualmente utilizados são: o cloro, ozônio, peróxido de hidrogênio, permanganato de potássio e hipoclorito de cálcio. Os efeitos da oxidação química são principalmente a eliminação de odores e sulfetos e com um percentual geralmente entre 20-50% de remoção de DQO (LEMA *et al.*, 1988; AMOKRANE *et al.*, 1997; INCE, 1998).

Adsorção sobre carbono ativo: Carbono ativo granular ou em pó são os adsorventes mais utilizados, onde o mesmo permite uma remoção de DQO e nitrogênio amoniacal entre 50-70%. Outros materiais adsorventes estão sendo testados para melhorar a performance do tratamento como é o caso das zeolitas e da alumina ativada. (LEMA *et al.*, 1988; AMOKRANE *et al.*, 1997).

Processos por membranas: Microfiltração, ultrafiltração e osmose reversa são processos por membranas aplicados nos tratamentos de chorume de aterros sanitários (PARVEAU, 1993¹¹; AMOKRANE, 1994¹²; apud AMOKRANE *et al.*, 1997). Os autores relatam que a microfiltração e a ultrafiltração são testados principalmente como um pré-tratamento para a osmose reversa, de onde a mesma é utilizada para remoção da salinidade e da DQO residual do chorume, permitindo uma remoção em torno de 95% dos sólidos dissolvidos e da DQO.

⁹ KEENAN, J.D., STEINER, R.L. and FUNGAROLI, A.A. (1983). Chemical-physical leachate treatment. *J. Environ. Eng.* 109. 1371-1384.

¹⁰ MILLOT, N. (1986). Les lixiviats de décharges contrôlées, caractérisation analytique. Etude es filières de traitement. Thèse de doctorate, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. 86ISAI.0011.

¹¹ PARVEAU, M. (1993). Le traitement des lixiviats par osmose inverse. *Eau Ind. Et Nuisances* 162, 48-50.

¹² AMOKRANE, A. (1994). Epuration des lixiviats de décharge. Prétraitement par coagulation floculation. Traitement par osmose inverse. Post-traitement par incinération. Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. 94ISAL0056.

Coagulação-floculação: Os reagentes requeridos para este processo são sulfato de alumínio, sulfato ferroso e cloreto férrico entre outros.

O percentual de remoção de DQO obtido pelo processo coagulação-floculação é geralmente em torno de 10-25% para o chorume novo, mas são elevados a 50-65% para o chorume de baixa taxa DBO₅/DQO, ou seja, estabilidade do chorume ou pré-tratamento do chorume por processos biológico (AMOKRANE *et al.*, 1997).

CHEN (1996), relata que a tradicional floculação não é um método para o tratamento do chorume devido ao grande material residual orgânico refratário.

Evaporação ou destilação: Segundo BIRCHLER *et al.* (1994), a evaporação ou destilação pode oferecer um grande potencial para a eficiência no tratamento do chorume como uma principal operação unitária.

O gerenciamento da produção de gás tem um aspecto muito importante no projeto e na operação de um aterro, podendo viabilizar o uso deste gás como energia alternativa para a evaporação do chorume. De acordo com o autor um experimento piloto foi montado em Monte Carlo para verificar a performance desse processo, obtendo mais de 95% de remoção de impurezas iônicas e essencialmente da cor, e em torno de 85% de remoção dos ácidos orgânicos voláteis.

No geral esses métodos não biológicos levam algumas vantagens incluindo imediata partida, simples automação, sensibilidade para mudanças de temperatura e em muitos casos a simplicidade do material requerido para a construção das plantas de tratamento. Porém algumas desvantagens excedem estes processos como a grande quantidade de resíduos gerados pela adição de floculantes e agentes químicos, elevados custos dos produtos químicos das plantas e geralmente dos elevados custos correntes para se manter uma estação de tratamento.

b) Tratamentos Biológicos:

Segundo SILVA (1995), os processos biológicos procuram imitar o metabolismo de estabilização dos seres vivos existentes nos rios e lagoas, que transformam a carga neles despejadas em material celular.

Os processos biológicos são caracterizados de acordo com a maneira que se efetua o contato da matéria orgânica com a microfauna e da presença ou não do oxigênio molecular, dentre os quais se destacam os processos aeróbios e os anaeróbios.

Processos aeróbios:

Os processos aeróbios como as lagoas de tratamento (estabilização e facultativas), filtros biológicos e lodos ativados são adaptados para o tratamento da matéria orgânica biodegradável do chorume, onde elevados níveis de nitrogênio amoniacal e deficiência de fósforo constituem fatores limitantes para o mau funcionamento deste e de outros processos biológicos (VENKATARAMANI *et al.*, 1984). Porém, estes processos são os mais aplicados atualmente para o tratamento do chorume.

Segundo BORZACCONI *et al.*, (1999) e HOILJOKI *et al.*, (2000), os processos aeróbios são os mais aplicados para o tratamento do chorume, mas com a desvantagem de alta demanda de energia e a produção excessiva de lodo.

LO (1996), relata em experimento conduzido pelo governo de Hong Kong que o tratamento biológico aeróbio do chorume tem se mostrado uma alternativa aceitável para a remoção de nitrogênio amoniacal e orgânico convertendo os mesmo em nitrogênio gasoso.

O melhor resultado dos processos de biodegradação são obtidos geralmente com tempo de detenção de 5 - 85 dias e temperaturas acima de 10°C (AMOKRANE *et al.*, 1997).

Lodo ativado: No processo de lodo ativado, a síntese celular e a oxidação das substâncias orgânicas ocorrem nos reatores contendo uma massa de microorganismos que irá estabilizar o resíduo aerobicamente (VON SPERLING, 1997), na presença de oxigênio dissolvido fornecido por borbulhamento de ar ou oxigênio puro através de aeradores mecânicos ou difusores. Este é o processo mais utilizado, sendo adaptado para todos os tipos de problemas de tratamento de águas residuárias, contendo uma boa resistência para amortecer as altas cargas e é geralmente utilizado para o tratamento biológico das águas residuárias industriais. Entre as vantagens que este processo proporciona, está a remoção de DBO podendo atingir valores entre 90-98%. Já as desvantagens deste processo são o seu custo relativamente alto, particularmente para o fornecimento de oxigênio dissolvido, geração de grande quantidade de lodo e uma baixa eficiência na remoção de cor.

Filtros Biológicos: Nos filtros biológicos, a população microbiana fica aderida a um meio suporte, que pode ser formado por pedras ou materiais sintéticos. O despejo é percolado sobre o leito filtrante e a matéria orgânica é oxidada pelos microorganismos aderidos ao meio filtrante. O oxigênio necessário é obtido através do ar existente nos interstícios da

estrutura. Esses filtros são muito sensíveis a variações dos despejos, não permitem flexibilidade de operação.

Lagoas de Tratamento (estabilização e facultativas): As lagoas de estabilização podem ser classificadas em lagoas de oxidação (aeróbias). As lagoas de oxidação têm pequena profundidade, entre 3,0 a 4,5 metros, elevados tempos de detenção, na ordem de meses, e ocupam grandes áreas. As taxas de aplicação variam de 60 a 220 kg DBO/ha.dia e a remoção de matéria orgânica é da ordem de 80 a 95%.

Já as lagoas facultativas são projetadas para taxas de aplicação de 17 a 90 kg DBO/ha.dia e profundidades entre 0,90 a 2,5 metros e a remoção de matéria orgânica é da ordem de 70 a 95%. Essas lagoas são as mais utilizadas para o tratamento de efluentes altamente poluidores como é o caso do chorume de aterro sanitário devido a sua eficiência na remoção de DQO, DBO entre outros contaminantes, porém, são necessárias grandes áreas para estes tipos de lagoas.

Segundo KETTUNEN *et al.*, (1996) e DING *et al.*, (2001), os métodos biológicos têm promovido boa eficiência para o tratamento do chorume proveniente dos aterros sanitários. Ambos os tratamentos aeróbios e anaeróbios tem sido estudados e aplicados na remoção da matéria orgânica, nitrogênio e metais pesados desse percolato (HENRY and PRASAD, 2000; IM *et al.*, 2001).

3.5 Processo Biológico Anaeróbio

Conforme VON SPERLING (1996), o processo de fermentação anaeróbia apresenta-se como uma das melhores alternativas para o tratamento de produtos altamente poluidores como resíduos industriais, esgoto doméstico, lixo urbano, vinhoto e resíduos animais, convertendo-os em produtos úteis como o metano e biofertilizantes. Há muito conhecido, o processo de digestão anaeróbia beneficiou-se nas últimas décadas de importantes avanços no conhecimento de seus fundamentos, particularmente no que tange à microbiologia do processo e à concepção dos reatores.

Tradicionalmente o tratamento de efluentes industriais com alto teor de matéria orgânica são tratados em reatores biológicos anaeróbios devido as significativas vantagens técnicas e econômicas que podem ser alcançadas. Com isso foi demonstrado que o

tratamento anaeróbio têm uma elevada eficiência para a remoção de material orgânico solúvel, porém, não é adequado para remoção de nutrientes (SPEECE, 1996).

HENRY and PRASAD (2000), relatam em seu experimento que os filtros anaeróbios e suas variações parecem ser as opções mais atrativas para o tratamento desse percolado devido às vantagens operacionais e econômicas entre outras possibilidades. A carga orgânica volumétrica pode variar de 5 a 22 kg DQO/m³.d com eficiência de remoção de DQO entre 68 a 97% e tempo de residência hidráulico de 1,5 a 2,6 dias de acordo com o autor, segundo experimentos realizados em laboratório e em escala piloto para o tratamento do chorume.

Para LEMA *et al.* (1997), a digestão anaeróbia transcorre em ausência de oxigênio e os compostos orgânicos são decompostos em uma série de compostos gasosos (CH₄, CO₂, H₂S, H₂ entre outros).

VAZOLLER (1999a), relata que os sistemas de biodegradação anaeróbia foram inicialmente adotados na estabilização da fração sólida dos esgotos domésticos e de resíduos agrícolas. Esta escolha deveu-se ao baixo crescimento celular inerente ao metabolismo anaeróbio (fermentação e respiração anaeróbia). Por sua vez, os processos aeróbios sempre foram adequados para o tratamento de resíduos líquidos com concentrações baixas de matéria orgânica, devido à demanda artificial de oxigênio. Assim, surgiu a necessidade de sistemas que suportassem concentrações elevadas de matéria orgânica poluente, e boas velocidades na biodegradação.

A utilização dos processos anaeróbios podem ser uma alternativa aceitável atual para uma estratégia de disposição porque reduz o volume dos resíduos; estabiliza os resíduos; produz um resíduo que pode ser usado para o condicionamento de solos; poucos requerimentos nutricionais; aplicação de elevadas cargas orgânicas; degradação de certos compostos tóxicos (tais como compostos halogenados e azóicos recalcitrantes à degradação aeróbia), habilidade em preservar a atividade do lodo por longos períodos sob ausência de alimentação; baixo ou nenhum gasto de energia e à recuperação do biogás produzido na forma de metano (CHERNICHARO, 1997; VAZOLLER, 1999a e STROOT *et al.*, 2001).

Porém há algumas características desfavoráveis no processo de digestão anaeróbia, tais como: remoção de nitrogênio, fósforo e patogênicos insatisfatórios levando à necessidade de um pós-tratamento em função das características do efluente e da legislação; a partida (start-up) do processo é frequentemente mais demorada do que nos

processos aeróbios; a supervisão da operação é maior do que em processos aeróbios (NASCIMENTO, 1996 e CHERNICHARO, 1997).

A Figura 3.3 possibilita uma visualização mais clara de algumas das vantagens da digestão anaeróbia em relação ao tratamento aeróbio, notadamente no que se refere à produção de gás metano e à baixíssima produção de sólidos. Onde para os sistemas aeróbios, ocorre somente cerca de 40 a 50% de degradação biológica, com a conseqüente conversão em CO_2 . Verifica-se uma enorme incorporação de matéria orgânica como biomassa microbiana (cerca de 50 a 60%), que vem a ser o lodo excedente do sistema, e o material orgânico não convertido em gás carbônico ou em biomassa deixam o reator como material não degradado (5 a 10%) (CHERNICHARO, 1997).

Já para os sistemas anaeróbios, verifica-se que a maior parte do material orgânico biodegradável presente no despejo é convertida em biogás (cerca de 70 a 90%), que é removido da fase líquida e deixa o reator na forma gasosa, e apenas uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (5 a 15%), vindo a se constituir o lodo excedente do sistema. Além da pequena quantidade produzida, o lodo excedente apresenta-se via de regra mais concentrado e com melhores características de desidratação. E o material não convertido em biomassa deixa o reator como material não degradado (10 a 30%), (CHERNICHARO, 1997).

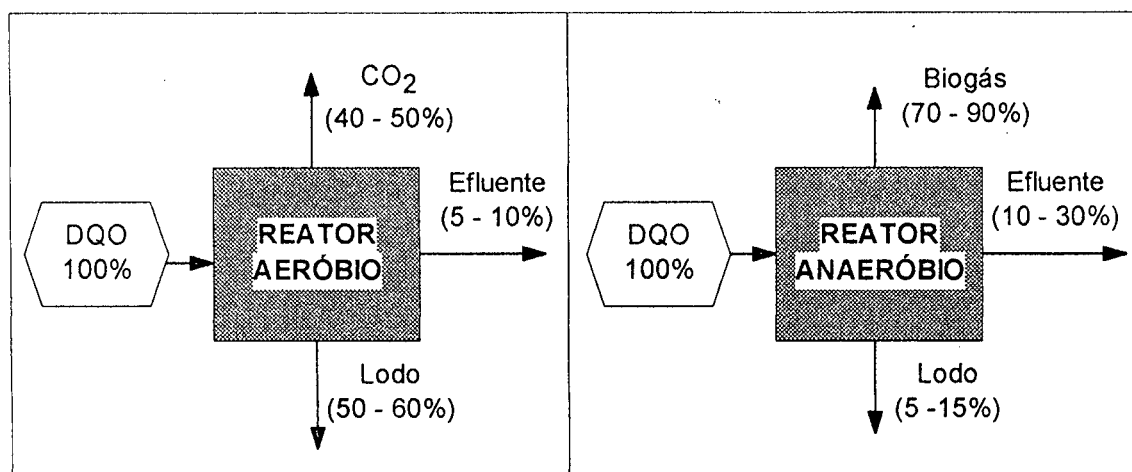


Figura 3.3 - Conversão biológica nos sistemas aeróbios e anaeróbios

Fonte: CHERNICHARO (1997).

3.5.1 Aspectos Microbiológicos e Bioquímicos

A digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de microorganismos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células bacterianas.

O consórcio de microorganismos ativos no tratamento anaeróbio, para remoção de matéria orgânica, é um processo complexo envolvendo muitas espécies de bactérias, atuando de forma simbiótica, evidenciando algumas etapas intermediárias.

Embora o processo de digestão anaeróbia seja simplificada e considerado como de duas fases, este pode ser subdividido em quatro fases principais: primeiramente as bactérias fermentativas hidrolíticas excretam exoenzimas que hidrolisam compostos orgânicos complexos (polímeros) em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores) como aminoácidos, açúcares e ácidos graxos de cadeia longa.

Posteriormente as mesmas bactérias metabolizam os compostos hidrolisados dentro de suas células em moléculas menores ainda, que são lançadas ao meio em forma de uma variedade de produtos, tais como: ácidos orgânicos, acetato propionato, butirato etanol CO_2 , H_2 , etc além de novas células bacterianas, marcando a etapa acidogênica (SOARES e HIRATA, 1997).

As bactérias fermentativas acidogênicas são na sua maioria anaeróbias estritas, mas cerca de 1% entretanto são facultativas e pode metabolizar o material orgânico pela via oxidativa. Sendo de certa importância, uma vez que as bactérias anaeróbias estritas são protegidas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente no meio (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Em seguida ocorre a fase acetogênica, onde os produtos da fase acidogênica são oxidados pelas bactérias acetogênicas convertendo-os em compostos que formam substratos para produção de metano como o acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

Dependendo do estado de oxidação do material orgânico a ser digerido, a formação de ácido acético pode ser acompanhada pelo surgimento de CO_2 .

A etapa final no processo global de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e CO_2 é efetuada pelas bactérias metanogênicas, que utilizam somente um limitado número de substratos, compreendendo acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácido fórmico, metanol, metilaminas e monóxido de carbono. Em função de sua afinidade

por substrato e a magnitude de produção de metano, as metanogênicas são divididas em dois grupos principais: um que forma metano a partir de ácido acético ou metanol denominadas de bactérias metanogênicas acetoclásticas e são normalmente os microorganismos predominantes na digestão anaeróbia, perfazendo cerca de 60 a 70% de toda a produção de metano a partir do grupo metil do ácido acético; e o segundo que produz metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, denominado de bactérias metanogênicas hidrogênótroficas (SPEECE, 1996; CHERNICHARO, 1997).

Além, dessas quatro fases descritas acima, o processo de digestão anaeróbia pode incluir, ainda, uma quinta fase, dependendo da composição química do despejo a ser tratado. Despejos que contenham compostos de enxofre são submetidos à fase de sulfetogênese, onde o sulfato, sulfito e outros compostos sulfurados são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos reduzido-os a sulfeto através da ação de um grupo de bactérias anaeróbias estritas, denominadas bactérias sulforedutoras. CHERNICHARO (1997), apresenta um esquema representativo das diferentes etapas do processo anaeróbio conforme Figura 3.4.

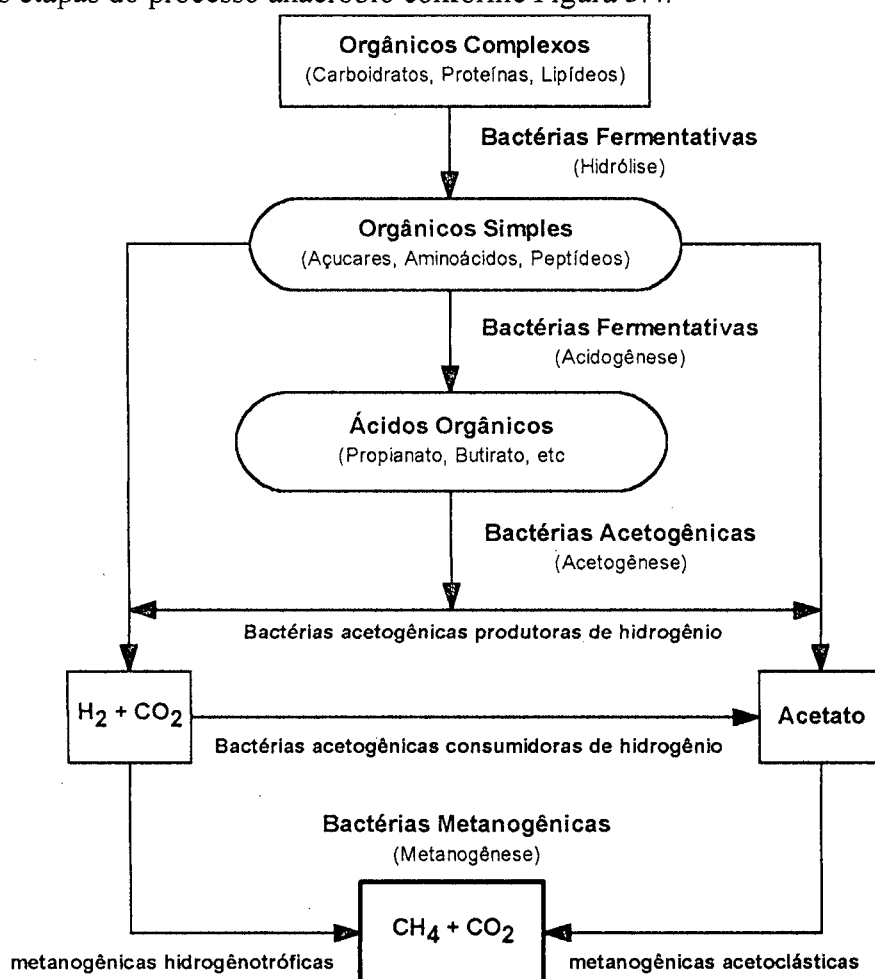


Figura 3.4 - Sequências metabólicas e grupos de microorganismos envolvidos na digestão anaeróbia.

3.5.2 Influência dos Fatores Ambientais na Atividade Anaeróbia

Necessidades Nutricionais para os Microorganismos

Os elementos químicos em maior quantidade na composição dos microrganismos são: carbono, oxigênio, nitrogênio, hidrogênio, fósforo e enxofre. Outros nutrientes são necessários para a biossíntese dos componentes celulares, como cátions (Mg^{+2} , Ca^{+2} , Na^{+1} , K^{+1} , Fe^{++}), ânions (Cl^{-} , SO_4^{-2}), e traços de elementos considerados como micronutrientes (Co, Cu, Mn, Mo, Zn, Ni, Se,) servindo como co-fatores para várias enzimas. Os microrganismos precisam de uma fonte de carbono para o seu crescimento, muitos utilizam CO_2 outros, carbono orgânico. A classificação dos microrganismos em seres autotróficos e heterotróficos está relacionada à fonte de carbono utilizada pelos mesmos, onde os autotróficos sintetizam suas moléculas carbônicas a partir do CO_2 , e os heterotróficos utilizam como fonte de carbono compostos orgânicos (CHERNICHARO, 1997).

Segundo LEMA *et al.* (1997), uma das principais vantagens do processo anaeróbio é a sua baixa necessidade de nutrientes, devida logicamente a baixa produção celular.

Temperatura

Segundo CARVALHAL (1999), cada bactéria tem uma condição ótima de temperatura na qual apresenta a maior velocidade de crescimento em condições ideais. Desta forma o crescimento torna-se mais lento (maior tempo de geração) na medida que a temperatura se afasta da temperatura ótima. Para qualquer microrganismo, existe uma temperatura máxima e mínima acima ou abaixo da qual não ocorre crescimento celular.

Na faixa mesofílica (20-45°C), a temperatura ótima se situa em torno de 35°C e na faixa termofílica (45-65°C), em torno de 55°C (SOARES e HIRATA, 1997).

Segundo SOARES (1990), o processo apresenta uma maior instabilidade nos seus parâmetros de controle, quando operado na faixa termofílica, e quando ocorre variação da temperatura, esse problema se agrava podendo afetar mais seriamente o processo.

Já para VAN HAANDEL e LETTINGA (1994), a digestão anaeróbia é possível à temperatura baixa (10°C), mas a eficiência e a carga orgânica diminuem muito com a diminuição da temperatura.

A temperatura não somente influencia a atividade metabólica da população de microrganismos, mas também produz um profundo efeito em fatores de velocidade de transferência gasosa e estabelecem características nos sólidos biológicos (METCALF & EDDY, 1991).

Os microrganismos anaeróbios são mais sensíveis à temperatura do que os aeróbios. Na realidade, as bactérias metanogênicas são mais sensíveis do que as acidogênicas, portanto um aumento de ácidos voláteis pode ser o resultado de baixas temperaturas porque a velocidade das metanogênicas é afetada, e conseqüentemente há uma queda de pH. Segundo SPEECE (1996) para cada 5°C de queda de temperatura há um declínio de 34% da atividade dos microorganismos, o mesmo autor considera a temperatura ótima na faixa de 25 a 30 °C para processos mesofílicos.

pH (Potencial Hidrogeniônico)

O pH altera as cargas dos sítios ativos das enzimas, modificando suas estruturas e conseqüentemente perdendo suas características. Existem microrganismos que possuem uma faixa mais ampla de sobrevivência do que outros. A grande maioria dos microrganismos em sistemas de tratamento microbiológico de águas residuárias tem atividade ótima em valores de pH em torno da neutralidade (CARVALHAL, 1999).

Em sistemas onde existe uma série de microrganismos atuando em forma de consórcios, deve-se buscar a faixa de pH onde se propicia o crescimento máximo da maior parte dos microrganismos envolvidos (SOARES, 1990).

O valor e a estabilidade do pH no reator anaeróbio são extremamente importantes: uma concentração elevada de bactérias metanogênicas só pode se desenvolver quando o pH se mantém numa faixa estreita, perto do valor neutro: se o pH tiver um valor menor de 6,3 ou superior a 7,8 a concentração de bactérias metanogênicas diminui rapidamente (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

SOARES (1990), relata ainda que, o pH está intimamente ligado a concentrações de ácidos orgânicos voláteis no meio, resultante do equilíbrio entre populações de microrganismos e a alcalinidade total do sistema. Portanto, qualquer desequilíbrio no sistema provoca o acúmulo de ácidos orgânicos no meio e conseqüentemente queda do pH. O autor lembra ainda que valores de pH abaixo de 6 e acima 8, praticamente fazem cessar a produção de metano.

Toxicidade

A adequada degradação dos efluentes por qualquer processo biológico depende da manutenção de um ambiente favorável para os microorganismos, incluindo o controle e a eliminação de constituintes tóxicos. A toxicidade tem sido considerada uma das principais razões para a não aplicação de processos anaeróbios, pois as bactérias metanogênicas são facilmente inibidas por toxinas, devido a sua pequena fração de substratos sintetizado em células e ao elevado tempo de geração dessas bactérias. Os microorganismos possuem um grau de adaptação a concentrações inibitórias, desde que certas condições de projeto sejam favorecidas como elevados tempos de residência de sólidos e minimização do tempo de residência das toxinas no sistema (CHERNICHARO, 1997).

Grupos de substâncias químicas como metais pesados e substâncias organoclorados têm uma influência tóxica, mesmo em concentrações muito baixas. Estas substâncias em concentrações inibidoras são raras em águas residuárias domésticas, mas tem uma certa consideração para o chorume. Além dos metais pesados existem outros compostos tóxicos para a digestão anaeróbia que podem estar presentes no chorume, são os sulfetos, a amônia e o oxigênio dissolvido entre outros compostos (POL *et al.*, 1998).

3.6 Reatores Biológicos Anaeróbios

Pode-se encontrar na literatura vários trabalhos que mostram a viabilidade de tratamento do chorume por processos anaeróbios (CHANG, 1989; RUMPF and FERGUSON, 1990; IZA *et al.*, 1991). Os resultados obtidos com relação à remoção da matéria orgânica e as cargas orgânicas aplicadas variam muito, dependendo do tipo de reator empregado, e das características do chorume tratado. Nestes artigos pode-se encontrar resultados que atingem uma remoção de DQO acima de 90% em cargas superiores a 10 kg DQO/m³.dia.

De acordo com VAZOLLER (1999a), a concepção dos reatores anaeróbios iniciou como uma resposta à necessidade de tratamento das águas residuárias com elevada DQO.

Na Europa, durante o início dos anos 80, a biodigestão anaeróbia tornou-se então atraente, pois possibilitou o tratamento de diferentes tipos de águas residuárias de origem industrial.

Em decorrência da ampliação de conhecimento na área, os sistemas anaeróbios de tratamento, notadamente os reatores de manta de lodo (UASB) e os filtros anaeróbios, cresceram em maturidade, passando a ocupar uma posição de destaque, não só em nível mundial, mas principalmente em nosso país, face às nossas favoráveis condições ambientais de temperaturas.

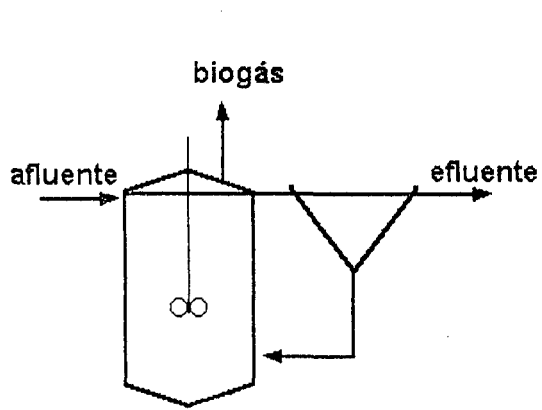
Diversos biodigestores anaeróbios de alta performance para o tratamento de águas residuárias tem sido propostos. A seguir será feita uma breve discussão sobre os tipos de biodigestores mais utilizados atualmente, sendo apresentado na Figura 3.5 os desenhos esquemáticos destes reatores.

3.6.1 Reator Anaeróbio de Contato

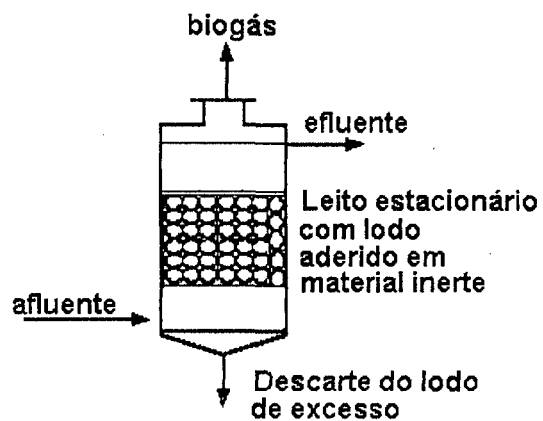
Este tipo de reator consiste de dois tanques, onde no primeiro, a agitação se dá por meio externo, ocorrendo à formação de um lodo floculento e a produção de metano (reator anaeróbio) e no segundo, a separação dos sólidos em suspensão (SCHRANK, 2000).

Segundo FLORÊNCIO (1999), para o tratamento de esgoto bruto, o mesmo é misturado com o lodo anaeróbio ativo que retorna ao reator de mistura completa. Após a decomposição anaeróbia da matéria orgânica, a mistura é separada no decantador ou floculador, onde à separação dos sólidos, sendo que o efluente, ainda com alta carga orgânica é encaminhado para tratamento posterior.

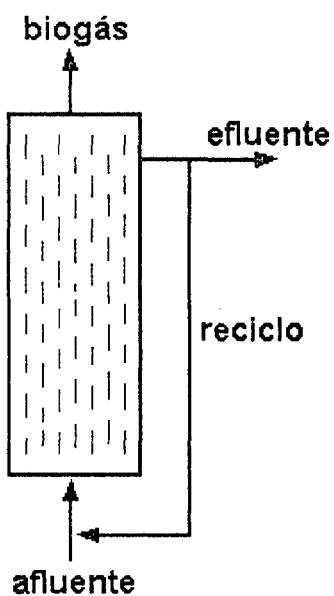
Para SOARES (1990), uma das principais críticas é quanto a sedimentabilidade dos sólidos do efluente no decantador secundário, devido as bolhas de gás que ficam aderidas às partículas. Outra crítica é quanto à energia necessária para promover a agitação nesses sistemas.



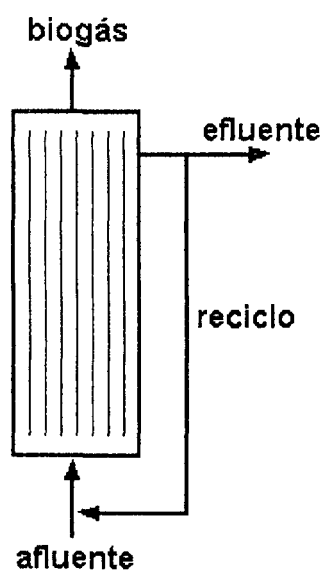
Reator anaeróbio de contato



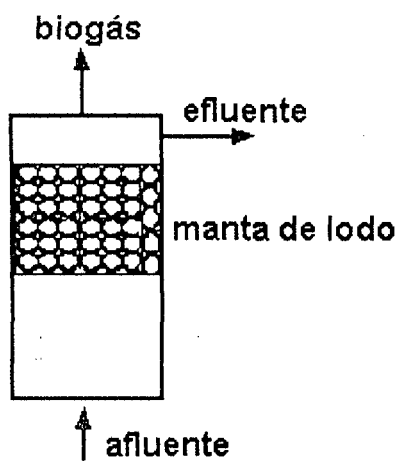
Filtro anaeróbio



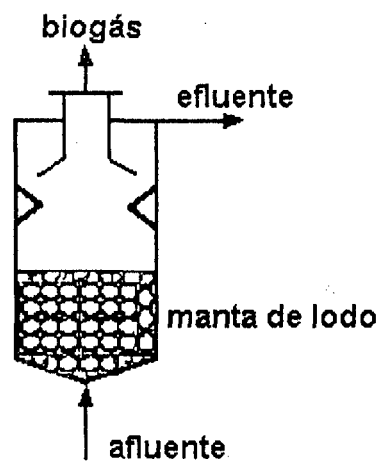
Reator de leito fluidificado



Reator tubular de filme fixo



Reator híbrido



Reator UASB

Figura 3.5 - Desenho esquemático dos principais biodigestores anaeróbios

Fonte: SPEECE (1996).

3.6.2 Filtro Anaeróbio

Os filtros anaeróbios consistem de tanques preenchidos com um material de suporte inerte (pedra, plástico, cerâmica, etc.), também chamado de leito, que permanece estacionário, aos quais os microorganismos crescem tanto nos espaços vazios quanto aderidos ao meio fixo, onde formam uma película de biofilme na sua superfície, propiciando assim uma alta retenção de biomassa no reator. Por esta razão é desejável que o material inerte tenha uma grande área superficial por unidade de volume, favorecendo uma maior quantidade de biomassa aderida e que resulte, conseqüentemente, numa maior capacidade de tratamento (FLORÊNCIO, 1999; RAJESHWARI *et al.*, 2000).

SOARES (1990) lembra que se deve estar atento ao fato de que o tipo de enchimento utilizado é um dos fatores determinantes quanto à viabilidade desse sistema, pois estes devem ser leves e inertes, possuir grande área superficial, possuir grande volume de vazios e serem de custo reduzindo.

HENRY *et al.* (1987) relata que a maturidade do chorume e a sua biodegradabilidade demonstraram o potencial dos filtros anaeróbios para a redução da DQO no chorume com uma eficiência de 90% para níveis aceitáveis em um sistema de esgoto municipal.

3.6.3 Reator de Leito Fluidificado

São reatores que possuem em torno de 10% do seu volume preenchido com partículas inertes, de densidade relativamente alta comparando com a água como, por exemplo, pó de brita, carvão ativo, PVC, etc. As partículas do suporte são de diâmetro menor de (0,5 a 0,7 mm) garantem uma enorme área superficial de biofilme. O biofilme cresce aderido às partículas suportes, que são expandidas pela velocidade ascensional do esgoto. Este sistema de tratamento mostra-se eficiente quando a água residuária a ser tratada possui baixa carga orgânica, na faixa de 150 a 600 mg DQO/dia.L, quando o afluente apresentar elevadas cargas orgânicas poderá apresentar problemas de operação com entupimentos. A eficiência de remoção de DQO é aproximadamente em torno 60 a 70 %, com TRH 30 a 60 minutos (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997).

Dependendo do grau de expansão do leito o reator é chamado de leito expandido ou fluidizado (FLORENCIO, 1999), e os princípios de funcionamento do reator de leito expandido são basicamente os mesmos do reator de leito fluidificado, exceto pelo tamanho das partículas do meio suporte e pelas taxas de expansão. As partículas não possuem lugar fixo dentro do reator (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; CHERNICHARO, 1997).

3.6.4 Reator Híbrido

Um reator híbrido é qualquer reator originário da mistura de duas ou mais concepções de reatores. O tipo de reator híbrido mais típico é a combinação de um reator UASB na parte inferior e um filtro anaeróbio na parte superior. Estes tipos de reatores híbridos possuem de 20 – 30 % de seu volume preenchido com materiais estacionários ou em movimento, como espuma ou anéis de plásticos, com fins de retenção de biomassa, dispostos ao acaso (SPEECE, 1996).

Segundo KEENAN *et al.* (1993), reatores híbridos procuram associar as vantagens do reator (UASB) de fluxo ascendente e manta de lodo ao filtro anaeróbio, diminuindo suas deficiências.

O reator híbrido através da zona empacotada na parte superior serve como separador gás-sólido-líquido, além de ajudar na retenção do lodo, proporciona uma zona de polimento do efluente, aumentando a estabilidade do processo sob condições de operação transiente (CRAVEIRO, 1994).

KENNEDY *et al.* (1988) utilizaram um reator híbrido em seu experimento para tratar o chorume proveniente do aterro sanitário, obtendo resultados muito impressionantes. Eles conseguiram uma remoção de 95% da DQO a 35°C com uma carga orgânica aplicada ao reator de 33 kg DQO/m³.dia.

Segundo INANC *et al.* (2000), três reatores foram utilizados em sua pesquisa, um reator UASB, um reator híbrido e um filtro anaeróbio para verificar a tratabilidade anaeróbia do chorume nesses reatores, onde os mesmos tiveram uma performance similar na remoção de DQO entre 80 a 90% com uma carga orgânica aplicada que variou de 1,3 a 8,2 kg DQO/m³.dia porém, os autores relatam que o filtro anaeróbio e o reator híbrido foram mais resistentes para a inibição da amônia do que o reator UASB.

SPEECE (1996) revelou que alguns estudos realizados com o reator UASB apresentaram grânulos não resistentes, eles desintegravam-se no reator, assim grande parte da biomassa era desperdiçada junto com o efluente.

3.6.5 Reator Tubular de Filme Fixo

Segundo CRAVEIRO (1994), este tipo de reator utiliza como suporte tubos ou placas dispostas de tal modo que se criam canais verticais. O material pode ser cerâmico, PVC, mantas de poliéster, etc.

O reator normalmente é de fluxo ascendente e parte do mesmo princípio do filtro anaeróbico onde os microorganismos crescem aderidos ao suporte, onde formam uma película de biofilme na sua superfície.

3.6.6 Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB)

Segundo FLORENCIO (1999), este reator consiste de um tanque de fluxo ascendente no qual microorganismos crescem dispersos, sem a necessidade de um material suporte, formando flocos ou grânulos densos com alta resistência mecânica que permanecem no reator. Na sua parte superior há um separador trifásico (sólido-líquido-gás), onde ocorre a remoção do gás produzido, assim como a sedimentação e retorno automático do lodo à câmara de digestão (RAJESHWARI *et al.*, 2000).

Devido à agitação natural provocada pelo próprio fluxo hidráulico ascendente e gases gerados na digestão da matéria orgânica, o reator dispensa qualquer dispositivo adicional de mistura (SOARES, 1990; CHERNICHARO, 1997).

Um dos princípios fundamentais do processo é sua habilidade em desenvolver uma biomassa de elevada atividade. Onde esta biomassa pode apresentar-se na forma de flocos ou de grânulos ($\phi = 1$ a 5 mm) (CHERNICHARO, 1997).

Dados fornecidos por METCALF & EDDY (1991), referente ao desempenho do reator UASB (Up-flow anaerobic sludge blanket) em tratamento de efluentes industriais,

apresentou resultados entre 75 a 80 % de remoção de DQO com uma carga orgânica aplicada de 4 a 12 kg DQO/m³.dia, com um TRH de 4 a 12 horas.

Este tipo de reator quando aplicado corretamente apresenta grandes vantagens caracterizadas por ser um sistema compacto; ter baixo custo de implantação e operação; ter uma baixa produção de lodo; ter um baixo consumo de energia; ter satisfatória eficiência de remoção de DQO e DBO; possibilidade de uma rápida partida e elevada concentração de lodo excedente. A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas do reator, leito e manta de lodo, sendo a mistura do sistema promovida pelo fluxo ascensional do efluente pela formação de gases (NASCIMENTO, 1996; CHERNICHARO, 1997).

Para LIN (2000), um sistema moderno de tratamento anaeróbio pode ter alta eficiência no tratamento e um baixo tempo de retenção hidráulica (TRH), como é o processo de um reator UASB.

RUMPF and FERGUSON (1990), operaram um reator UASB em escala de laboratório para o tratamento do chorume, onde obtiveram uma remoção da DQO solúvel entre 91 a 97%, chegando a operar o reator com carga orgânica de até 9,4 kg DQO/m³.dia. Verificaram também a remoção de metais pesados como ferro (98%), cádmio (100%), cromo (100%), cobre (100%), chumbo (100%) e zinco (99%) retidos no interior do reator causando problemas operacionais, tais como entupimento das linhas de alimentação e distribuição, incrustações no interior do reator, perda de atividade de lodo biológico, e aumento excessivo da densidade do lodo.

KETTUNEN *et al.* (1996), trabalharam com dois reatores em escala de laboratório, um desses reatores foi o reator UASB, no tratamento anaeróbio do chorume. O UASB foi operado em duas temperaturas distintas a 24°C e a 11°C devido às baixas temperaturas decorrentes de alguns meses do ano na Finlândia. Para o UASB operado a 24 °C a remoção de DQO ficou acima dos 75% com um TRH de 10 horas e carga orgânica de 10 kg DQO/m³.dia, e a atividade metanogênica específica do lodo nessa temperatura não foi afetada durante os 282 dias de operação. Já o reator UASB operado a 11°C a remoção de DQO ficou entre 60 a 65% com um TRH entre 1,5 a 2 dias e entre 0,7 a 1,5 kg DQO/m³.dia de carga orgânica aplicada. Após 196 dias de operação a atividade metanogênica específica do lodo foi afetada em um terço comparado com o lodo do UASB operado a 24°C. Os autores comentam ainda que houve acúmulo de material inorgânico no

lodo dos reatores nas duas temperaturas, e que uma remoção de 80% de amônia e de 40% de nitrogênio total só foi possível com um estágio posterior aeróbio.

Para KETTUNEN and RINTALA (1998), a operação do UASB a temperatura de 13°C, conferiu em uma baixa remoção de DQO em torno de 50 a 55% em cargas orgânicas de 2 kg DQO/m³.dia, porém os autores relatam que a atividade metanogênica do lodo nessa temperatura abaixou significativamente, impossibilitando assim uma alta concentração de lodo anaeróbio ativo nessas condições de temperatura. Uma quantia significativa de precipitados inorgânicos acumulou no lodo do reator durante a sua operação causando alguns problemas de entupimento e aumento de sólidos no reator, onde estes problemas podem ser minimizados pela descarga periódica de lodo do reator.

CHANG (1989), fez o tratamento do chorume em reator UASB contínuo com concentração de 58.400 mg O₂/L a 35°C, obtendo uma eficiência de remoção de DQO entre 81,7 a 92,8% para uma carga orgânica de 13 kg DQO/m³.dia, mas o autor notou que a remoção de DQO decresceu para 67,9% quando a carga orgânica foi elevada para 22 kg DQO/m³.dia.

Segundo KENNEDY and LENTZ (2000), que utilizaram o tratamento em batelada e contínuo do chorume em reatores UASB, a composição de metano no biogás teve uma taxa de 82 a 88% para o sistema em batelada e acima de 84% no sistema contínuo de tratamento. O autor atribuiu a alta concentração de metano devido aos níveis de pH do reator que ficaram perto de 8. O fator de produção de biogás para todos os sistemas de reatores ficou entre 0,29 a 0,34 L CH₄/g DQO_{removida} que é um bom fator relativamente comparado a valores teóricos de 0,35 L CH₄/g DQO_{removida}. O autor lembra ainda que os sistemas em batelada e contínuos tiveram uma redução efetiva de níveis de toxicidade do chorume mesmo com elevadas cargas e baixos TRHs, mas o sistema contínuo mostrou uma melhor remoção dessa toxicidade.

TIMUR and ÖZTURK (1999), obtiveram uma taxa de produção de metano em torno de 0,29 L CH₄/g DQO_{removida}, que é cerca de 83% do valor teórico. A remoção de DQO ficou entre 64 a 85% com cargas orgânicas variando entre 0,4 a 9,4 kg DQO/m³.dia.

BORZACCONI *et al.* (1999), estudaram a aplicabilidade de reatores UASB em dois estágios, com valores elevados de carga orgânica. No primeiro estágio a carga orgânica aplicada foi de 10 kg DQO/m³.dia com eficiência de remoção de DQO de 80%; já no segundo estágio, dois UASB trabalharam em paralelo onde o primeiro reator teve uma

carga orgânica que variou entre 15 a 25 kg DQO/m³.dia, apresentando uma eficiência de remoção de DQO de 75% sem adição de fósforo, e o segundo reator, esse com adição de fósforo e com uma carga orgânica de 20 kg DQO/m³.dia, apresentou uma eficiência de remoção de DQO de 90%. Segundo os autores a adição de fosfato foi feita para elevar a concentração de fósforo no chorume, pois poderia melhorar o desempenho do reator e as características do lodo.

LIN *et al.* (2000), em uma de suas pesquisas experimentais trabalhou com misturas de esgoto doméstico e chorume para o tratamento anaeróbio em reator UASB a 35°C, obtendo uma melhor performance do UASB, na proporção de 3:1 esgoto e chorume, respectivamente.

IM *et al.* (2001), adaptaram dois sistemas, anaeróbio e aeróbio com processos de metanogêneses e desnitrificação para verificar a viabilidade desse processo no tratamento do chorume pela remoção da DQO, amônia, desnitrificação, nitrificação e formação de biogás. O fator de produção de gás no reator anaeróbio ficou em torno de 0,33 L CH₄/g DQO removida, com 66 a 75% de metano no biogás.

SHIN *et al.* (2001), em seu trabalho recente verificaram que a concentração de propionato no chorume era a mais alta do que qualquer outro ácido orgânico. Sendo que as bactérias anaeróbias têm um baixo nível de tolerância para o propionato. Quando um sistema de tratamento anaeróbio esta sobrecarregado, o propionato tende a acumular no reator e sua remoção é difícil durante a degradação e sua recuperação. A degradação do propionato para acetato é termodinamicamente impossível a menos que o sub-produto hidrogênio seja removido pelas bactérias consumidoras de hidrogênio. Para os autores o processo de remoção de DQO usando um UASB foi eficiente removendo cerca de 96%, com carga orgânica de 15,8 kg DQO/m³.dia, onde as elevadas concentrações de matéria orgânica deste chorume com as altas concentrações de propionato residual indicaram que a degradação do propionato era a velocidade limite mais comum desse processo.

3.7 Fermentação Anaeróbia em Fase Semi-Sólida (FAFSS)

A fermentação anaeróbia em fase semi-sólida (FAFSS) é uma nova forma atrativa de tratamento economicamente viável em comparação com as práticas convencionais de

disposição dos resíduos sólidos municipais, já mencionadas anteriormente (BRUMMELER, *et al.*, 1991; KALYUZHNYI, *et al.*, 2000). As vantagens adicionais relacionadas com essa forma de tratamento são a geração de energia em forma de metano, a redução de emissões de CO₂, que são responsáveis pelo aquecimento global e as altas cargas volumétricas que podem ser aplicadas neste sistema (BRUMMELER, *et al.*, 1991).

Segundo GHANEM *et al.* (2001) a fermentação anaeróbia da FORSM em fase líquida não é particularmente problemática desde que requer grandes quantidades de água, sendo extremamente difícil a sua manipulação.

Um sistema para a digestão contínua da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais tem sido desenvolvido para minimizar o elevado teor de umidade e propiciar uma nova fonte de energia renovável (biogás), o chamado processo DRANCO (Dry Anaerobic Composting), onde o mesmo converte a fração orgânica putrescível em energia e em um composto com alta qualidade (SIX and DE BAERE, 1992; BOELENS and DE BAERE, 1995). Esse processo combina as características das elevadas velocidades de digestão e um baixo custo no que se refere ao material aterrado, como um sistema de tratamento atrativo para os resíduos sólidos orgânicos (BRUMMELER *et al.*, 1991).

A digestão é estacionária sem haver remoção dos resíduos, e nenhuma mistura ou agitação interna ocorre no fermentador. Isto faz com que o processo seja simples e fidedigno, sem causar qualquer uso excessivo do fermentador prolongando a vida útil da planta.

O teor de umidade é considerado um parâmetro de grande influência na degradação dos resíduos orgânicos e na velocidade de geração de biogás, uma vez que propicia o crescimento dos microorganismos que participam do processo de degradação, solubilizando os nutrientes e substratos, realizando também o transporte de enzimas e de outros metabólitos importantes ao processo de decomposição. Para obter a máxima produção de biogás, os resíduos devem apresentar teores de umidade próximos a saturação; teores maiores retardam a produção de biogás. A influência do aumento da umidade nas etapas de degradação anaeróbia propicia maior produção de metano em substratos com teores de umidade crescente na faixa de 60 a 75%, e uma queda significativa na produção de metano quando a umidade chega a 80% (KASALI *et al.*, 1990¹³ apud PINTO, 2000).

¹³ KASALI, G. B.; SENIOR, E. and WATSON-CRAIK, I. A. (1990). Solid state refuse promotion methanogenic fermentation: control and promotion by water addition. *Letters Applied Microbiology*. v.11, nº1, p. 22-26.

A influência da temperatura nos reatores anaeróbios tratando FORSM, com inóculo mesofílico, foi estudada por BRUMMELER (1993¹⁴) apud PINTO (2000), apresentando uma pequena hidrólise onde a velocidade de digestão foi reduzida na temperatura de 55°C, talvez devido ao inóculo mesofílico utilizado nesse experimento, cuja atividade metanogênica é menor em temperaturas maiores de 42°C, demonstrando a importância de compatibilizar-se o inóculo com a temperatura a ser aplicada na digestão. Esse trabalho mostrou ainda, que a taxa de formação de metano é mais afetada pela temperatura, que as de ácido e de hidrogênio, devido à alta sensibilidade dos microorganismos metanogênicos às mudanças de temperatura.

BOELEN and DE BAERE (1995) comentam que em sua pesquisa o processo DRANCO foi operado em condições termofílicas, onde o resíduo é relativamente estabilizado e seguro higienicamente. Os microorganismos patogênicos são eliminados completamente devido às condições anaeróbias e termofílicas aplicadas no sistema.

Segundo BRUMMELER *et al.* (1991) a recirculação do percolado produzido nesses fermentadores tem sido apontada como uma excelente técnica para acelerar o processo de degradação, favorecendo os mecanismos de decomposição, principalmente a atividade microbiana, pela neutralização da acidez do meio.

O efeito da recirculação foi também investigado por BRUMMELER (1993¹⁴) apud PINTO (2000), utilizando dois reatores de 5 m³ cada, tratando FORSM inoculado com estrume de porco. O reator submetido à recirculação apresentou um tempo de digestão de 42 dias, correspondendo ao tempo de retenção de sólidos de 63 dias. A concentração de ácidos orgânicos, após 42 dias, foi reduzida de 28 g/L para 1 g/L e 50% do potencial de produção de metano foi obtido. Já o reator sem recirculação mostrou digestão incompleta, após 180 dias, quando foi iniciada a recirculação, completando então a digestão em 20 dias adicionais. O autor cita que, em reatores sem mistura, o método de recirculação do percolado é essencial para uma partida rápida. Esse procedimento pode minimizar a limitação da taxa de degradação causada pela distribuição heterogênea da biomassa metanogênica em digestores com altas concentrações de sólidos totais.

¹⁴ BRUMMELER, E. T. (1993). *Dry anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste*. 193 p. Tese (Doutorado) - Wageningen Agricultural University; Wageningen the Netherlands.

No contexto geral, a digestão anaeróbia da FORSM, podem ser distinguida nos cinco estágios metabólicos descritos no item 3.4 deste capítulo, porém, uma decomposição anaeróbia bem equilibrada onde todos os produtos decorrentes de cada fase metabólica são convertidos em novos produtos para a fase seguinte, resulta em uma conversão quase que completa do material orgânico biodegradável anaerobicamente em produtos finais como, metano, CO_2 , H_2 , H_2S e NH_3 sem o acúmulo significativo de produtos intermediários.

Mas para KALYUZHNYI *et al.* (2000), na prática real com a operação de reatores para a FAFSS, os mesmos revelaram alguns problemas especiais, mantendo um processo de digestão anaeróbia desequilibrado durante a partida dos reatores. A maioria destes problemas está relacionada com o balanço misto frequentemente entre a produção ácida (mais rápida) e o consumo ácido (mais lento) no sistema.

Em estudos realizados por BRUMMELER (1993¹⁴) apud PINTO (2000) com a digestão anaeróbia de resíduos sólidos, empregando como inóculo a FORSM e lodo de esgoto, o autor relatou que, o processo de digestão procedeu com a formação de metano, porém, foi observado decréscimo na taxa de crescimento. Ainda segundo o autor, a formação do metano sob essas condições pode-se resultar na seleção da população metanogênica, que suportam maiores concentrações de ácidos orgânicos e pH mais baixo e na existência de zonas (micro ambientes) onde prevaleceram baixas concentrações de ácidos e maiores valores de pH.

Como a digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos intermediários, é importante que a alcalinidade do sistema seja suficiente para manter o pH na faixa considerada ótima. A correção do pH com produtos químicos, tais como o NaOH, deve ser efetuada com cautela, uma vez que, dependendo da dosagem aplicada, pode inibir a formação de metano, em maior proporção que a provocada pelo ácido acético (BRUMMELER *et al.*, 1991).

Com o exposto, verifica-se que poucos estudos foram realizados no sentido de verificar a aplicabilidade e os benefícios da digestão anaeróbia utilizando um reator UASB com volume relativo 50 vezes inferior ao volume do reator RSO, no tratamento de percolados proveniente do mesmo com recirculação desse percolado ao reator RSO.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Sistema

Com a finalidade de determinar a eficiência de degradação do percolado proveniente de um reator de resíduos sólidos orgânicos (RSO) em fase semi-sólida, sob condições anaeróbias, os experimentos foram realizados em um sistema de reação contínuo do tipo reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), com a vantagem de ser de fácil manipulação e de ter alta eficiência.

O reator RSO foi construído de fibra de vidro com um volume útil de 500 L. Este reator operava com recirculação do chorume produzido no interior do mesmo, e com um chorume após seu tratamento em um reator UASB, sendo que a operação e o funcionamento do mesmo é assunto de tese de doutorado.

O reator UASB utilizado para o experimento foi adaptado e montado no Laboratório Experimental de Engenharia Ambiental (LEEA) conforme FILHO, SOARES e HENN, (2001)* do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Este reator é de acrílico com 11 cm de largura, 11 cm de comprimento e 105 cm de altura totalizando um volume útil de aproximadamente 9,5 litros. O UASB estava montado e adaptado para o tratamento de dejetos de suínos no LEEA. Sendo que após essa pesquisa estar concluída é que se foi feita a adequação do reator UASB para o tratamento de percolado.

O volume útil do reator UASB foi considerado adequado em relação ao volume útil do reator RSO, onde foram feitas as seguintes considerações: volume de sólidos no RSO de 500 L, equivalente a uma quantidade de SV de 25,64 kg SV (OLIVEIRA, 2001)**; redução de SV em torno de 50%; equivalência em DQO = 0,6 *SV (CHERNICHARO, 1997), acarretando em uma quantidade de 7,69 kg DQO a serem degradados em três meses de operação, acarretando em uma carga diária de 85,4 g DQO. Essa carga diária para ser tratada em um reator UASB de 9,5 L acarreta em uma carga orgânica volumétrica de 9,0 g DQO/L.dia, o que é considerado satisfatório para o mesmo.

* FILHO, P. B.; SOARES, H. M. e HENN, A. (2001). Informações pessoais.

** OLIVEIRA, R. (2001). Informações pessoais.

Para a alimentação do reator foi utilizada uma bomba peristáltica Masterflex® modelo 7518-00. O reator possui seis pontos de amostragem, com alturas diferentes no corpo do reator. O percolado entra pela parte inferior do reator percorrendo-o ascendentemente. Na parte superior do reator há saídas para o efluente e uma saída para o biogás produzido. Nas laterais do reator há dois compartimentos que foram completados com água e através de um termostato utilizado em aquários e um termômetro, foi possível aquecer a água, mantendo em torno dos 30°C, para o controle da temperatura interna do reator. Desta forma o reator era aquecido e sua temperatura mantida entre 25 a 27°C de acordo com a proposta vinculada pela FINEP/PROSAB neste projeto, que era de manter a temperatura do reator em torno dos 25°C.

O biogás produzido era coletado por um gasômetro de cúpula flutuante com volume aproximado de 1,4 L, preenchido com água para reter parte do dióxido de carbono, que após a saturação da água com o CO₂ o gasômetro era preenchido novamente com água e assim sucessivamente até o término do experimento.

Dois fins de cursos foram adaptados no gasômetro um na parte inferior e outro na parte superior para acionar a válvula solenóide de 3 vias (entrada, saída e escape) e o contador de ciclos. Inicialmente a cúpula apoiava-se no fim de curso localizado na parte inferior e à medida que a produção de biogás iniciava, a cúpula flutuante se elevava até tocar-se no outro fim de curso localizado na parte superior do gasômetro, após este trajeto a válvula solenóide era acionada e o biogás era eliminado da cúpula por uma das aberturas na mesma. O biogás começava a sair de dentro da cúpula e a mesma retornava-se para a parte inferior do gasômetro, ao tocar o fim de curso o contador de ciclos contava um ciclo, e assim se verificava a quantidade de biogás produzido no reator durante toda a pesquisa.

Dois frascos, um com palha de aço e o segundo com sílica gel foram adaptados no reator, mais precisamente na saída do biogás antes que o biogás entra-se no gasômetro para que fosse retida parte do ácido sulfídrico (H₂S), proveniente da digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 1997) e a umidade do biogás, conforme orientações de SOARES (2001)^{***}, com o intuito de proteger a válvula solenóide contra a corrosão.

Um desenho esquemático do sistema está demonstrado na Figura 4.1 e uma foto do mesmo para uma melhor ilustração é apresentada na Figura 4.2, a seguir.

^{***} SOARES, H.M. (2001). Informações pessoais.

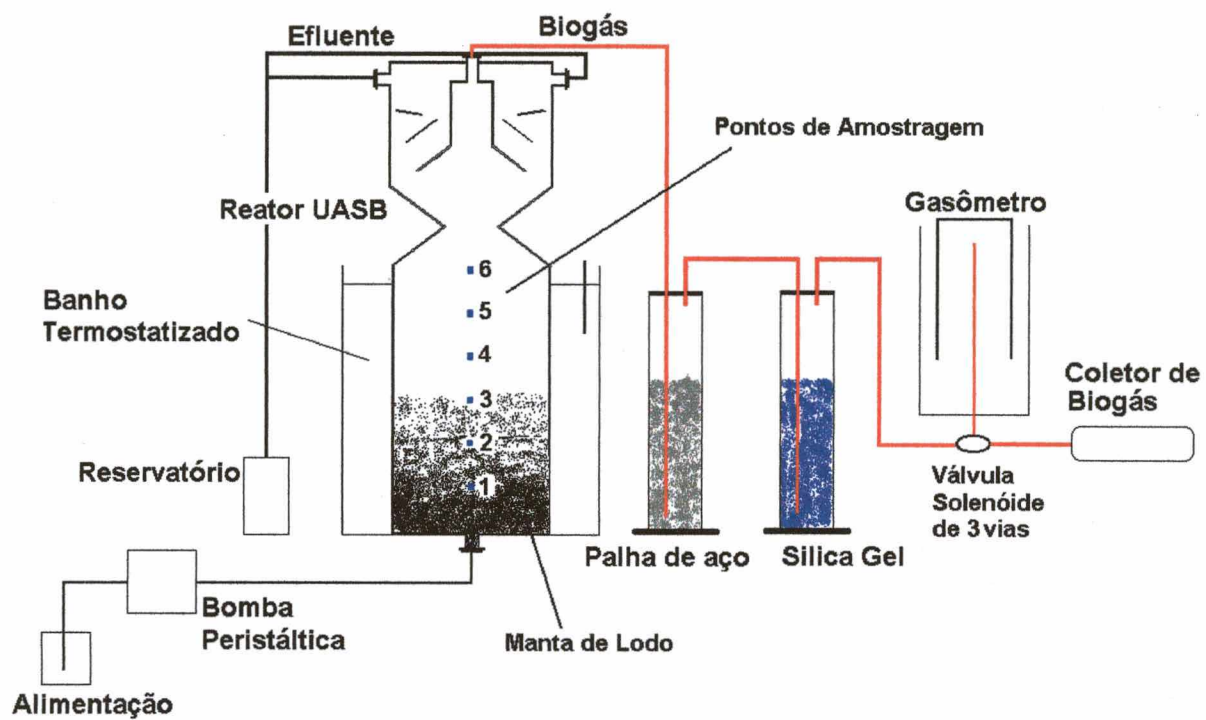


Figura 4.1 - Desenho esquemático do sistema utilizado como reator UASB, de acordo com FILHO, SOARES e HENN (2001)*.

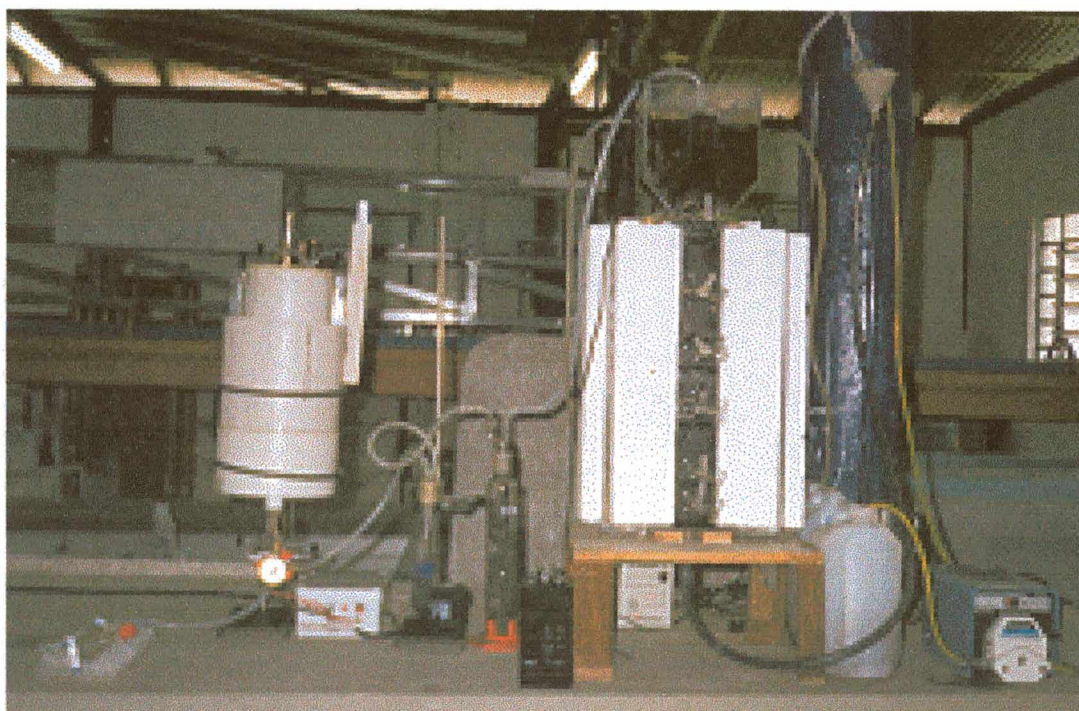


Figura 4.2 - Fotografia do UASB em operação. Gasômetro de cúpula flutuante conectado.

4.2 Substratos: Amostragem e Preservação

4.2.1 Etapa I: Percolado do Aterro Sanitário

Inicialmente utilizou-se como substrato o percolado proveniente de um aterro sanitário da região da Grande Florianópolis para alimentar o reator UASB nesta primeira etapa. Foi iniciada a partida do reator UASB pelo menos 4 meses antes do início da partida do reator RSO, para quando o reator RSO em fase semi-sólida entrasse em operação o reator UASB encontra-se estabilizado e operando a uma carga compatível com as necessidades de operação do mesmo.

Foram efetuadas quatro amostragens em lotes de aproximadamente 40 litros em um único ponto. As amostras foram coletadas nos dias: 13 de março, 22 de maio, 03 de julho e 10 de julho de 2001, todas no mesmo local, antes da entrada do sistema de tratamento do mesmo, num intervalo de tempo relativamente curto podendo ser considerada como uma amostragem instantânea. Para armazenar as amostras, utilizou-se um recipiente de plástico de 50 litros, limpo, porém não esterilizado. O mesmo foi transportado de Biguaçu para Florianópolis sem nenhum tipo de preservação química ou térmica, ficando aproximadamente 40 minutos exposto à temperatura ambiente. Após a coleta de cada lote o percolado era redistribuído em frascos menores e armazenados a -5°C , como forma de conservação das características do mesmo até o momento de sua utilização.

Uma alíquota foi separada e caracterizada de acordo com as seguintes análises:

- pH e Temperatura,
- Demanda Química de Oxigênio (DQO),
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅),
- Alcalinidade Total,
- Cloretos,
- Ferro,
- Fósforo Total,
- Nitrogênio Total e Amoniacal,
- Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV),
- Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV),
- Coliformes Totais e *Escherichia coli*,

- Ácidos Orgânicos Voláteis,

Os métodos anteriores referidos estão descritos no item 4.6 deste capítulo.

4.2.2 Etapa II: Percolado do Reator RSO

A partida do reator de resíduos sólidos orgânicos (RSO) em fase semi-sólida foi iniciada no dia 15 de julho de 2001 e realizada em um sistema de reação em batelada, onde teve uma alimentação de aproximadamente 75% de RSO, proveniente do SEASA - SC e 25% de biossólidos, esses provenientes de tanques sépticos das empresas desentupidoras da Grande Florianópolis e de inóculo de um reator UASB que trata esgoto doméstico (CASAN).

O reator de RSO em fase semi-sólida tem um volume total de 700 litros e esta sem aquecimento desde o início da sua operação, não era provido de agitação, somente ocorria a lixiviação com o percolado tanto do próprio reator quanto do reator UASB.

A partir da segunda semana de operação do reator RSO em fase semi-sólida, se começou a utilização do percolado proveniente de sua digestão para o reator UASB.

Uma amostra foi coletada primeiramente em um recipiente de vidro de 0,5 litro, para verificar o seu pH inicialmente, onde se notou um pH muito baixo em torno de 3,98 podendo ser prejudicial ao reator UASB.

Para a alimentação do reator UASB foi feita uma correção do pH desse percolado no próprio tanque de RSO para 5,5 a 6,5, com hidróxido de sódio a 5% (NaOH).

Uma alíquota foi retirada e separada para a caracterização de acordo com as análises citadas no item 4.2.1 deste capítulo.

Após a correção do pH desse percolado, amostras eram coletadas em lotes de 30 litros semanalmente para a alimentação do reator UASB, num período de 7 dias, sendo que depois deste período retirava-se novamente um novo lote e assim sucessivamente ao longo dos primeiros 68 dias de operação com este tipo de percolado, devido a sua DQO que se elevou rapidamente e começou a se estabilizar somente no terceiro mês de operação.

Para armazenar as amostras, utilizou-se um recipiente de plástico de 2 litros, limpo, porém, não esterilizado. Após a coleta de cada lote o percolado era redistribuído em frascos menores e armazenados a -5°C , como forma de conservação das características do mesmo até o momento de sua utilização.

No terceiro mês de operação com este percolado decidiu-se retirar amostras em lotes de 5 litros a cada dois dias para a alimentação do reator UASB, sendo que alíquotas foram retiradas desses lotes, e foi verificada a sua DQO diariamente até o fim do experimento nas condições estáveis do processo.

4.3 Alimentação do Reator

O meio de cultivo utilizado para alimentação do reator UASB foi constituído primeiramente do percolado proveniente de um Aterro Sanitário durante um período de 107 dias, e todos os dias retirava-se uma alíquota do percolado do freezer referente ao volume a ser alimentado em 24 horas. A alimentação permanecia à temperatura ambiente durante todo o período de operação.

Após este período utilizou-se o percolado proveniente do reator de RSO em fase semi-sólida durante um período de 90 dias, onde se retiravam umas alíquotas do reator referentes ao volume a ser alimentado em 24 horas.

4.4 Inóculo

O inóculo utilizado no reator UASB foi fornecido pela estação de tratamento de efluentes da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), o mesmo era proveniente de um reator UASB que trata esgoto doméstico.

Este inóculo encontrava-se visivelmente pouco granulado. Caracterizou-se o inóculo em função dos sólidos totais e voláteis e sólidos suspensos totais e voláteis (ST, SV, SST e SSV), e de teste de atividade metanogênica específica (AME), descrito no item 4.7 deste capítulo.

4.5 Partida do Reator UASB

O programa de partida e estabilização (posta em marcha) do reator UASB foi colocado em prática através do aumento da carga orgânica volumétrica fornecida ao mesmo, como mostra o Anexo A.

A vazão de alimentação foi modificada rotineiramente, conforme indicado no Anexo A. A concentração inicial do lodo (expressa em SV/L) foi determinada segundo os resultados para a avaliação do inóculo, definida pela atividade metanogênica específica e análise de SV do mesmo. A carga orgânica específica (q_{esp}) no início da operação foi determinada a partir da concentração de sólidos inoculados.

O reator foi operado em regime contínuo, alimentando o conteúdo diário durante 14 a 18 horas, em função da limitação da vazão da bomba peristáltica utilizada neste experimento. Durante todo o experimento não foi praticado o reciclo do efluente, somente na segunda parte, já com o percolado do reator RSO, é que se fez diluições na alimentação do reator com o percolado da saída do reator UASB, devido à sua elevada DQO. O biogás foi qualificado, quantificado e corrigido nas CNTP durante toda a operação do reator conforme mostra os Anexos B, A e D, respectivamente.

4.6 Métodos Analíticos

O presente trabalho de pesquisa foi realizado utilizando-se as dependências de dois laboratórios, sendo a operação do reator UASB conduzido no Laboratório Experimental de Engenharia Ambiental (LEEA), e as análises físico-químicas e biológicas, juntamente com a implantação da metodologia das análises de ácidos orgânicos voláteis, foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), pertencentes ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

4.6.1 Determinação de pH

As medidas de pH foram realizadas potenciometricamente usando-se um eletrodo combinado de vidro e prata/cloreto de prata. O potenciômetro Orion modelo 250A era calibrado uma vez por semana com soluções tampão de pH 7,0 e 4,0, conforme indicado por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 1995).

4.6.2 Determinação da DQO

As análises de DQO - Demanda Química de Oxigênio foram realizadas segundo os procedimentos no LIMA (Laboratório Integrado do Meio Ambiente), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, baseados no Standard Methods (1995). O procedimento utilizado foi o de refluxo aberto por digestão ácida na presença de dicromato de potássio e sulfato de mercúrio como agentes oxidantes e complexantes respectivamente, e com pequenas quantidades da amostra diluída. A solução do padrão titulante era padronizada conforme as realizações das análises de DQO. O cálculo para a padronização do titulante e para o resultado da DQO é dado abaixo:

$$M = \frac{\text{Vol.deK}_2\text{Cr}_2\text{O}_7(\text{utilizado})}{\text{Vol.deSFA}(\text{titulado})} * 0,25$$

$$\text{mgO}_2 / \text{L} = \frac{(A - B) * M * 8000}{\text{mLdaamostra}} * d$$

onde:

- SFA = Sulfato Ferroso Amoniacal
- M = Molaridade da solução SFA
- A = mL de SFA usado para o branco
- B = mL de SFA usado para a amostra
- d = fator de diluição

4.6.3 Determinação da DBO₅

As análises de DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio foram realizadas segundo os procedimentos no LIMA, baseados no Standard Methods (1995). O procedimento utilizado consistiu na diluição da amostra, dentro de uma faixa aceitável (0 a 700 mg/L) e temperatura específica de 20°C num período de cinco dias em estufa Quimis - 203 e o oxigênio era medido com um equipamento da HACK modelo 2.2.

4.6.4 Determinação da Alcalinidade Total

As determinações da alcalinidade realizadas neste trabalho foram executadas segundo Standard Methods (1995), sem nenhuma separação dos sólidos em suspensão, titulando-se a amostra com ácido sulfúrico 0,02N até pH 3,7.

Cálculo:

$$mgCaCO_3 / L = \frac{(B - A) * N * 50.000}{mLdaamostra} * d$$

onde:

B = mL de H₂SO₄ gastos com a amostra

A = mL de H₂SO₄ gastos com o branco

N = Normalidade do H₂SO₄

d = fator de diluição

4.6.5 Determinação de Cloretos

Segundo o Standard Methods (1995), existem alguns métodos para medidas de cloretos, porém um método foi o mais indicado e o escolhido no presente estudo.

No presente trabalho decidiu-se pela utilização do método argentométrico devido à facilidade de sua realização no LIMA do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Tal determinação foi realizada segundo Standard Methods (1995).

Cálculo:

$$mgCl^- / L = \frac{(A - B) * N * 35.450}{mLamostra} * d$$

onde:

A = mL de AgNO₃ gastos com a amostra

B = mL de AgNO₃ gastos com o branco

N = Normalidade do AgNO₃

d = fator de diluição

4.6.6 Determinação de Fósforo Total

As análises de Fósforo total foram realizadas segundo os procedimentos no LIMA, baseados no Standard Methods (1995). O procedimento utilizado foi o do Método Colorimétrico Ácido Vanadomolibdofosfórico, por digestão ácida e na presença de vanádio, formando assim o ácido amarelo vanadomolibdofosfórico, onde a intensidade da cor amarela é proporcional a concentração de fósforo. A identificação foi realizada por método colorimétrico com o auxílio de um Espectrofotômetro UV Visível Digital Varian a 420nm; para os cálculos, uma curva de calibração era preparada periodicamente com soluções padrões de fosfato.

4.6.7 Determinação de Ferro Total

As análises de Ferro total foram realizadas segundo os procedimentos no LIMA, baseados no Standard Methods (1995). O procedimento utilizado foi o do Método Fenantrolina, por digestão ácida na presença da solução de hidroxilamina, onde após a digestão e acréscimo de outras soluções se desenvolve uma cor alaranjada (tijolo) proporcional a concentração de ferro. A identificação foi realizada por método colorimétrico com o auxílio de um Espectrofotômetro UV Visível Digital Varian a 510nm; para os cálculos, uma curva de calibração era preparada periodicamente com soluções padrões de ferro.

4.6.8 Determinação do Nitrogênio Total (KJELDHAL)

Esta análise foi realizada no LIMA, seguindo metodologia adaptada pelo mesmo segundo Standard Methods (1995) que consiste basicamente de: preparo dos reagentes; digestão ácida das amostras em temperaturas elevadas; resfriamento das amostras com o sistema de exaustão (scruber); destilação das amostras, coletando o destilado em erlenmeyer contendo indicador ácido bórico e por final, titulação do destilado com ácido sulfúrico 0,02N passando da cor verde pelo azul até a cor lavanda pálida.

Cálculos

$$mgNH_3 - N / L = \frac{(A - B) * 280}{mLdaamostra} * d$$

onde:

A = mL de H₂SO₄ gastos com a amostra

B = mL de H₂SO₄ gastos com o branco

d = fator de diluição

4.6.9 Determinação de Nitrogênio Amoniacal

Esta análise foi realizada no LIMA, seguindo metodologia adaptada pelo mesmo segundo Standard Methods (1995), que consiste basicamente de: preparo dos reagentes; ajuste do pH das amostras; destilação das amostras, coletando o destilado em erlenmeyer contendo indicador ácido bórico e por final, titulação do destilado com ácido sulfúrico 0,02N passando da cor verde pelo azul até a cor lavanda pálida.

Cálculos

$$mgNH_3 - N / L = \frac{(A - B) * 280}{mLdaamostra} * d$$

onde:

A = mL de H₂SO₄ gastos com a amostra

B = mL de H₂SO₄ gastos com o branco

d = fator de diluição

4.6.10 Determinação de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV)

Os sólidos totais e os sólidos voláteis foram determinados por secagem da amostra em estufa Quimis 205 a 105°C e posterior calcinação em mufla Quimis 305 a 550°C, respectivamente segundo Standard Methods (1995).

4.6.11 Determinação de Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

Os sólidos suspensos totais e os sólidos suspensos voláteis foram determinados por secagem da fração sólida da amostra em estufa Quimis 205, previamente centrifugada em

centrifuga Sigma modelo 102 (de 0 a $4,2 \text{ min}^{-1}$ ($\times 100$)), a 105°C e posterior calcinação em mufla Quimis 305 a 550°C segundo Standard Methods (1995).

4.6.12 Determinação de Coliformes Totais e *Escherichia coli*

Este teste foi realizado no LIMA segundo os procedimentos baseados pelo Standard Methods, (1995). O procedimento se dá através do Teste Substrato Enzima, que constitui de cartelas Quanti-Tray e meio de cultura Colilert da IDEXX para 24 horas. Adiciona-se o meio de cultura em 100 mL da amostra num erlenmeyer de 100 mL, dissolve-se o meio e transfere-se para a cartela que é selada em um selador Sealer modelo 2x e posteriormente incubada em estufa Quimis a 35°C por 24 horas. O resultado se dá após 24 horas pela cor nas divisórias da tabela, onde a cor amarela indica a presença de Coliforme Total e com o auxílio da luz fluorescente indica a presença de *E. coli*. na mesma tabela.

4.6.13 Determinação dos Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV)

A metodologia adotada para a determinação dos ácidos orgânicos voláteis neste trabalho foi a cromatografia gasosa, através da adaptação da metodologia utilizada no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC - USP, proposta por MORAES et al. (2000) e implantada e realizada no LIMA.

A amostra aquosa para a extração dos ácidos voláteis foi preparada como segue:

- a. filtração em membrana de $0,45 \mu\text{m}$ (Milipore), para as amostras da entrada e saída do reator;
- b. 5 mL da amostra foi colocada em frasco de vidro com rosca e tampa, junto com 1 mL de ácido sulfúrico 2%. Quando a amostra não era processada de imediato, esta era congelada com o ácido até o momento da análise. Os frascos eram selados com fita de teflon e fechados com tampa de rosca. Durante todo o processo de realização da determinação de ácidos voláteis os frascos eram fechados desta maneira;

No momento da leitura por cromatografia, as amostras eram processadas como segue:

- c. as amostras eram descongeladas e uma medida de cloreto de sódio era colocado no tubo de ensaio onde as amostras foram congeladas;
- d. adição de 150 μL de uma solução de ácido crotônico (700 mg/L) foi utilizada como padrão interno;
- e. 2 mL de éter etílico puro (grau HPLC) foi adicionado a amostra para extração dos ácidos voláteis da fase aquosa.
- f. depois as amostras eram agitadas em "vortex" potência máxima por 1 minuto. As amostras eram guardadas sob refrigeração até o momento da análise cromatográfica, evitando-se a perda do éter e facilitando-se a amostragem da fase orgânica da amostra.
- g. numa capela química, alíquotas de 1 μL da fase orgânica da amostra eram retiradas do frasco com o auxílio de uma seringa cromatográfica de volume igual a 10 μL e injetado em cromatógrafo HP 6890 com detector de ionização de chama e coluna capilar NukolTM (30 m x 0,25 mm x 0,25 μm), equipado com software HP ChemStation (HP 3365 series II versão A. 0.3.34), no LIMA.

As temperaturas do injetor e detector adotadas foram de 220°C e 250°C, respectivamente. A rampa de temperatura do forno empregada para a montagem da curva de calibração foi de 120°C a 145°C com incremento de 4°C/min e 3 minutos na temperatura de 145°C. O fluxo do gás de arraste hélio foi de 2 mL/min. e os gases usados na queima do detector foram o hidrogênio, o ar sintético e o hélio a um fluxo de 35 mL/min., 300 mL/min. e 2 mL/min., respectivamente. A cada injeção de amostra, o cromatógrafo realizava uma limpeza da coluna, ao final da corrida. Para tanto, o cromatógrafo estava programado para elevar a temperatura do forno a 180°C por 3 minutos, com um fluxo de hélio igual a 2 mL/min.

Foram montadas curvas de calibração, sendo apresentadas no Anexo E. A metodologia adotada para a montagem das curvas foi a que se descreveu acima. Esta curva de calibração foi construída por uma mistura de padrões de ácidos voláteis, tal qual acético, propiônico, butírico, isobutírico, valérico e isovalérico.

Apesar da complexidade do percolado, não houve comprometimento dos resultados, uma vez que se tomou o devido cuidado de utilizar os mesmos equipamentos e as mesmas soluções padrões. A metodologia de extração de ácidos e procedimentos na manipulação das amostras foi à mesma baseada em MORAES et al. (2000).

4.6.14 Determinação da Produção de Gases: Metano e Dióxido de Carbono

As medidas de quantidade dos gases metano e dióxido de carbono eram realizadas por cromatografia gasosa de acordo com MONTENEGRO (2001), e implantada e realizada no Laboratório de Desenvolvimento de Processos Tecnológico (LDPT) do Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos da UFSC. Onde se utilizava um aparelho da Instrumentos Científicos CG - modelo 35, com coluna Porapak-N, de 3/16" de diâmetro e 6 pés de comprimento, equipamento com detector de condutividade térmica. O gás de arraste utilizado foi o hélio, a uma vazão de 0,1 mL/s. As temperaturas da coluna, do vaporizador e do detector foram em torno de 55°C, 60°C e 100°C, respectivamente.

A determinação da porcentagem de metano no biogás foi realizada a partir de amostras gasosas que variaram de 0,05 mL a 0,1 mL. As amostras provenientes do reator UASB foram retiradas de um dispositivo de vidro com rolhas de butila, acoplado ao gasômetro do reator UASB, por onde era possível coletar amostras gasosas com o auxílio de seringas cromatográficas de volumes entre 50 μ L a 100 μ L.

A fim de quantificar as leituras das amostras de biogás, curvas de calibração foram construídas utilizando-se para isso gases padrões: 100% metano; 100% dióxido de carbono, ambos qualidade ultrapura (White-Martins), gases estes normalmente encontrados na atmosfera de sistemas anaeróbios. Para tal, foram conectadas mangueiras de silicone aos cilindros de gases, forçando a passagem destes pelas mangueiras e fazendo-os borbulhar num erlenmeyer contendo água destilada. Desta forma, a pressão do gás ao passar pela mangueira se equivaleria a pressão atmosférica. Com o auxílio de uma seringa cromatográfica, amostras com diferentes volumes (10 a 100 μ L) foram coletadas e injetadas, em seguida, ao cromatógrafo. Foi estabelecida uma relação entre o número de moles e as áreas dos picos para os diferentes gases, através da lei dos gases ideais. A curva de calibração foi construída e através de regressão linear uma equação foi determinada para cada gás em análise. Os valores encontrados para ambos os gases e as curvas com suas respectivas equações encontram-se no Anexo B. Os resultados foram expressos em termos de porcentagem molar, tomando-se como base à mistura de 100% de metano e dióxido de carbono, e o ar, incluindo o nitrogênio, era desprezado.

4.6.15 Determinação e Manutenção da Temperatura no Reator UASB

A temperatura do reator UASB era medida diretamente por um potenciômetro (Orion model 250A) que determinava o pH e automaticamente a temperatura. Nos dois lados do reator havia dois compartimentos que eram completados com água e através de um termostato utilizado em aquários foi possível aquecer a água, mantendo em torno dos 33°C, para o controle da temperatura interna do reator. Desta forma o reator era aquecido e sua temperatura mantida entre 25 a 27°C. Para o melhor controle, a medida de temperatura foi feita diretamente no reator pela parte superior do mesmo (na parte dos decantadores).

A temperatura ambiente era medida diretamente por um termômetro de mercúrio com temperatura entre -10 e 60°C.

4.7 Atividade Metanogênica Específica

O ensaio do teste da atividade metanogênica específica juntamente com a determinação da produção de gases foram conduzidos e realizados na dependência do Laboratório de Desenvolvimento de Processos Tecnológicos (LDPT), do Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos da UFSC.

O objetivo do teste foi avaliar a atividade metanogênica específica (AME) do lodo, em termos da quantidade de metano produzida por dia, por grama de SV, verificando assim as condições reais da atividade microbiana do referido lodo.

O teste foi baseado em SOARES e HIRATA (1997), mantendo-se a proporção de células em relação ao substrato empregado igual a 5,0 g de SV/L para 5,0 g DQO/L em ácidos orgânicos, ou seja, 1:1 em regime de agitação. Para tanto, foi colocado uma quantidade conhecida de lodo (SV), após análise de SV do mesmo, em um frasco de soro com capacidade para 1000 mL. O meio de cultura basal dos testes foi preparado conforme na Tabela 4.1. A fim de facilitar a condução dos ensaios de AME, foi preparada uma solução estoque da mistura de ácidos (Tabela 4.2) com 122,14 g DQO/L, e alíquotas de 6,2 mL em 150 mL foram utilizadas para obter a concentração final de DQO de 5,0 g/L dos ácidos acético, propiônico e butírico proporcionalmente utilizadas no meio de cultura.

Tabela 4.1 - Soluções estoque utilizadas nos ensaios:

Solução 1: Macronutrientes			
NH ₄ Cl	170 g/L	MgSO ₄ .7H ₂ O	11,5 g/L
KH ₂ PO ₄	37 g/L	CaCl ₂ .2H ₂ O	8 g/L
Solução 2: Micronutrientes			
FeCl ₃ .4H ₂ O	2000 mg/L	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂ .4H ₂ O	90 mg/L
CoCl ₂	1088 mg/L	Na ₂ SeO ₃ .5H ₂ O	100 mg/L
MnCl ₂ .4H ₂ O	500 mg/L	NiCl ₂ .6H ₂ O	50 mg/L
CuSO ₄ .5H ₂ O	38 mg/L	EDTA	1000 mg/L
ZnSO ₄ .7H ₂ O	106 mg/L	HCl 36%	1 mL/L
H ₃ BO ₃	50 mg/L	Rezazurina	500 mg/L
Solução 3: Meio Redutor			
Na ₂ S.9H ₂ O			100 mg/L

Fonte: SOARES e HIRATA (1997).

Tabela 4.2 - Composição da solução estoque de ácidos orgânicos para o teste de Atividade Metanogênica.

Ácidos Orgânicos	g/L	DQO em g/L
Acético	28	29,78
Propiônico	28	41,96
Butírico	28	50,40

Fonte: SOARES e HIRATA (1997).

O teste de atividade foi realizado conforme as seguintes etapas:

- a) pesou-se 0,75 g de SV do lodo em bécker de tamanho apropriado ao volume do lodo;
- b) ao lodo acrescentam-se 2,0 mL da solução 1, 0,25 mL da solução 2, 0,1 mL da solução 3 a 10%, água destilada até completar o volume de 144 mL,
- c) um fluxo de 100% de nitrogênio foi então introduzido no frasco por, aproximadamente, 10 minutos;
- d) 6,2 mL da mistura de ácidos foi adicionada completando um volume total de meio e lodo no frasco de 150 mL;

- e) os frascos foram fechados com rolhas de borracha e vedados com cola de silicone;
- f) os frascos foram então conectados a gasômetros (frascos Duran invertidos contendo uma solução de NaOH a 5% , para reter o CO₂ produzido no sistema) por um sistema de mangueiras e agulhas inseridas através da rolha de borracha de butila como mostra a Figura 4.3. O biogás formado no ensaio borbulhava na solução de NaOH, retirando o CO₂, e a medida que o metano era acumulado no topo do gasômetro, o volume equivalente à esta produção era deslocado para uma proveta;
- g) a incubação dos frascos foi feita em um banho maria Dubnoff modelo 304 da Nova Ética, com agitação e temperatura controlada a 35°C.

Os ensaios foram realizados em triplicata e o frasco controle continha água destilada no lugar da solução de ácidos, conforme Figura 4.3.



Figura 4.3 - Esquema utilizado para realização do teste de atividade metanogênica.

As determinações do volume de gás iniciaram-se após 10 minutos de incubação dos sistemas de reação. O volume da solução de NaOH deslocado inicialmente foi considerado como o volume inicial, em tempo igual a zero. As medidas subsequentes foram realizadas

em intervalos de 2 horas, nas primeiras 12 horas, e de 3 a 4 vezes por dia nos 3 dias seguintes de incubação. Após este período, as medidas eram realizadas uma vez por dia, até que a produção de gás cessasse.

A atividade metanogênica específica máxima foi calculada conforme equação descrita em SOARES e HIRATA (1997), após correção do volume de gás nas CNTP (Anexo C). A equação utilizada, considerando que a 35°C, 395 mL de gás metano corresponde a 1 g de DQO (SPEECE, 1996), foi a seguinte:

$$AME_{MAX} = \frac{r_{MAX} * 24}{V * SV} \left(\frac{gDQO - CH_4}{gSV * dia} \right)$$

onde:

r = velocidade máxima de produção de metano em g DQO-CH₄/hora

24 = 24 h/dia

V = volume do meio de reação em litros

SV = concentração de lodo em g SV/L

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Resultados da Caracterização dos Percolados

Os percolados oriundos do aterro sanitário e do reator de fase semi-sólida foram caracterizados conforme as análises citadas no item 4.2.1 e os resultados estão expressos conforme mostra a Tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Resultados da Caracterização das Amostras de Percolado

Parâmetros	1ª Coleta	2ª Coleta	3ª Coleta	4ª Coleta	5ª Coleta
	Aterro	Aterro	Aterro	Aterro	RSO
<i>pH</i>	7,34	7,36	7,98	7,83	3,98
<i>Alcalinidade total (mg/L)</i>	11.680	11.000	7.220	6.800	-
<i>N - total (mg/L)</i>	1.691	1.792	1.282	1.344	823
<i>N- Amoniacal (mg/L)</i>	1.296	1.702	1.106	1.254	266
<i>P - total (mg/L)</i>	257	94	91	5	89
<i>DQO (mg/L)</i>	11.470	31.092	2.874	6.000	21.712
<i>DBO₅ (mg/L)</i>	6.150	6.625	1.550	1.825	16.718
<i>DBO₅/DQO</i>	0,54	0,22	0,53	0,31	0,77
<i>Cloretos (mg/L)</i>	2.297	978	4.664	3.844	612
<i>Ferro (mg/L)</i>	75	92	32	16	61
<i>AOV (mg ácido acético/L)</i>	2.286	5.341	-	2.498	2.310
<i>C.Totais (NMP/100mL)*</i>	$\geq 11 \times 10^3$	$\geq 11 \times 10^3$	$\geq 22 \times 10^3$	$\geq 45 \times 10^3$	$\geq 42 \times 10^3$
<i>C.Fecais (NMP/100mL)*</i>	$\geq 11 \times 10^3$	$\geq 6 \times 10^3$	$\geq 5 \times 10^3$	$\geq 22 \times 10^3$	$\geq 39 \times 10^3$
<i>ST (mg/L)</i>	14.666	12.722	983	9.748	17.026
<i>SV (mg/L)</i>	5.381	5.751	260	2.419	11.159
<i>SST (mg/L)</i>	360	665	130	177	1.000
<i>SSV (mg/L)</i>	160	330	39	130	687

* Resultados apresentados com o símbolo \geq devido a todas as amostras apresentarem resultados positivos na maior diluição praticada.

Através dos resultados da caracterização é possível avaliar que o percolado gerado pelo aterro sanitário e pelo reator RSO tem a tendência de possuir altas concentrações de matéria orgânica, principalmente de ácidos orgânicos voláteis, exceto em períodos de chuva que houve uma diluição do percolado do aterro e de parte de seus contaminantes, como foi o caso da 3ª coleta. Não foi possível verificar a concentração de AOV na 3ª coleta, pois houve uma contaminação da amostra impossibilitando assim a sua verificação nesta coleta.

O pH apresentou-se em valores elevados, por este motivo, decidiu-se não fazer qualquer tipo de ajuste do pH para as amostras do aterro sanitário, já para a amostra do reator RSO o pH foi corrigido no próprio reator RSO com soda cáustica (NaOH 5%) para um valor de pH entre 6 - 6,5.

De acordo com LO (1996) e HAMADA (1997), as características do substrato e a biodegradabilidade do percolado variam com o tempo e podem ser determinadas pela relação DBO_5/DQO . Relações entre 0,4 e 0,6 são indicadores da melhor biodegradabilidade, podendo notar que as amostras da 1ª e 3ª coleta de percolado tem uma boa biodegradabilidade, conforme mostra a Tabela 5.1, porém a 3ª coleta não mostrou isso na prática, sendo descartada após um curto período de alimentação com a mesma ao reator UASB.

Para a amostra da 2ª coleta esta relação foi abaixo da recomendada, porém não ocorrendo períodos de chuva naquela região do aterro. Essa relação também se mostrou abaixo da recomendada para a 4ª coleta provavelmente devido ao período de chuva naquela região do aterro sanitário. O percolado do reator RSO apresentou uma biodegradabilidade elevada da faixa de referência recomendada por HAMADA (1997), devido provavelmente ao início da operação com o reator RSO que estava na fase ácida, no período em que se realizou a caracterização do mesmo, além de ser um percolado proveniente de um material considerado de alta biodegradabilidade como os restos de alimentos.

Para PARK *et al.* (1999), valores entre 0,16 a 0,62 concluem de que o aterro está na fase de geração de metano, fase esta encontrada em todas as amostras.

A Tabela 5.1 apresenta as análises de SV com ST das amostras de percolado em cada coleta, tendo aproximadamente 37, 45, 26, 25 e 65% de seus constituintes na forma de compostos orgânicos, respectivamente. Por este aspecto, as amostras 3 e 4 são aquelas de menor porcentagem de matéria orgânica.

Comparando-se os parâmetros de ST com SST pode-se verificar que há pouco material em suspensão no percolado tanto do aterro sanitário como do reator RSO, somente na 3ª coleta é que se verifica, a quantidade de material em suspensão tendo um aumento cerca de 13% comparado com as outras coletas.

Ao longo do período de adição do chorume ao reator UASB não foi necessária a adição de nutrientes, pois em relação ao crescimento celular, pode-se dizer que 10% dos nutrientes são responsáveis pelo crescimento das células e que uma relação DQO:N:P de 35:5:1 pode ser uma boa recomendação para um bom funcionamento do sistema sem deficiência de nutrientes como pode-se notar nas amostras de percolado coletadas que conferem uma relação de 45:7:1 / 33:2:1 / 31:14:1 / 1200:268:1 e 244:9:1, para as cinco coletas respectivamente, conforme mostra a Tabela 5.1.

A quantidade de cloreto em todas as amostras mostrou-se elevada conferindo uma salinidade relativamente alta nas mesmas, sendo este um dos grandes interferentes para as sucessivas realizações da concentração da DQO ao longo do período de amostragem e alimentação do UASB, sendo que adotamos a realização da concentração da DQO convencional de refluxo aberto para todo o experimento.

A quantidade de ferro nas amostras não foi elevada, conferindo uma boa operação do UASB ao longo do período de adição do chorume sem quaisquer problemas operacionais, como entupimentos entre outros no reator.

A quantidade excessiva de coliformes fecais e totais em todas as amostras nos mostra que essas concentrações são elevadas conferindo a esta água residuária como sendo de alto risco, tanto aqueles provenientes do aterro sanitário como também o chorume do reator RSO de onde 25% de seu volume foi proveniente de esgoto doméstico (biosólidos).

5.2 Caracterização do Inóculo Utilizado na Partida do Reator UASB e o seu Comportamento ao Longo do Ensaio

O lodo proveniente de um reator UASB que trata esgoto doméstico fornecido pela CASAN, foi caracterizado conforme descrito no item 4.2.1 e os resultados estão expressos na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 - Caracterização do Lodo da CASAN

<i>Parâmetros</i>	<i>(g/L)</i>	<i>Massa no UASB (g)</i>
<i>ST</i>	96,61	327,31
<i>SV</i>	43,52	147,44
<i>SSV</i>	-	-
<i>SST</i>	27,75	94,02

Também como parte da caracterização do inóculo, foi realizado um teste de atividade metanogênica específica do mesmo, apresentando um valor máximo de 0,19 g DQO-CH₄/g SV.dia. As curvas obtidas no ensaio encontram-se no Anexo C.

A partida do reator UASB pode ser definida como o período transiente inicial, onde se utilizou basicamente um lodo de inóculo não adaptado ao percolado a ser tratado, porém, a partida do sistema passou por períodos de aclimatação, incluindo uma fase de seleção microbiana. Foram inoculados 3.388 mL de lodo no reator UASB, cerca de 36% de seu volume total, resultando em uma massa de 147,44 g SV inoculados.

O volume de inóculo para a partida do sistema é usualmente determinado em função da carga biológica inicial aplicada ao sistema de tratamento.

Segundo CHERNICHARO (1997), a carga orgânica específica é o parâmetro que caracteriza a carga orgânica aplicada ao sistema em relação à quantidade de biomassa presente no reator. Para a partida do UASB a carga orgânica específica foi de 0,05 kg DQO/kg SV.dia, ficando assim na faixa de 0,05 a 0,5 sugerido pelo autor e abaixo da sua capacidade máxima encontrada no teste de AME, podendo ser aumentada gradativamente, em função da eficiência do processo.

As análises de SV com ST da amostra do lodo têm aproximadamente 45% de seus constituintes na forma de compostos orgânicos. Já para as análises de ST com SST, verificou-se que há grande parte de material em suspensão nesse lodo cerca de 29%.

Após o fim do ensaio no reator UASB (220 dias de operação), uma amostra do lodo de seu interior foi submetida a um novo teste de AME, encontrando-se o valor de 0,40 g DQO-CH₄/g SV.dia (Anexo C). Nota-se que houve um aumento significativo de 105% entre o início e o fim do ensaio.

Este resultado é muito importante, pois comprova que de alguma forma as bactérias anaeróbias metanogênicas puderam beneficiar-se dos dois tipos de substrato oferecido às mesmas como fonte nutricional e energética.

Além da verificação do aumento da atividade metanogênica específica o crescimento da massa de microorganismos também foi acompanhada através da determinação do perfil de sólidos do reator.

Para determinar o perfil de sólidos e da massa de microorganismos presente no sistema foram feitas integrações em cada ponto de amostragem do reator em relação a cada altura em cada ponto de amostragem, totalizando um aumento significativo de sólidos no reator em todo o período de pesquisa. A Tabela 5.3 mostra o elevado aumento desses sólidos, podendo acompanhar os mesmos nas Figuras 5.1a, b, c, d para a 1ª amostragem e nas Figuras 5.2a, b, c, d para a 2ª amostragem.

Tabela 5.3 - Perfil de Sólidos Presentes no Sistema.

<i>Parâmetros</i>	<i>Massa no UASB (g)</i> <i>1ª Amostragem</i> <i>96º dia operação</i>	<i>Massa no UASB (g)</i> <i>2ª Amostragem</i> <i>186º dia de operação</i>
<i>ST</i>	350,81	503,25
<i>SV</i>	151,95	212,80
<i>SSV</i>	138,90	193,78
<i>SST</i>	322,06	431,03

Dois descartes de lodo ocorreram no período de operação com o reator UASB (90º e 186º dia de operação), para iniciar a partida e conseqüentemente a realização de testes de atividade metanogênica no lodo em uma outra pesquisa utilizando também um reator UASB que iria tratar água residuária da indústria de curtume, totalizando cerca de 500 mL com um valor de SV de 33 g/L, onde houve um aumento cerca de 81,86 g SV durante todo o período de operação.

A carga orgânica específica foi aumentada gradativamente cerca de 0,05 kg DQO/kg SV.dia na partida do reator para 0,16 kg DQO/kg SV.dia no final da alimentação com o chorume do aterro sanitário. E após, agora já com o chorume do reator RSO, essa carga orgânica específica aumentou para 0,19 kg DQO/kg SV.dia, sendo aumentada gradativamente em função da eficiência do processo chegando em picos de até 0,79 kg DQO/kg SV.dia.

O aumento da massa de sólidos em todo o período de alimentação do reator se caracterizou pela elevada quantidade de sólidos das amostras de percolado que foram

utilizadas em todo o processo para a operação do UASB fazendo com que o material insolúvel presente nesse percolado, determina-se o acréscimo na quantidade de lodo no reator propiciando alguns problemas operacionais no reator como os entupimentos das linhas de alimentação.

KETTUNEN and RINTALA (1998) observaram o mesmo problema em seu experimento, porém o entupimento das linhas de alimentação foram as causas decorrentes desse material insolúvel que se acumulou no reator. Mesmo assim, somando-se os efeitos do aumento da massa de lodo com o aumento de sua atividade, sua capacidade de tratamento foi triplicada durante os 220 dias de operação.

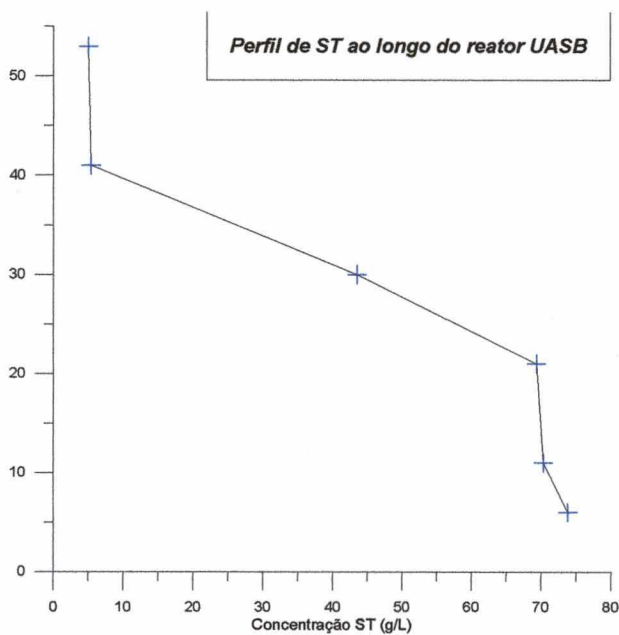


Figura 5.1a: Perfil de ST ao longo do UASB

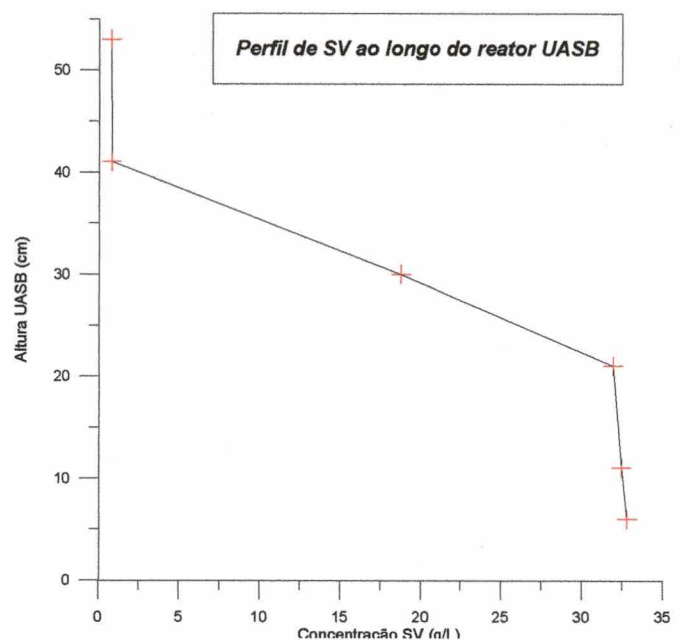


Figura 5.1b: Perfil de SV ao longo do UASB

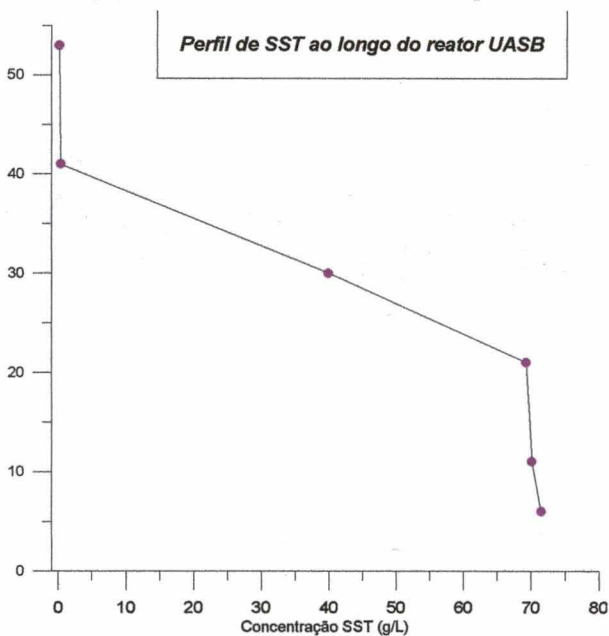


Figura 5.1c: Perfil de SST ao longo do UASB

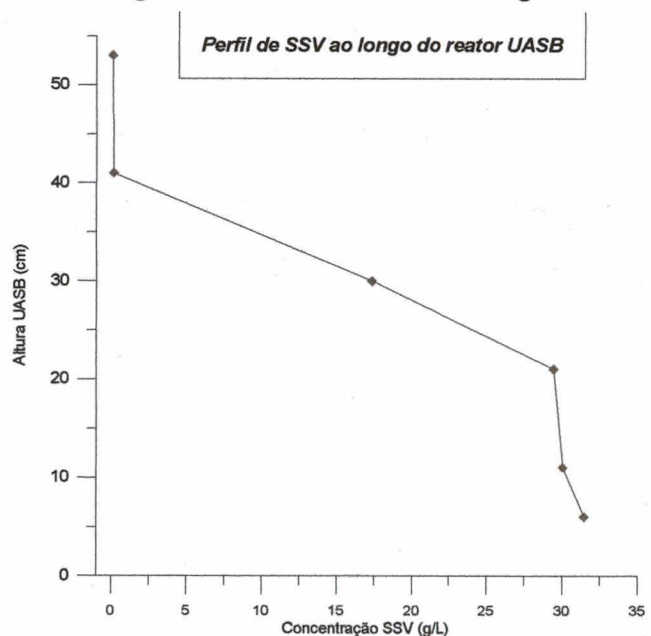


Figura 5.1d: Perfil de SSV ao longo do UASB

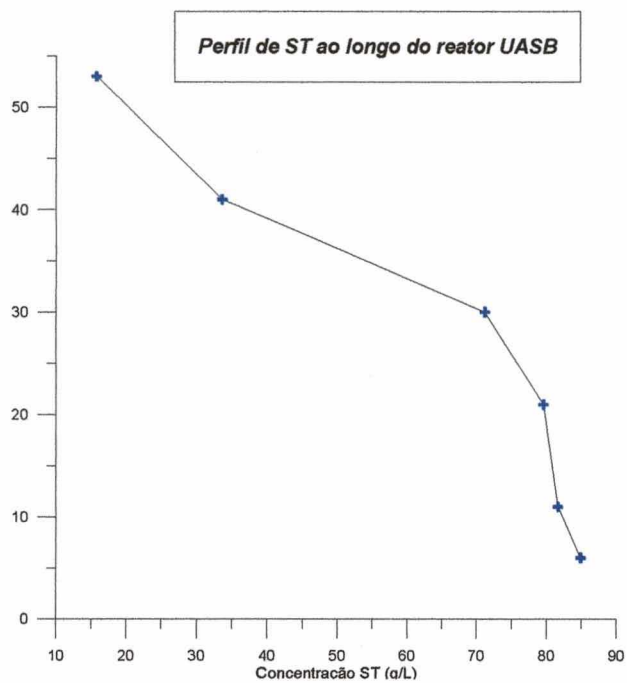


Figura 5.2a: Perfil de ST ao longo do UASB

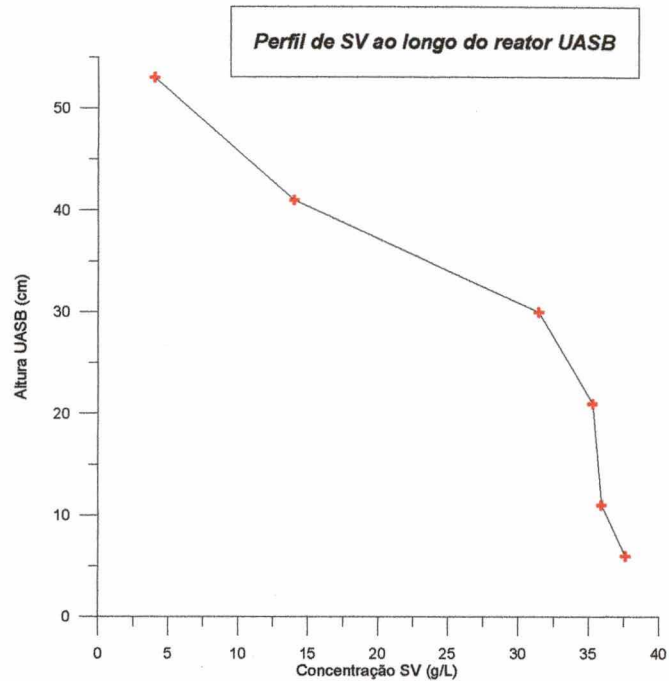


Figura 5.2b: Perfil de SV ao longo do UASB

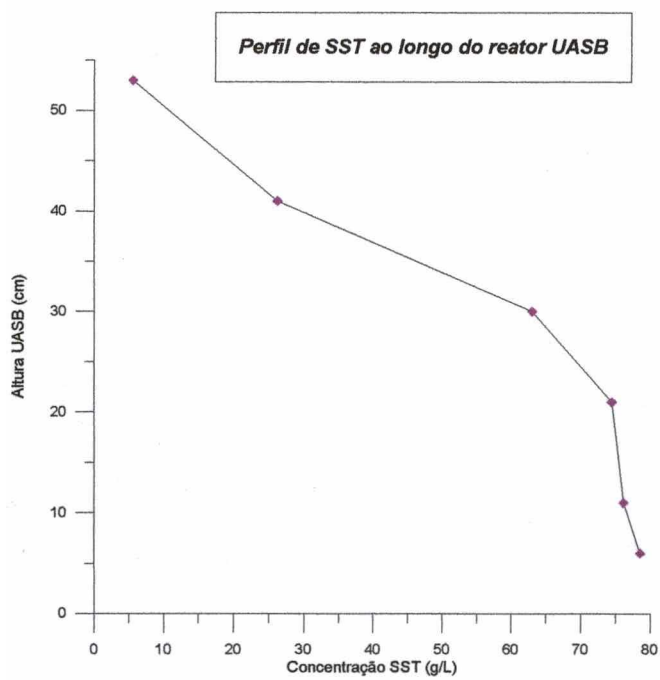


Figura 5.2c: Perfil de SST ao longo do UASB

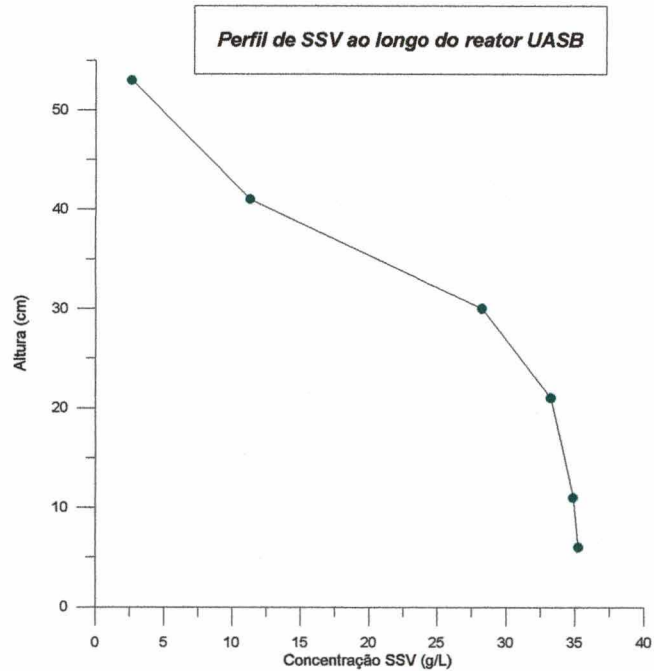


Figura 5.2d: Perfil de SSV ao longo do UASB

5.3 Ensaio de Biodegradabilidade em Sistema Contínuo Utilizando Reator UASB

Os resultados do acompanhamento analítico do ensaio de biodegradabilidade realizado no reator UASB em sistema contínuo, durante 220 dias, podem ser visualizados na Figura 5.3, sendo que as tabelas com os resultados do acompanhamento diário se encontram no Anexo A.

Os resultados referentes ao período de adição do percolado no reator UASB são apresentados e discutidos a seguir como mostra a Figura 5.3.

O programa de partida e estabilização do sistema foi feito através do aumento gradativo da carga orgânica aplicada nos primeiros meses de operação, onde teve uma progressão gradativa partindo de 0,84 chegando a 2,53 kg DQO/m³.dia com o percolado do aterro sanitário e de 2,53 chegando a 12,60 kg DQO/m³.dia com o percolado do reator RSO apresentando um fator de produção de gás médio de 0,41 L CH₄/g DQO_{degradada}, entre os períodos de 45 a 190° dias de operação, estando acima do valor teórico de 0,35 L CH₄/g DQO_{degradada}, sendo que esses fatores variam muito em relação ao substrato.

O percentual médio de metano no biogás na operação do UASB ficou elevado em torno de 84,5%, onde para esgoto doméstico as proporções típicas são de 70 a 80%, sendo que os altos valores do percentual de metano no biogás podem estar associados à dissolução do dióxido de carbono devido à adição de álcali para a correção do pH, realizado no início da operação com o reator RSO.

A DQO do percolado para a alimentação do UASB variou em torno de 2.800 a 38.670 mg O₂/L em temperaturas entre 25 a 27°C durante toda a operação no reator. O reator conferiu uma boa eficiência de remoção de DQO no primeiro mês de operação ficando em torno de 90%, com a mesma amostra.

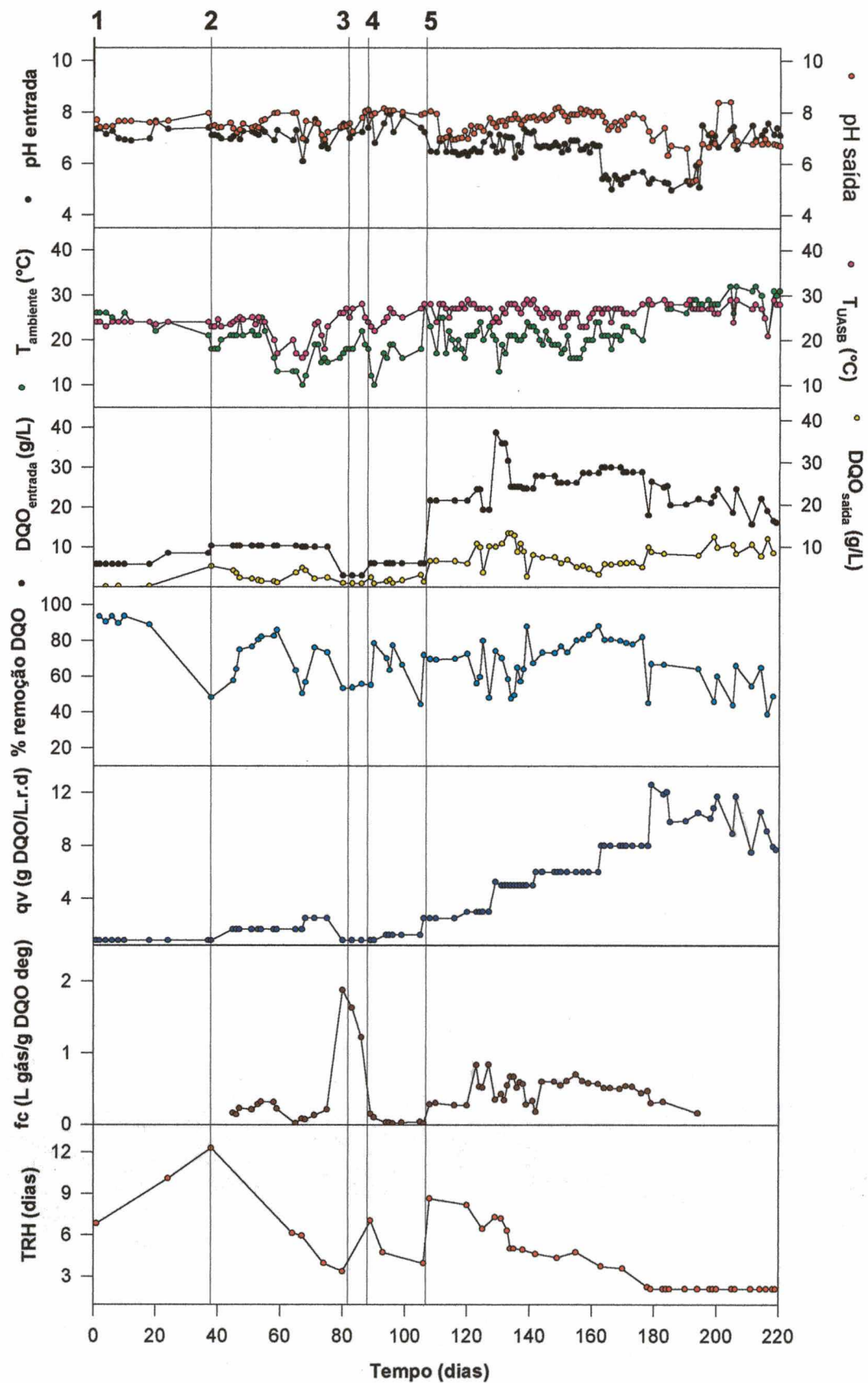


Figura 5.3 - Evolução dos parâmetros de controle de reator UASB, onde os pontos de 1 a 5 são as diferentes coletas feitas em toda a operação.

Através dos resultados obtidos pode-se verificar que a média do percentual de remoção de DQO, no ensaio contínuo com o reator UASB, com uma progressão de carga orgânica de 0,84 a 1,68 kg DQO/m³.dia (1 a 67º dias de operação) e de 6,0 a 8,0 kg DQO/m³.dia (142 a 178 dias de operação) para o chorume do aterro sanitário e para o chorume do reator RSO ficam em torno de 80 e 82%, respectivamente.

A DQO de alimentação para o reator UASB no 70º dia de operação teve uma queda brusca na sua concentração devido a DQO do percolado da terceira coleta. Pois, como comentado, ocorreram períodos de chuva na região do aterro sanitário, daquele mês de coleta diluindo assim o mesmo.

No 129º dia de operação houve um erro de cálculo na alimentação do reator e a sua concentração de DQO subiu de 19.000 para 38.670 mg O₂/L com o percolado do reator RSO, ocorrendo assim uma certa instabilidade no sistema devido às elevadas concentrações de DQO aplicada no sistema, mas o reator se recuperou conferindo novamente a sua boa eficiência na remoção de DQO entre outros.

Na partida da operação com o reator RSO a DQO do mesmo aumentou muito rapidamente, então se decidiu fazer diluições com o efluente do reator UASB até que esta concentração caísse para níveis que se pudesse realizar a alimentação direta do percolado no reator.

Houve uma queda do pH na saída do reator RSO a partir do 163º dia de operação, mas não foi feita nenhuma correção do mesmo para a alimentação no UASB, pois o pH do reator mantinha-se elevado na saída e pela estabilidade do processo, verificado pela remoção de DQO e pela produção de biogás no reator.

A alimentação direta do percolado do reator RSO no reator UASB sem qualquer tipo de diluição ou acerto de pH se iniciou a partir do 168º dia de operação o que coincide com a alimentação e recirculação contínua diária do reator RSO. Diferentemente do que vinha sendo realizado anteriormente, onde a alimentação do reator UASB se dava de uma forma esporádica, em que as diluições com água e com o próprio efluente eram realizadas frequentemente para a alimentação do reator.

A partir desse momento pode se verificar uma queda acentuada do pH no percolado que após 20 dias de alimentação operando o reator desta forma, provocou uma instabilidade no processo influenciando assim todos os parâmetros de controle do mesmo.

Neste momento, uma sucessão de problemas operacionais ocorreram simultaneamente que levaram à falha no processo como um todo, ou seja, baixo pH, alta

concentração do substrato, aumento de carga e problemas com o gasômetro de cúpula flutuante. Nesta ocasião o pH do reator chegou a atingir o valor de 5,3.

Algumas medidas corretivas foram aplicadas para recuperar o processo. Tais medidas envolveram a correção do pH na entrada para uma faixa entre 7 - 7,5, recirculação do efluente por períodos sem alimentação e diluição da alimentação com o próprio efluente. A carga orgânica volumétrica do reator foi reduzida pela metade ($\sim 4,0$ kg DQO/m³.dia), na tentativa da retomada do processo. Esta fase de operação não consta dos resultados apresentados na Figura 5.1.

Atualmente a operação com o reator UASB esta parada, e será retomada uma nova partida de acordo com a segunda batelada do reator RSO em outras condições de operação.

5.4 Considerações Finais

A importância dos procedimentos operacionais do reator RSO com relação à operação do reator UASB interferiu no bom funcionamento do sistema impossibilitando a operação do reator com as elevadas cargas orgânicas tendo que se diluir o chorume para a alimentação do UASB devido à quantidade de matéria orgânica presente no mesmo nas primeiras semanas de operação, já que o UASB não tinha atingido ainda a carga orgânica recomendada pelo programa. A saturação do teor de umidade pode ter sido uma das grandes causas dessas elevadas concentrações de matéria orgânica uma vez que propicia o crescimento de microorganismos que participam do processo de degradação dos resíduos sólidos orgânicos inoculados no reator RSO. A taxa de recirculação do chorume pode também ter interferido no sistema tanto para o reator RSO quanto para o UASB essencial para uma partida rápida. Esse procedimento pode minimizar a limitação da taxa de degradação causada pela distribuição heterogênea da biomassa metanogênica em reatores com altas concentrações de sólidos totais, no caso o reator RSO.

Apesar das intempéries ocorridas nos vinte e dois últimos dias de operação do reator, estes resultados indicam que a operação do reator UASB para esse tipo de efluente foi adequada mostrando que o mesmo é eficaz para esta aplicação e que seu volume relativo ao reator RSO está próximo de ser adequado para tratar o percolado proveniente pelo mesmo, mas não sabemos exatamente se é possível operá-lo em temperaturas mais baixas com a mesma eficiência de remoção de DQO e com essas elevadas cargas orgânicas já que a concentração da matéria orgânica do percolado teve um aumento excessivo e

significativo em poucos dias de operação com o mesmo, sendo que seria necessário operar o sistema mais vezes, agora com o reator já adaptado e com correções do pH sempre que necessário.

6. CONCLUSÕES

Tanto o procedimento de partida como o de aclimatação dos microorganismos anaeróbios mostrou-se adequado, uma vez que o reator UASB foi operado de forma relativamente estável.

A atividade metanogênica específica do lodo inicialmente inoculado teve um aumento de 105% saindo de 0,19 para 0,40 g DQO-CH₄/g SV.dia com a exposição do mesmo ao chorume como única fonte de substrato, durante 220 dias de operação em um reator UASB, onde as bactérias metanogênicas puderam se beneficiar do substrato como única fonte de carbono e energia. Somando-se os efeitos do aumento da massa de lodo no reator com o aumento de sua atividade, sua capacidade de tratamento foi triplicada durante os 220 dias de operação.

O acúmulo de sólidos no reator UASB ao longo do período de adição do chorume teve alguns problemas de entupimento mais nada que pudesse interferir no funcionamento do reator, evidenciado pela resposta do sistema.

A produção de biogás apresentou um fator médio de gás de 0,41 L CH₄/g DQO_{degradada}, com um percentual médio de metano em torno de 84,5% em grande parte da operação do reator.

Através dos resultados de biodegradabilidade do sistema contínuo podemos verificar que o desempenho na remoção de DQO ficou acima dos 75%, chegando a uma máxima carga orgânica de 12,60 kg DQO/m³.dia e com um TRH de 2,11 dias.

Os resultados apresentados da pesquisa indicam que o volume de 9,5 litros do reator UASB está próximo de ser adequado para tratar o percolado gerado por um reator de resíduos sólidos em fase semi-sólida de volume útil de 500 litros.

7. SUGESTÕES

- Variar a taxa de recirculação do percolado da saída do reator UASB para o reator RSO, lixiviando diferenciadamente o percolado, com o intuito de reduzir a sua DQO, para que possa ser introduzido diretamente o chorume no reator UASB sem qualquer diluição e diminuindo os problemas operacionais;
- Retirar o aquecimento do reator UASB, para que se possa verificar a sua eficiência no tratamento deste tipo de água residuária sem o devido aquecimento, sendo esse um dos objetivos para a próxima batelada com este tipo de reator sugerido pela FINEP.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBAIGES, J.; CASADO, F. and VENTURA, F. (1986). Indicators of groundwater pollution by a sanitary landfill. *Wat. Res.*, v.20, n°9, p.1153-1159.
- AMOKRANE, A.; COMEL, C. and VERON, J. (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Wat. Res.*, v.31, n°11, p.2775-2782.
- ANDRADE, F.S. (1999). *Uso de sistemas de informação geográfica na identificação de áreas potenciais para a instalação de aterros sanitários no Distrito Federal*. Dissertação (mestrado). Instituto de Geociências da Universidade de Brasília. Brasília/DF.
- BIRCHLER, D.R.; MILKE, M.W.; MARKS, A.L. and LUTHY, R.G. (1994). Landfill leachate treatment by evaporation. *Journal of Environ. Engin.*, v.120, n°5, p.1109-1131.
- BOELEN, J, and DE BAERE, L. (1995). Production of renewable energy by means of the DRANCO process: anaerobic composting of biowaste in Brecht, Belgium. In: PRESS IN THE INTERNATIONAL REVIEW OF WASTE MANAGEMENT AND RECYCLING TECHNOLOGY.
- BORZACCONI, L.; LÓPEZ, I.; OHANIAN, M. and VIÑAS, M. (1999). Anaerobic-aerobic treatment of municipal solid waste leachate. *Environ. Tech.*, v.20, p.211-217.
- BRUMMELER, E. T.; KOSTER, I. W. and ZEVALKINK, J. A. (1991). Dry digestion of the organic fraction of municipal solid waste in a batch process. *Journal Chem. Tech. Biotechnol.*, v.50.
- CABRERA, G.L. and RODRIGUEZ, D.M.G. (1999). Genotoxicity of leachates from a landfill using three bioassays. *Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis.*, v.426, p.207-210.
- CARVALHAL, M.L.C. (1999). Célula microbiana. In: IV CURSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS. *Curso*. Florianópolis / Santa Catarina, CBAB, MCT/CNPq, CPGEQ/UFSC, CDB, p.43.

CHANG, J. E. (1989). Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter. *Wat. Sci. Tech.*, v.21, p.133-143.

CHEN, P.H. (1996). Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall, and treatment. *Environ. Intern.*, v.22, n°2., p.225-237.

CHERNICHARO, C.A.L. (1997). **Reatores Anaeróbios.** - volume 5. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte.

COELHO, M.G.; SANCINETTI, G.P. and FIGUEIRA, M.S. (2001). Alternative treatment of leachate from Uberlândia is landfill site. In: PROCEEDINGS of ENPROMER 2001. v.2, p.1273-1278.

CRAVEIRO, A.M. (1994). *Desempenho e estudos cinéticos de biodigestores híbridos com diferentes porcentagens de enchimento.* Tese (doutorado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo. p. 246.

DING, A.; ZHANG, Z.; FU, J. and CHENG, L. (2001). Biological control of leachate from municipal landfills. *Chemosphere.*, v.44, p.1-8.

FLORÊNCIO, M.L. (1999). Sistemas de tratamento anaeróbio. In: IV CURSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS. Florianópolis / Santa Catarina CBAB, MCT/CNPq, CPGEQ/UFSC, CDB, p.24.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N. and LECKIE, J.O. (1997). Environmental impacts os solid waste landfilling. *Journal of Environ. Manag.*, v.50, p.1-25.

GAU, S.H. and CHOW, J.-D. (1998). Landfill leachate characteristics and modeling of municipal solid wastes combined with incinerated residuals. *Journal of Hazardous Materials.*, v.58, p.249-259.

GHANEM, I. I. I.; GUOWEI, G. and JINFU, Z. (2001). Leachate production and disposal of kitchen food solid waste by dry fermentation for biogas generation. *Renewable Energy*. v.23, p.673-684.

GOMES, L.P.; POVINELLI, J. e VAZOLLER, R.F. (1999). Biodegradação anaeróbia de celulose a partir de cultura bacteriana mista presente no chorume de depósito de lixo urbano a céu aberto. In: 20° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p.2015-2025.

GÖNÜLLÜ, M.T. (1994). Analytical modelling of inorganic contaminants in leachate. *Waste Manag. and Res.*, v.12, p.339-350.

HAMADA, J. (1997). Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários. Foz do Iguaçu. In: 19° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p.1801-1810.

HENRY, J.G.; PRASAD, D. and YOUNG, H. (1987). Removal of organics from leachates by anaerobic filter. *Wat.Res.*, v.21, n°11, p.1395-1399.

HENRY, J.G. and PRASAD, D. (2000). Anaerobic treatment of landfill leachate by sulfate reduction. *Wat. Sci. Tech.*, v.41, n°3, p.239-246.

HOILJOKI, T. H.; KETTUNEN, R. H. and RINTALA, J. A. (2000). Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. *Wat. Res.*, v.34, n°5, p.1435-1446.

IBGE (1991). **Pesquisa nacional de saneamento básico - PNSB, 1989.** SEPLAN - Rio de Janeiro/RJ. 70p.

IGLESIAS, J.R.; CASTRILLÓN, L. MARAÑO, E. and SASTRE, H. (1998). Solid-state anaerobic digestion of unsorted municipal solid waste in a pilot-plant scale digester. *Biores. Tech.*, v.63, p.29-35.

IGLESIAS, J.R.; PELAEZ, L.C.; MAISON, E.M. and ANDRES, H.S. (2000). Biomethanization of municipal solid waste in a pilot plant. *Wat. Res.*, v.34, n°2, p.447-454.

IKEGUCHI, T. (1994). Progress in sanitary landfill technology and regulations in Japan: a review. *Waste Manag. and Res.*, v.12, p.109-127.

IM, J.H.; WOO, H.J. CHOI, M.W.; HAN, K.B. and KIM, C.W. (2001). Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. *Wat. Res.*, v.35, n°10, p.2403-2410.

INANC, B.; CALLI, B. and SAATCI, A. (2000). Characterization and anaerobic treatment of the sanitary landfill leachate in Istanbul. *Wat. Sci. Tech.*, v.41, n°3, p.223-230.

INCE, N.H. (1998). Light-enhanced chemical oxidation for tertiary treatment of municipal landfill leachate. *Water Environ. Res.*, v.70, n°6, p.1161-1169.

IPT (1995). **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. Coordenação: Nilsa Silva Jardim et al. São Paulo / SP. 277p.

IZA, J.; KEENAN, P.J. and SWITZENBAUM, M.S. (1991). Anaerobic treatment of municipal landfill leachate: Application of a pilot scale hybrid UASB/AF reactor. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ANAEROBIC DIGESTION, São Paulo. p.249-258.

KALYUZHNYI, S.; VEEKEN, A. and HAMELERS, B. (2000). Two-particle model of anaerobic solid state fermentation. *Wat. Sci. Tech.*, v.41, n°3, p.43-50.

KEENAN, P. J.; LOPEZ, J. M. I. and SWITZENBAUM, M. S. (1991). Evaluation of a hibrid upflow anaerobic sludge bed filter reactor treating municipal solid waste landfill leachate. Department of Civil Engineering, University of Massachusetts, Technical Report, submitted to Conneticut Valley Sanitary Waste Disposal, Inc.

KEENAN, P. J.; IZA, J. and SWITZENBAUM, M. S. (1993). Inorganics solids development in a pilot-scale anaerobic reactor treating municipal solid waste landfill leachate. *Wat. Environ. Res.*, v.65, n°2, p.181-188.

KENNEDY, K.J.; HAMODA, M.F. and GUIOT, S.G. (1988). Anaerobic treatment of leachate using fixed film and sludge bed system. *Journal Water Poll. Control Federation.*, v.60, p.1675-1683.

KENNEDY, K. J. and LENTZ, E. M. (2000). Treatment of landfill leachate using sequencing bath and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Wat. Res.*, v.34, n°14, p.3640-3656.

KETTUNEN, R. H.; HOILJOKI, T. H. and RINTALA, J. A. (1996). Anaerobic and sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures. *Biores. Tech.*, v.58, p.31-40.

KETTUNEN, R. H. and RINTALA, J. A. (1998). Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature. *Wat. Res.*, v.32, n°3, p.537-546.

KOERNER, R.M. and SOONG, T.-Y. (2000). Leachate in landfills: the stability issues. *Geotextiles and Geomembranes.*, v.18, p.293-309.

LEMA, J.M.; IBANEZ, E. and CANALS, J. (1987). Anaerobic treatment of landfill leachates: kinetics and stoichiometry. *Environ. Tech. Letters.*, v.8, p.555-564.

LEMA, J.M.; MENDEZ, R. and BLAZQUEZ, R. (1988). Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review. *Water, Air and Soil Pollution.*, v.40, p.223-250.

LEMA, J.M.; MENDEZ, R. e SOTO, M. (1997). Tratamento de anaerobios para el tratamiento de efluentes líquidos. In: CURSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA APLICADA A RESÍDUOS SÓLIDOS E LÍQUIDOS. Recife.

LIMA, L.M.Q. (1986). **Tratamento de lixo**. São Paulo. Editora Hemus.

LIN, C. Y.; CHANG, F. Y. and CHANG, C. H. (2000). Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. *Biores. Tech.*, v.73, p.175-178.

- LO, I.M.C. (1996). Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environ. Intern.*, v.22, n°2., p.433-442.
- LOPES, W.S.; LEITE, V.D. and PRASAD, S. (2001). Kinetic study of anaerobic biostabilization of organic solid waste. In: PROCEEDINGS of ENPROMER 2001. v.2, p.1195-1200.
- LOUKIDOU, M.X. and ZOUBOULIS, A.I. (2001). Comparison of two biological treatment processes using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environ. Poll.*, v.111, p.273-281.
- MARTIN, C.D.; JOHNSON, K.D. and MOSHIRI, G.A. (1999). Performance of a constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula landfill, mobile county, Alabama. *Wat. Sci. Tech.*, v.40, n°3, p.67-74.
- MARTIN, D.J. (2001). Accelerated biogas production without leachate recycle. *Renewable Energy.*, v.24, p.535-538.
- MATA-ALVARES, J.; MACÉ, S. and LLABRÉS, P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Biores. Tech.*, v.74, p.3-16.
- MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M.; BLÁZQUEZ, R.; PAN, M. and FORJAN, C. (1989). Characterization, digestibility and anaerobic treatment of leachates from old and young landfills. *Wat. Sci. Tech.*, v.21, p.145-155.
- METCALF & EDDY (1991). **Wastewater Engineering – Treatment Disposal reuse** Ed. McGraw-Hill Publishing.
- MIMIDES, T. and PERRAKI, T. (2000). Evaluation of the attenuating properties of selected Greek clays for toxic inorganic elements in landfill sites. *The Science of the Total Environment.*, v.253, p.1-13.

MONTENEGRO, M. A. P. (2001). *Avaliação da performance de um reator anaeróbio híbrido (RAH) e da atividade das populações de microorganismos anaeróbios na ausência e na presença de pentaclorofenol (PCP)*. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MORAES, E. M.; ADORNO, M. A. T., ZAIAT, M. e FORESTI, E. (2000). Determinação de ácidos voláteis por cromatografia gasosa em efluentes de reatores anaeróbios tratando resíduos líquidos e sólidos. Pernambuco. In: IV OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, Anais: v.2, p.235-238.

NASCIMENTO, R.A. (1996). *Desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo utilizando efluentes líquidos de indústrias alimentícia*. Dissertação (mestrado). Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil.

NETO, J.T.P. (1994). Lixo urbano, reciclagem e compostagem como solução de um grande problema. *Revista ECOS.*, nº2, p.5-6.

NETO, J. C. e MOTA, S. (1999). Caracterização e avaliação da tratabilidade biológica do percolado gerado no aterro sanitário oeste em Caucaia (Ceará). Ceará. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p.3697-3704.

NETO, J.C.; MOTA, S. e SILVA, F.J.A. (1999). Geração de percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.4, nº3 e 4, p.160-167.

O'KEEFE, D.M. and CHYNOWETH, D.P. (2000). Influence of phase separation, leachate recycle and aeration on treatment of municipal solid waste in simulated landfill cells. *Biores. Tech.*, v.72, p.55-66.

OKAMOTO, M.; MIYAHARA, T.; MIZUNO, O. and NOIKE, T. (2000). Biological hydrogen potential of materials characteristics of the organic fraction of municipal solid waste. *Wat. Sci. Tech.*, v.41, nº3, p.25-32.

PARK, S.; JOE, K.S.; HAN, S.H. and KIM, H.S. (1999). Characteristics of dissolved organic carbon in the leachate from moonam sanitary landfill. *Environ. Tech.*, v.20, p.419-424.

PAVAN, P.; BATTISTONI, O.; MATA-ALVAREZ, J. and CECCHI, F. (2000). Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability. *Wat. Sci. Tech.*, v.41, n°3, p.75-81.

PINTO, D.M.C.L. (2000). *Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado*. Tese (doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PINTO, A. R. e JÚNIOR, D. R. P. (2000). Biodegradabilidade anaeróbia de líquidos percolados gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos. Pernambuco. In: IV OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, Anais: v.2, p.163-166.

POHLAND, F.G. (1980). Leachate recycle as a landfill management option. *J. Environmental Engineering Division*. ASCE, 102, 1057.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R.; CHANG, K.C.; DERTIEN, J.T. and CHIAN, E.S.K. (1985). Leachate generation and control at landfill disposal sites. *Water Poll. Res. J. Canadá.*, v.20, n°3, p.10-24.

POHLAND, F.G. and HARPER, S.R. (1986). Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. U.S. Environmental Protection Agency Report. N° EPA/600/2-86/073, U.S.A. EPA, Cincinnati, OH 45268.

POHLAND, F.G. and KIM, J.C. (1999). In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors. *Wat. Sci. Tech.*, v.40, n°8, p.203-210.

POL, L.H.; REBAC, S.; KATO, M.; LIER, J.C. and LETTINGA, G. (1998). Anaerobic treatment of low-strength wastewater. In: V LATIN-AMERICAN WORKSHOP-

SEMINAR WASTEWATER ANAEROBIC TREATMENT. Vinã del Mar / Chile. p.27-30.

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

REINHART, D.R. (1996). Full-scale experiences with leachate recirculating landfills: case studies. *Waste Manag. and Res.*, v.14, p.347-365.

REINHART, D.R. and AL-YOUSFI, A.B. (1996). The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Manag. and Res.*, v.14, p.337-346.

RUMPF, M.I. and FERGUSON, J.F. (1990). Anaerobic pre-treatment of a landfill leachate for metals and organics removal. In: PROCEEDINGS of ASCE.

SCHRANK, S.G. (2000). *Tratamento anaeróbio de águas residuárias da indústria têxtil*. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina.

SCHALCH, V. e MORAES, A. J. (1988). Biogás - a energia vinda do lixo e sua relação com a produção e características do chorume. *Revista Limpeza Pública*. São Paulo, Jul./Ago., p.21-30.

SHIN, H.S.; HAN, S.K.; SONG, Y.C. and LEE, C.Y. (2001). Performance of UASB reactor treating leachate from acidogenic fermenter in the two-phase anaerobic digestion of food waste. *Wat. Res.*, v.35, n°14, p.3441-3447.

SILVA, H.S. (1995). Princípios de tratamento de efluentes líquidos. *Revista química têxtil.*, v.39, p.56-65.

SIX, W. and DE BAERE, L. (1992). Dry anaerobic conversion of municipal solid waste by means of the DRANCO process. *Wat. Sci. Tech.*, v.25, p. 295-300.

SOARES, H.M. (1990). *Digestão anaeróbia de efluentes de fábricas de cervejas e refrigerantes em reator tipo fluxo ascendente com manta de lodo (UASB)*. Dissertação (mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

SOARES, H. M. e HIRATA, T. S. (1997). Práticas de laboratório. Florianópolis. In: III CURSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS. CBAB, MCT/CNPq, CPGEQ/UFSC, CDB, p.23.

SONESSON, U.; BJÖRKLUND, A.; CARLSSON, M. and DALEMO, M. (2000). Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste. *Resources, Conservation and Recycling.*, v.28, p.29-53.

SPEECE, R.E. (1996). **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Vanderbilt University. Published by Archae Press. United States of America.

STANDARD METHODS for the Examination of Water and Wastewater (1995). Publication Office American Public Health Association, 19th edition. Washington. APHA; AWWA; WPCF.

STROOT, P. G.; McMAHON, K. D.; MACKIE, R. I. and RASKIN, L. (2001). Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions - I. Digester Performance. *Wat. Res.*, v.35, n°7, p.1804-1816.

SWITZENBAUM, M. S. (1992). Solid and hazardous waste treatment. Course notes, spring 1992, Department of Civil Engineering, University of Massachusetts.

TIMUR, H. and ÖZTURK, I. (1999). Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. *Wat. Res.*, v.33, n°13, p.3225-3230.

VAN HAANDEL, A.C. e LETTINGA, G. (1994). **Tratamento anaeróbio de esgotos - um manual para regiões de clima quente**. p.208. Editora Epgraf.

VAZOLLER, R.F. (1999a). Sistemas de tratamento anaeróbio. In: IV CURSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO DE RESÍDUOS. Florianópolis / Santa Catarina. CBAB, MCT/CNPq, CPGEQ/UFSC, CDB. p.23.

VAZOLLER, R.F. (1999b). Microbiologia e saneamento ambiental. In: <http://www.bdt.org.br/~marinez/padct.bio/cap9/3/rosana.html>.

VENKATARAMANI, E.S.; AHLERT, R.C. and CORBO, P. (1984). Biological treatment of landfill leachates. *Critical Reviews in Environmental Control.*, v.14, n°4, p.333-376.

VON SPERLING, M. (1996). **Princípios básicos do tratamento de esgotos** - volume 2. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte.

WANG, Y.S.; ODLE, W.S.; ELCAZER, W.E. and BARLAZ, M. (1997). Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition. *Waste Manag. and Res.*, v.15, p.149-167.

9. ANEXOS

ANEXO A

Planilha com os dados de rotina determinados durante o tempo de funcionamento do Reator UASB

ocor- ren- cias	Temp o Acum. (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (g O ₂ /L)		Carga Orgânica Vol. (g DQO/L.d)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (L/dia)	Vol. Gás CNTP (L)	fator de gás (L gás/g DQO deg)	% CH ₄
		entrada	UASB	ambic.	UASB	entrada	saída							
i	1	7,34	7,69	26	24	5,74	-	0,84		6,83	1,391			
	2	7,36	7,41	26	24	5,74	0,38	0,84	93,38					
	4	7,14	7,42	26	23	5,74	0,55	0,84	90,42					
	6	7,26	7,45	25	24	5,74	0,38	0,84	93,38					
	8	6,96	7,64	24	24	5,74	0,60	0,84	89,55					
	10	6,92	7,64	26	24	5,74	0,37	0,84	93,55					
	12	6,89	7,65	24	24									
	18	6,97	7,60	24	24	5,74	0,64	0,84	88,85					
	20	7,67	7,60	22	23,5									
	24	7,34	7,66	24	24	8,50	-	0,84		10,10	0,941			
	37	7,40	7,96	21	24	8,50	-	0,84						
	38	7,11	7,45	18	23	10,36	5,36	0,84	48,26	12,31	0,772			
	39	7,11	7,48	18	23									
	40	7,07	7,40	18	24,5							0,428		
	41	6,97	7,41	20	23							1,487		
	44	6,95	7,58	21	23,5									
	45	7,05	7,36	21	24	10,36	4,38	1,68	57,72			0,741	0,16	
	46	7,18	7,20	21	24,5	10,36	3,73	1,68	64,00			0,741	0,14	
	47	6,94	7,31	25	25	10,36	2,61	1,68	74,81			1,357	0,23	
	48	7,26	7,54	21	24,5							0,952		
	51	7,24	7,39	22	25	10,36	2,42	1,68	76,64			1,266	0,21	82
	52	7,17	7,45	21	23,5							0,635		
	53	7,11	7,39	21	25	10,36	2,03	1,68	80,41			1,799	0,28	
	54	7,32	7,67	25	24	10,36	1,85	1,68	82,14			2,088	0,32	
	55	7,22	7,71	22	24							2,215		
	58	6,90	7,96	16	20	10,36	1,81	1,68	82,53			2,045	0,31	
	59	7,29	7,97	13	17	10,36	1,47	1,68	85,81			1,523	0,22	
	64	6,90	7,96	13	20							1,958		81
	65	7,29	7,97	13	17	10,36	3,81	1,68	63,22	6,15	1,544	0,218	0,02	
	67	6,09	6,97	10	16	10,04	4,98	1,68	50,40	5,96	1,593	0,660	0,08	
	68	6,89	7,64	12	17	10,04	4,34	2,53	56,77			0,655	0,07	
	71	7,71	7,58	19	23,5	10,04	2,41	2,53	76,00			1,598	0,13	
	72	7,54	7,56	19	24							1,705		
	73	6,67	7,11	15	21							1,188		
	74	6,77	6,93	16	18					3,98	2,390	1,292		
	75	6,58	7,22	15	23	10,04	2,68	2,53	73,31			3,781	0,21	
	79	7,38	7,43	16	26							4,737		82
ii	80	7,55	7,42	17	26	2,87	1,34	0,85	53,31	3,39	2,800	6,866	1,88	
	81	7,44	7,48	18	27							5,880		
	82	6,99	7,56	18	25							5,880		

ocor- ren- cias	Temp o Acum. (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (g O ₂ /L)		Carga Orgânica Vol. (g DQO/L.d)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (L/dia)	Vol. Gás CNTP (L)	fator de gás (L-gás/g DQO deg.)	% CH ₄
		entrada	UASB	ambie.	UASB	entrada	saída							
	83	7,17	7,24	18	27	2,87	1,33	0,85	53,66			5,987	1,63	
	86	7,23	7,78	22	28	2,87	1,27	0,85	55,75			5,484	1,22	93
	87	8,03	8,00	19	25							0,746		
	88	7,39	8,09	18	24							0,962		
	89	7,92	7,87	12	23	6,00	2,69	0,85	55,17	7,04	1,350	0,655	0,15	
	90	6,80	7,95	10	22	6,00	1,29	0,85	78,50			0,660	0,10	83
	93	7,56	8,14	17	24					4,75	2,000	0,215		
	94	7,96	8,05	16	25	6,00	1,80	1,26	70,00			0,215	0,03	
	95	7,91	8,06	19	27	6,00	2,19	1,26	63,50			0,213	0,03	
	96	7,22	8,06	19	26	6,00	1,36	1,26	77,33			0,213	0,02	
	99	7,86	8,00	16	25	6,00	2,02	1,26	66,33			0,215	0,03	
	105	7,39	7,90	18	27	6,00	3,34	1,26	44,33			0,214	0,04	81
	106	7,23	7,95	28	28	6,00	1,69	2,53	71,83	3,98	2,390	0,207	0,02	
iii	108	6,48	8,03	23	28	21,71	6,60	2,51	69,60	8,64	1,100	4,625	0,28	
	110	6,44	7,94	17	24	21,71	6,68	2,51	69,23			4,935	0,30	
	111	6,86	6,98	25	28							5,220		
	112	6,96	6,97	25	28							4,594		
	113	6,47	7,02	17	27							5,471		
	114	7,07	7,27	22	25							5,484		
	115	6,46	6,94	20	27							5,628		
	116	6,45	6,93	18	27	21,71	6,55	2,51	69,83			4,490	0,27	
	117	6,34	6,98	20	27							5,309		81
	118	6,39	7,00	18	28							5,132		
	119	6,45	7,27	16	27							5,275		
	120	6,31	6,96	21	29	21,71	5,96	2,99	72,55	8,19	1,160	4,974	0,27	
	121	6,48	7,47	21	28							11,006		
	122	6,58	7,17	21	28							11,641		
	123	6,46	7,44	22	27	24,48	10,75	2,99	56,09			13,288	0,83	
	124	6,47	7,43	24	27	24,48	9,89	2,99	59,60			11,418	0,53	
iv	125	6,84	7,28	20	27	19,40	3,90	3,00	79,90	6,46	1,470	11,893	0,52	
	127	7,15	7,77	23	27	19,40	10,08	3,00	48,04			11,562	0,84	
	128	6,69	7,58	21	24							12,699		84
v	129	6,44	7,42	20	25	38,67	9,98	5,25	74,19	7,31	1,300	12,954	0,35	
	130	7,12	7,65	13	24							15,012		
	131	6,51	7,67	19	27	36,00	10,75	5,00	70,14	7,20	1,320	14,490	0,43	
	132	7,05	7,48	17	26	36,00		5,00				16,200	0,34	
	133	7,02	7,73	21	28	31,66	13,15	5,00	58,46	6,33	1,500	15,238	0,55	
	134	7,02	7,73	21	28	25,15	13,15	5,00	47,71	5,03	1,890	15,238	0,67	
	135	6,24	7,93	21	28	25,15	12,70	5,00	49,50	5,03	1,890	15,873	0,67	
	136	6,71	7,74	20	27	25,15	8,83	5,00	64,89			16,034	0,52	84

ocor- ren- cias	Temp o Acum. (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (g O ₂ /L)		Carga Orgânica Vol. (g DQO/L.d)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (L/dia)	Vol. Gás CNTP (L)	fator de gás (L gás/g DQO deg.)	% CH ₄
		entrada	UASB	ambie.	UASB	entrada	saída							
	137	6,45	7,53	20	26	25,15	10,76	5,00	57,22			16,140	0,59	
	138	7,35	7,70	21	28	24,71	8,89	5,00	64,02	4,94	1,923	17,355	0,57	
	139	7,22	7,80	24	29	24,71	2,98	5,00	87,94			11,732	0,28	
	140	7,18	7,80	23	28							11,772		
	141	7,25	7,83	23	29	24,71	8,06	5,00	67,38			10,511	0,33	
	142	6,69	7,70	22	27	27,91		6,00		4,65	2,043	10,335	0,18	
	143	6,63	7,77	20	26							20,175		
	144	6,68	7,88	19	25	27,91	7,45	6,00	73,31			24,932	0,60	84
	145	6,69	7,70	22	27							22,991		
	146	6,63	7,77	20	26							24,635		
	147	6,69	7,88	19	25							23,440		
	148	6,81	8,13	19	26	27,91	7,54	6,00	72,98			24,932	0,60	
	149	6,69	8,18	19	26	26,19		6,00		4,36	2,177	21,523		
	150	6,45	8,01	17	23	26,19	6,07	6,00	76,82			24,246	0,55	
	151	6,76	7,86	18	23							25,659		83
	152	6,54	7,66	21	25	26,19	6,95	6,00	73,46			29,282		
	153	6,90	7,92	16	26							27,990		
	154	6,90	7,92	16	26							27,990		
	155	6,90	7,92	16	26	26,19	5,19	6,00	80,18	4,77	1,993	29,282	0,70	
	156	6,55	8,14	16	23							24,760		
	157	6,56	7,94	18	23	28,60	5,50	6,00	80,77			28,225	0,61	86
	158	6,69	8,08	20	23							29,732		
	159	6,45	8,01	20	25	28,60	4,80	6,00	83,22			27,608	0,58	
	160	6,76	7,86	20	26							27,820		
	161	6,70	8,01	24	27							27,655		
	162	6,70	8,01	24	27	28,60	3,40	6,00	88,11			28,493	0,57	84
vi	163	5,41	7,86	21	26	30,00		8,00		3,75	2,534	30,477		
	164	5,55	7,62	21	27	30,00	5,87	8,00	80,43			30,900	0,51	
	165	5,40	7,32	21	27							30,054		
	166	5,60	7,46	18	24	30,00	5,81	8,00	80,63			31,219	0,51	
	167	5,55	7,62	21	27							29,630		
vii	168	5,40	7,32	21	27							30,054		82
	169	5,21	7,66	20	27	30,00	6,05	8,00	79,83			30,581	0,50	
	170	5,45	7,51	23	26	28,80		8,00		3,60	2,640	31,953		
	171	5,48	7,82	23	26	28,80	6,14	8,00	78,68			32,483	0,54	
	173	5,66	7,93	22	26	28,80	6,33	8,00	78,02			31,430	0,53	
	176	5,68	7,78	20	28	28,80	5,18	8,00	82,01			27,184	0,44	
viii	178	5,24	7,25	28	29	18,05	9,90	8,00	45,13	2,26	4,210	25,737	0,47	
	179	5,42	6,91	28	28	26,50	8,75	12,60	66,98	2,11	4,510	25,240	0,30	
	183	5,28	7,39	29	29	25,02	8,35	11,88	66,63	2,11	4,510	23,852	0,32	80

ocor- ren- cias	Temp o Acum. (dias)	pH		Temperatura (°C)		DQO (g O ₂ /L)		Carga Orgânica Vol. (g DQO/L.d)	% remoção DQO	TRH (dias)	Vazão (L/dia)	Vol. Gás CNTP (L)	fator de gás (L gás/g DQO deg.)	% CH ₄
		entrada	UASB	ambie.	UASB	entrada	saída							
	184	5,25	6,33	27	28	25,34		12,03		2,11	4,510	22,401		
	185	4,98	6,70	27	28	20,60		9,78		2,11	4,510	22,684		
	190	5,33	6,60	26	28	20,77		9,86		2,11	4,510	19,639		
	191	5,20	5,32	28	29							19,162		
	192	5,30	5,31	29	27							17,925		
	193	5,94	5,36	29	27							8,682		
	194	5,09	6,05	28	27	22,08	7,90	10,48	64,22	2,11	4,510	10,257	0,16	
ix	195	7,50	6,76	28	27							5,640		
	196													
	197	7,12	6,65	29	27									
	198	7,73	7,20	28	27	21,16		10,04		2,11	4,510			
	199	7,09	6,78	28	26	22,82	12,33	10,83	45,97	2,11	4,510			
	200	7,64	8,37	28	26	24,66	9,84	11,71	60,10	2,11	4,510			
	204	7,31	8,40	32	29									
	205	7,45	6,73	26	24	18,77	10,49	8,91	44,11	2,11	4,510			
	206	7,57	6,88	32	29	24,66	8,37	11,71	66,06	2,11	4,510			
	209													
	211	7,50	6,77	31	27	15,80	10,56	7,50	54,54	2,11	4,510			
	212	7,75	6,87	32	28									
	214	7,12	6,76	30	27	22,25	7,81	10,56	65,00	2,11	4,510			
	215	7,31	6,96	25	25									
	216	7,57	6,78	21	21	19,19	11,93	9,11	39,00	2,11	4,510			
	218	7,14	6,76	31	29	16,72	8,57	7,94	49,00	2,11	4,510			
	219	7,39	6,73	30	28	16,22		7,70		2,11	4,510			
	220	7,10	6,70	31	28									
x	235													

- i. Início da operação com o reator UASB.
- ii. Queda da concentração da DQO na entrada do UASB, decorrentes de períodos de chuva na região do aterro.
- iii. Início da alimentação com o percolato do reator RSO para o reator UASB (diluição com água, descarte do chorume e correção do pH).
- iv. Diluição do percolato com o efluente do UASB e recirculação ao reator RSO.
- v. Erro de cálculo na concentração da DQO, onde aumentou de 19.000 para 38.670 mg O₂/L.
- vi. Queda novamente do pH do reator RSO, porém não foi feita nenhuma correção de pH para a alimentação do UASB somente a diluição.
- vii. Alimentação direta do percolato ao reator UASB, sem correção de pH e sem diluição.
- viii. Queda na remoção de DQO, provavelmente um erro nos procedimentos laboratoriais.
- ix. Sucessão de problemas operacionais, levando a falha do processo como um todo, fim da alimentação direta do chorume ao reator, e início das medidas corretivas para a retomada do processo.
- x. Término da operação com o reator UASB e com o reator RSO.

ANEXO B

Cálculo do número de moles:

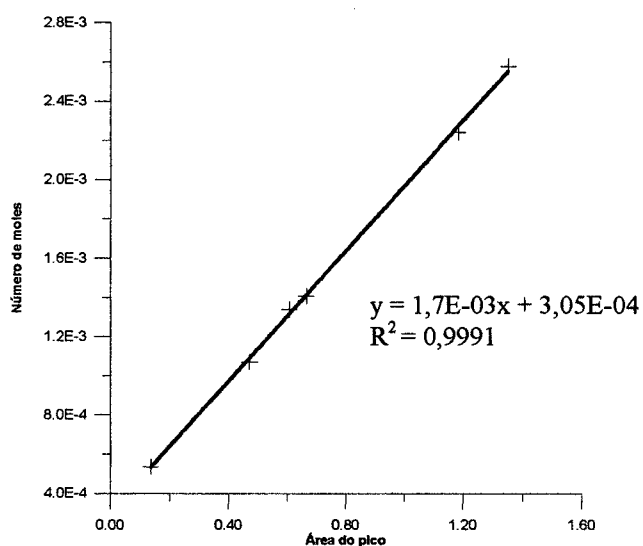
$$n = \frac{1 * V}{(0,082 * (273 + 27))}$$

onde:

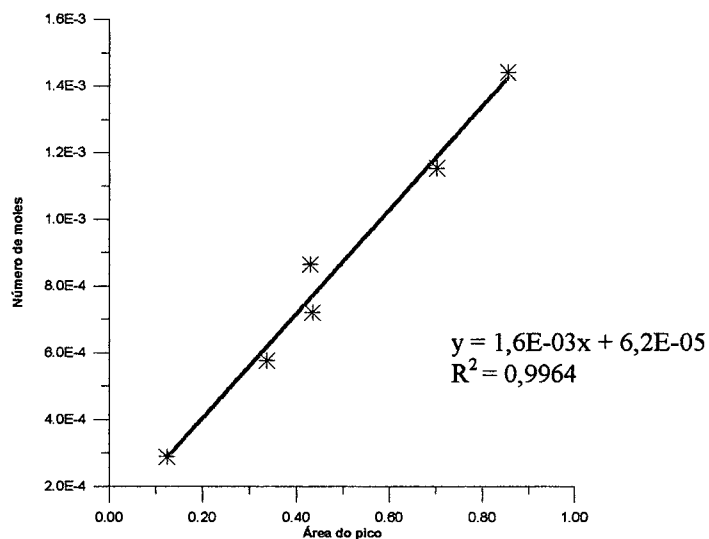
V = volume variável
 T = T ambiente = 27°C
 P = P atm. = 1atm
 R = 0,082 atm L/mol K

Vol. CH ₄ (mL)	Área Média	Nº moles
0,10	1,3523	2,68E-03
0,08	1,1840	2,14E-03
0,06	0,6645	1,61E-03
0,05	0,6065	1,34E-03
0,04	0,4705	1,07E-03
0,02	0,1365	5,36E-04

Curva de Calibração Metano



Curva de Calibração Dióxido de Carbono



Vol. CO ₂ (mL)	Área Média	Nº moles
0,10	0,8555	1,44E-03
0,08	0,7020	1,15E-03
0,06	0,4295	8,65E-04
0,05	0,4345	7,21E-04
0,04	0,3365	5,77E-04
0,02	0,1240	2,88E-04

ANEXO C

Fator de Correção para o gás metano no ensaio de AME.

$x = P_v/760 \text{ mmHg}$ Valores encontrados no Perry para solução de NaOH 5% 20°C = 16,9 40°C = 53,2	Interpolação Ex. = 30°C 0,9539 31°C y 40°C 0,9300 $(30-31)/(0,9539-y) = (31-40)/(y-0,93)$
---	--

T (°C)	P _v (mmHg)	x	x (%)	Fator (100-x)	Fator de umidade (NaOH 5%)
10	10,650	0,01401	1,401	98,599	0,98599
11	11,275	0,01484	1,484	98,516	0,98516
12	11,900	0,01566	1,566	98,434	0,98434
13	12,525	0,01648	1,648	98,352	0,98352
14	13,150	0,01730	1,730	98,270	0,98270
15	13,775	0,01813	1,813	98,188	0,98188
16	14,400	0,01895	1,895	98,105	0,98105
17	15,025	0,01977	1,977	98,023	0,98023
18	15,650	0,02059	2,059	97,941	0,97941
19	16,275	0,02141	2,141	97,859	0,97859
20	16,900	0,02224	2,224	97,776	0,97776
21	18,715	0,02463	2,463	97,538	0,97538
22	20,530	0,02701	2,701	97,299	0,97299
23	22,345	0,02940	2,940	97,060	0,97060
24	24,160	0,03179	3,179	96,821	0,96821
25	25,980	0,03418	3,418	96,582	0,96582
26	27,790	0,03657	3,657	96,343	0,96343
27	29,600	0,03895	3,895	96,105	0,96105
28	31,420	0,04134	4,134	95,866	0,95866
29	33,240	0,04374	4,374	95,626	0,95626
30	35,050	0,04612	4,612	95,388	0,95388
31	36,865	0,04851	4,851	95,149	0,95149
32	38,680	0,05089	5,089	94,911	0,94911
33	40,495	0,05328	5,328	94,672	0,94672
34	42,310	0,05567	5,567	94,433	0,94433
35	44,125	0,05806	5,806	94,194	0,94194
36	45,940	0,06045	6,045	93,955	0,93955
37	47,755	0,06284	6,284	93,716	0,93716
38	49,570	0,06522	6,522	93,478	0,93478
39	51,385	0,06761	6,761	93,239	0,93239
40	53,200	0,07000	7,000	93,000	0,93000

$$\text{CNTP} = P1V1/T1$$

$$\text{Medida} = P2V2/T2$$

$$V1 = (P2V2/T2) (T1/P1) f_{\text{umidade}}$$

$$V1 = V2(P2/P1) (T1/T2) f_{\text{umidade}}$$

$$V1 = V2(1)(T1/T2) f_{\text{umidade}}$$

$$V1 = V2(273(T^{\circ}\text{C}+273)) f_{\text{umidade}}$$

$$V1 = V2 (\text{fator temperatura})$$

T °C	Fator umidade (NaOH 5%)	Fator Temperatura
10	0,98599	0,95115
11	0,98516	0,94701
12	0,98434	0,94289
13	0,98352	0,93881
14	0,98270	0,93476
15	0,98188	0,93074
16	0,98105	0,92674
17	0,98023	0,92277
18	0,97941	0,91883
19	0,97859	0,91491
20	0,97776	0,91103
21	0,97538	0,90571
22	0,97299	0,90043
23	0,97060	0,89518
24	0,96821	0,88997
25	0,96582	0,88479
26	0,96343	0,87965
27	0,96105	0,87456
28	0,95866	0,86948
29	0,95626	0,86443
30	0,95388	0,85945
31	0,95149	0,85447
32	0,94911	0,84953

T °C	Fator umidade (NaOH 5%)	Fator Temperatura
10,5	0,98558	0,94908
11,5	0,98476	0,94495
12,5	0,98393	0,94085
13,5	0,98311	0,93679
14,5	0,98229	0,93275
15,5	0,98147	0,92873
16,5	0,98064	0,92475
17,5	0,97982	0,92079
18,5	0,97900	0,91687
19,5	0,97818	0,91297
20,5	0,97658	0,90836
21,5	0,97419	0,90306
22,5	0,97180	0,89780
23,5	0,96941	0,89257
24,5	0,96702	0,88738
25,5	0,96463	0,88222
26,5	0,96224	0,87710
27,5	0,95986	0,87201
28,5	0,95746	0,86695
29,5	0,95508	0,86194
30,5	0,95269	0,85695
31,5	0,95030	0,85199

Planilha com os dados do teste de AME no início da operação com o lodo da CASAN (média).

Dia	Mês /2001	Horário	Tempo (h)	T. °C	Vol. Gás Prod. (mL)	Vol. Gás Acum. (mL)	Vol. Gás CNTP (mL)	Volume de Gás Seco CNTP (mL)	g DQO-CH ₄	g DQO-CH ₄ /h
10	4	09:00	0	22	37	37	33,37046799	30,03719072	0,08590637	0,00581391
		11:00	2	22	5	42	37,87999069	34,09627055	0,09751533	0,00324115
		13:00	4	23	6	48	43,14516314	38,62757721	0,11047487	0,00155756
		15:00	6	25	5	53	47,31972311	41,89510835	0,11982001	0,00014377
		17:00	8	26	1	54	48,05130210	42,29723171	0,12097008	0,00067207
		19:00	10	26	3	57	50,72081888	44,64707791	0,12769064	0,00016412
11		08:30	27,3	26	2	59	52,50049673	46,21364205	0,13217102	0,00010756
		13:00	32,3	25	1	60	53,56949786	47,42842455	0,13564529	0,00045971
		17:00	36,3	26	8	68	60,50904708	53,26318067	0,15233270	0,00024288
12		09:00	52,3	25	5	73	65,17622240	57,70458320	0,16503511	0,00031245
		14:00	57,3	29	11	84	74,00395532	63,96441446	0,18293823	0,00045664
		18:30	62	29	13	97	85,45694841	73,86366907	0,21125009	0,00012475
13	5	11:00	78,3	28,5	4	101	89,12851004	77,27891764	0,22101770	0,00011618
		15:30	83	31	7	108	94,52196925	80,65047516	0,23066036	0,00043551
		18:30	86,3	28	14	122	107,83901795	93,79180395	0,26824456	0,00024010
14		11:00	103	27	10	132	117,06720933	102,43891931	0,29297531	0,00024822
		15:30	107,3	27	12	144	127,70968290	111,75154834	0,31960943	0,00023072
		18:30	110	26	10	154	137,03519486	120,62543857	0,34498875	0,00011766
15		09:30	122	29	11	165	145,36491224	125,64438554	0,35934294	0,00022891
		14:30	127	27	10	175	155,20273964	135,80917333	0,38841424	0,00060904
		18:30	131	26	34	209	185,97633589	163,70595235	0,46819902	0,00006083
16		08:30	145	25	2	211	188,38606748	166,78995967	0,47701928	0,00000093
		14:30	151	26	2	213	189,53569160	166,83908062	0,47715977	0,00011600
		17:30	154	24	4	217	194,39535066	173,08504805	0,49502324	-
17		10:30	168	24	-	217	194,39535066	173,08504805	0,49502324	-
		16:00	174	24	-	217	194,39535066	173,08504805	0,49502324	-
		19:00	177,3	24	-	217	194,39535066	173,08504805	0,49502324	0,00002361
18		08:30	187	23	-	217	195,05209171	174,62883866	0,49943848	(0,00004518)
		17:30	196	25	-	217	193,74301727	171,53280212	0,49058381	(0,00002057)
		14:00	217	26	-	217	193,09504731	169,97220890	0,48612052	-
19		13:00	240	26	-	217	193,09504731	169,97220890	0,48612052	0,00003331
20		18:30	267,3	24	-	217	194,39535066	173,08504805	0,49502324	-
21		10:00	283,3	24	-	217	194,39535066	173,08504805	0,49502324	-
22		13:00	286,3	24	-	217	194,39535066	173,08504805	0,49502324	-
23		10:30	305	24	-	217	194,39535066	173,08504805	0,49502324	-

Planilha com os dados do teste de AME no final da operação com o lodo da CASAN (média).

Dia	Mês	Horário	Tempo (h)	T.°C	Vol.Gás Prod. (mL)	Vol.Gás Acum. (mL)	Vol.Gás CNTP (mL)	Vol.Gás Seco CNTP (mL)	g DQO-CH ₄	g DQO-CH ₄ /h
29	9	09:00	0	22	37	37	33,37046799	30,03719072	0,085906365	0,0174135
		11:00	2	22	15	52	46,89903609	42,2144302	0,12073327	0,0132833
		13:00	4	23	12	64	57,52688419	51,50343629	0,147299828	0,0133891
		15:00	6	25	13	77	68,74752226	60,86647817	0,174078128	0,0036885
		17:00	8	26	4	81	72,07695314	63,44584756	0,181455124	0,0067206
		19:00	10	26	6	87	77,41598671	68,14553997	0,194896244	0,0068275
30		08:30	27,3	23	49	136	122,2446289	109,4448021	0,313012134	0,0133589
		13:00	32,3	25	32	168	149,994594	132,7995887	0,379806824	0,0086569
		17:00	36,3	26	17	185	164,6202016	144,9071827	0,414434543	0,0092808
31		09:00	52,3	25	64	249	222,3134161	196,8279619	0,562927971	0,0067598
		14:00	57,3	29	25	274	241,3938543	208,6458281	0,596727068	0,0324359
		18:30	62	29	70	344	303,063817	261,9495068	0,74917559	0,0110951
1	10	11:00	78,3	28,5	81	425	375,0457106	325,1835643	0,930024994	0,0034276
		15:30	83	31	18	443	387,7151146	330,8163009	0,946134621	0,0111200
		18:30	86,3	28	4	447	395,1150904	343,6470194	0,982830475	0,0143784
2		11:00	103	27	104	551	488,6669117	427,6048829	1,222949965	0,0206466
		15:30	107,3	27	40	591	524,1418236	458,6469797	1,311730362	0,0244387
		18:30	110	26	24	615	547,2509405	481,7184722	1,377714831	0,0020676
3		09:30	122	29	29	644	567,3636575	490,3938442	1,402526394	0,0142456
		14:30	127	27	20	664	588,8835378	515,2988063	1,473754586	0,0062326
		18:30	131	26	5	669	595,3022426	524,0157039	1,498684913	0,0030821
4		08:30	145	25	13	682	608,9066257	539,1030924	1,541834844	0,0032625
		14:30	151	26	15	697	620,2177326	545,9476018	1,561410141	0,0148546
		17:30	154	24	7	704	630,6651007	561,5293725	1,605974005	0,0043995
5		10:30	168	24	27	731	654,8525407	583,0653001	1,667566758	0,0053228
		16:00	174	24	14	745	667,3941762	594,2320774	1,699503741	0,0041477
		19:00	177,3	24	6	751	672,7691629	599,0178391	1,71319102	0,0051344
6		08:30	187	23	15	766	688,5248951	616,431753	1,762994814	0,0020533
		17:30	196	25	22	788	703,5460719	622,8933091	1,781474864	0,0021084
		14:00	217	26	27	815	725,2187261	638,374886	1,825752174	0,0043830
7		13:00	240	26	45	860	765,2614778	673,622579	1,926560576	0,0063061
8		18:30	267,3	24	60	920	824,1646203	733,8167936	2,09871603	-
9		10:00	283,3	24	0	920	824,1646203	733,8167936	2,09871603	-
10		13:00	286,3	24	0	920	824,1646203	733,8167936	2,09871603	-
11		10:30	305	24	0	920	824,1646203	733,8167936	2,09871603	0,0068810

Gráfico referente ao teste de AME do lodo da CASAN no início da operação.

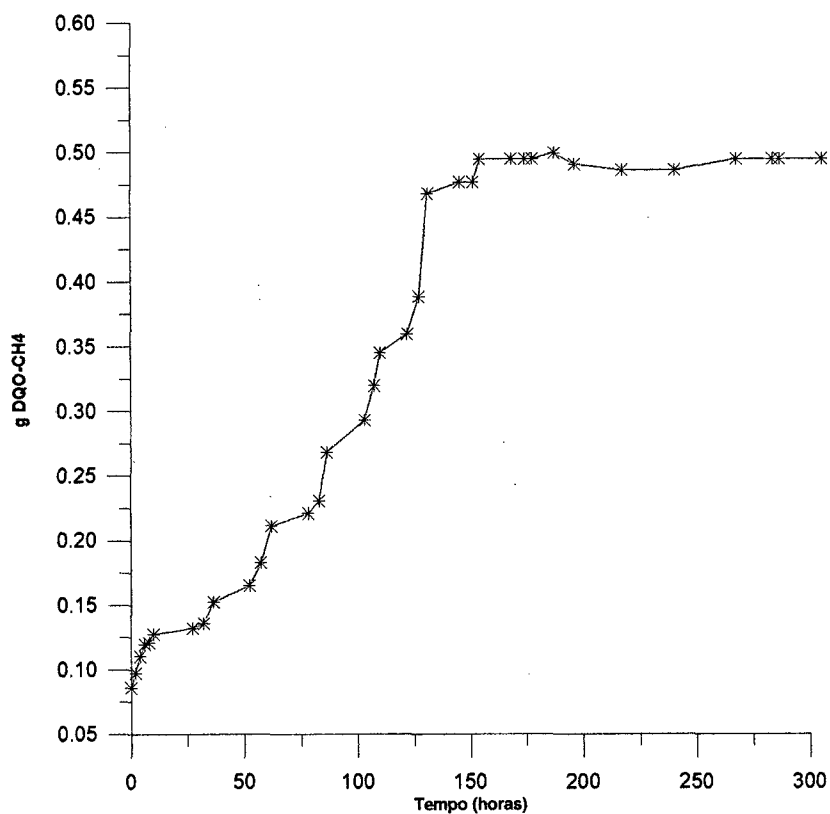
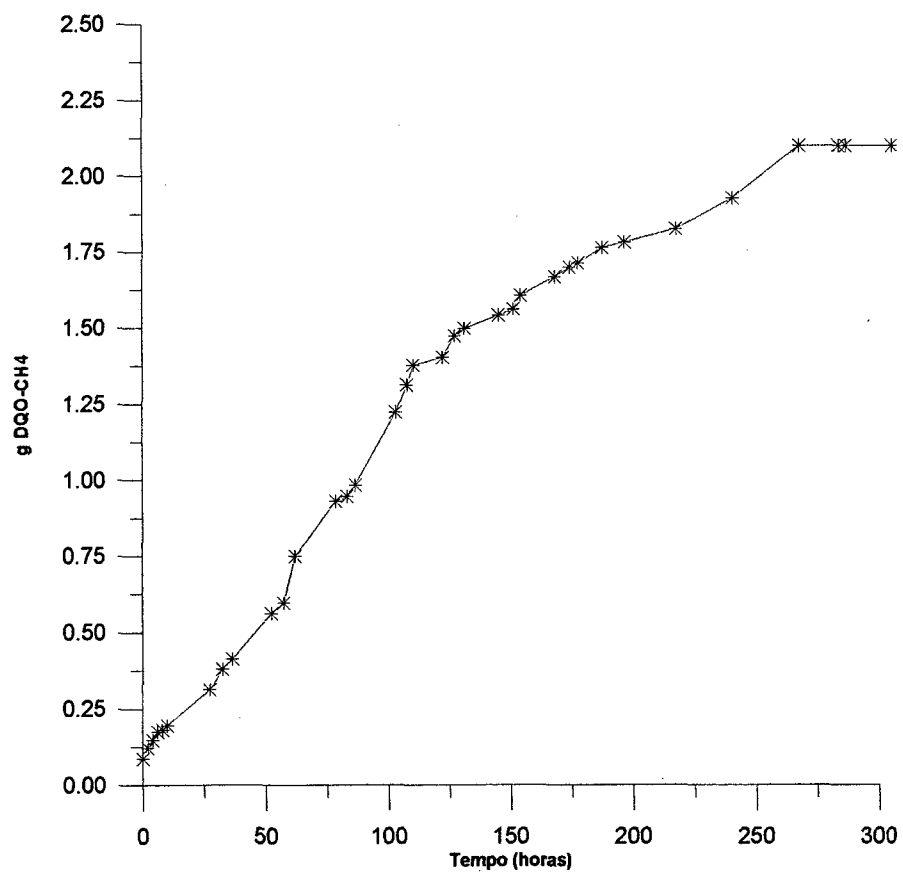


Gráfico referente ao teste de AME do lodo da CASAN no final da operação.



ANEXO D

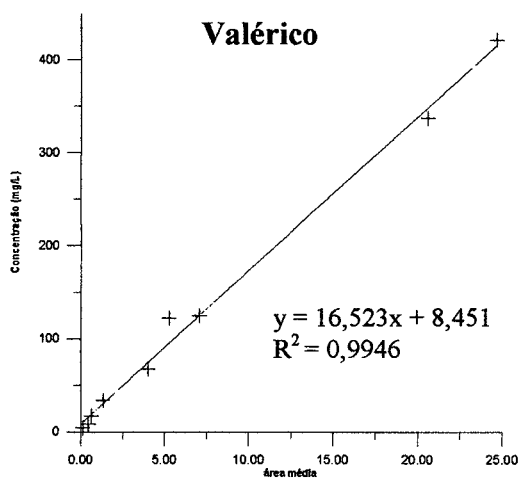
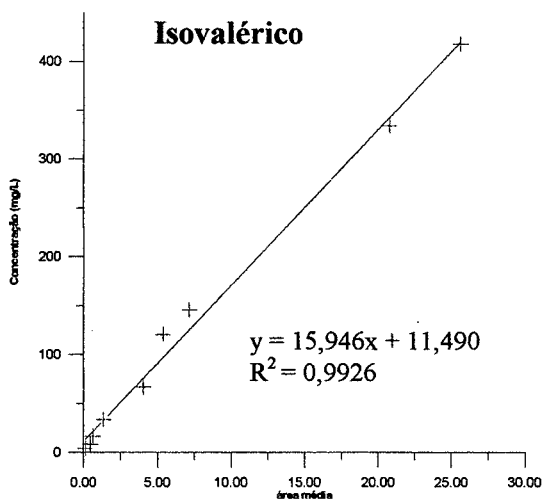
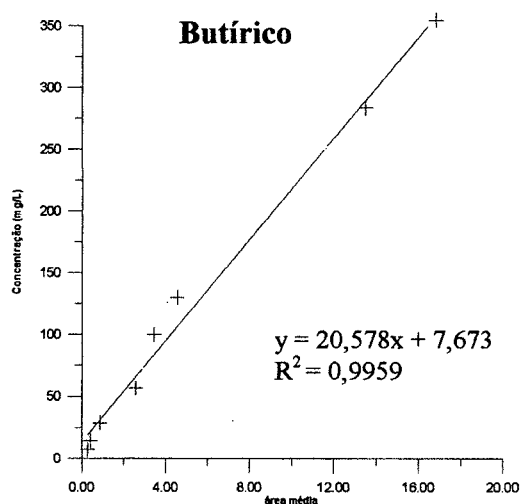
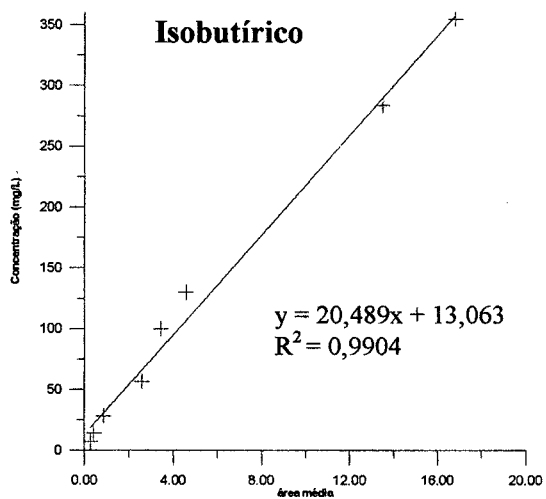
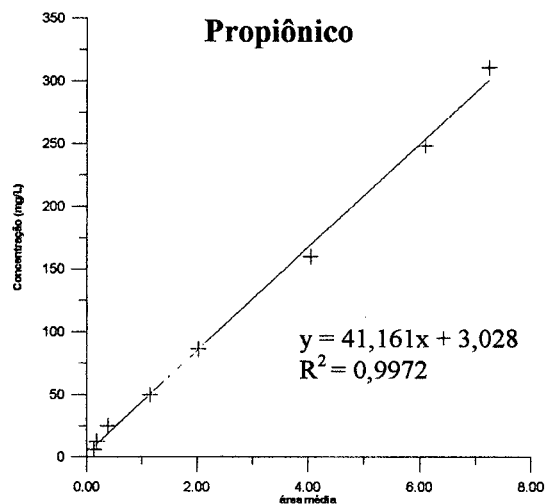
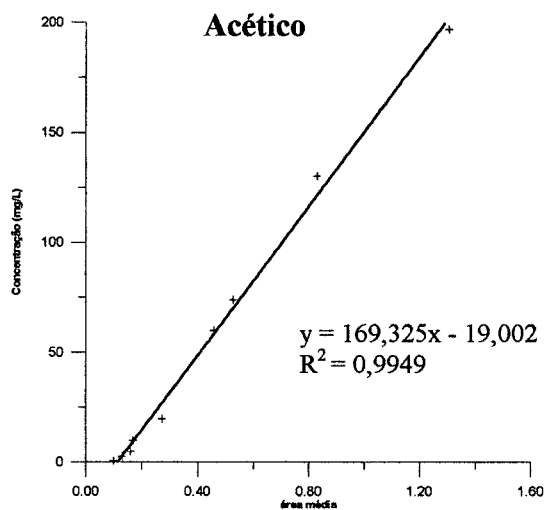
Fator de correção de umidade para a água, nos cálculos do volume de biogás.

T (°C)	Pv (mmHg)	x	x (%)	Fator (100-x)	Fator de umidade (H ₂ O)
10	9,196	0,0121	1,21	98,79	0,9879
11	9,880	0,0130	1,30	98,70	0,9870
12	10,488	0,0138	1,38	98,62	0,9862
13	11,248	0,0148	1,48	98,52	0,9852
14	12,008	0,0158	1,58	98,42	0,9842
15	12,768	0,0168	1,68	98,32	0,9832
16	13,604	0,0179	1,79	98,21	0,9821
17	14,516	0,0191	1,91	98,09	0,9809
18	15,504	0,0204	2,04	97,96	0,9796
19	16,492	0,0217	2,17	97,83	0,9783
20	17,556	0,0231	2,31	97,69	0,9769
21	18,620	0,0245	2,45	97,55	0,9755
22	19,836	0,0261	2,61	97,39	0,9739
23	21,052	0,0277	2,77	97,23	0,9723
24	22,344	0,0294	2,94	97,06	0,9706
25	23,788	0,0313	3,13	96,87	0,9687
26	25,232	0,0332	3,32	96,68	0,9668
27	26,752	0,0352	3,52	96,48	0,9648
28	28,348	0,0373	3,73	96,27	0,9627
29	30,020	0,0395	3,95	96,05	0,9605
30	31,844	0,0419	4,19	95,81	0,9581

ANEXO E

Curva de calibração para determinação de ácidos voláteis usando 2,5 mL de amostra e 1,0 mL de ácido sulfúrico 2%.

Valores calculados pela relação entre a área do pico do ácido e a área do pico do padrão interno - ácido crotônico.



Concentração dos ácidos orgânicos voláteis das amostras de percolado, na alimentação do reator UASB.

Data/ 2001	Acético (g/L)		Propiônico (g/L)		Isobutírico (g/L)		Butírico (g/L)		Valérico (g/L)		Isovalérico (g/L)	
	entrada	saída	entrada	saída	entrada	saída	entrada	saída	entrada	saída	entrada	saída
08/05/01	2,148	-	0,114	-	0,065	-	0,075	-	-	-	-	-
22/05/01	5,258	-	2,904	-	1,105	-	2,358	-	0,560	-	1,060	-
29/05/01	0,819	-	0,200	-	0,191	-	0,099	-	0,109	-	0,011	-
30/05/01	0,867	-	0,165	-	0,144	-	0,066	-	0,080	-	-	-
31/05/01	0,378	-	0,267	-	0,188	-	0,099	-	0,132	-	0,023	-
04/06/01	1,589	-	-	-	-	-	-	-	0,091	-	-	-
06/06/01	0,143	-	0,166	-	0,102	-	0,040	-	0,089	-	-	-
07/06/01	1,333	0,584	1,370	0,214	0,506	0,136	1,044	0,113	0,223	0,178	0,425	0,081
11/06/01	4,490	-	3,260	-	1,183	-	2,536	-	0,582	-	1,097	-
13/06/01	4,614	0,802	2,492	0,180	0,856	0,102	1,845	0,081	0,427	0,159	0,823	0,054
18/06/01	4,041	0,314	2,698	0,166	1,071	0,093	2,302	0,124	0,574	0,119	1,111	0,060
20/06/01	4,123	0,481	2,958	0,410	1,103	0,245	2,334	0,378	0,551	0,189	1,050	0,237
22/06/01	5,129	0,707	3,104	0,376	1,135	0,222	2,437	0,305	0,576	0,157	1,109	0,204
26/06/01	4,664	0,736	2,548	0,416	0,924	0,285	1,969	0,215	0,455	0,174	0,873	0,241
27/06/01	4,548	0,728	2,851	0,498	1,083	0,322	2,321	0,207	0,557	0,188	1,069	0,271
29/06/01	5,817	1,310	4,034	0,671	1,367	0,330	2,956	0,271	0,677	0,189	1,294	0,326
01/07/01	6,265	1,010	2,985	1,240	1,126	0,368	2,422	0,013	0,580	0,269	1,109	0,020
03/07/01	-	0,960	1,856	0,822	0,736	0,134	1,549	0,036	0,387	0,185	0,736	0,081
06/07/01	4,925	0,413	3,003	0,598	1,165	0,141	2,507	0,057	0,612	0,153	1,181	0,120
10/07/01	2,416	0,737	0,195	0,322	0,087	0,047	0,098	0,043	0,016	0,005	0,013	0,003
11/07/01	0,150	-	0,179	-	0,081	0,065	0,083	0,090	-	-	-	-
13/07/01	2,173	0,674	0,153	0,097	0,069	0,025	0,042	0,006	-	-	-	-
15/07/01	4,217	0,168	0,177	0,033	0,071	0,014	0,010	-	-	-	-	-
18/07/01	1,191	0,463	0,106	0,031	0,053	0,014	0,003	-	-	-	-	-
19/07/01	1,404	0,305	0,603	0,044	0,258	0,020	0,497	0,043	0,098	0,010	0,212	-
27/07/01	3,214	-	0,185	-	-	-	0,026	-	-	-	0,028	-
01/08/01	2,310	-	0,128	-	0,019	-	0,045	-	-	-	-	-
03/08/01	4,706	-	0,361	-	0,028	-	0,900	-	0,008	0,120	-	-
09/08/01	4,049	0,427	0,376	0,217	0,034	0,018	2,315	0,160	0,011	-	0,410	0,089
14/08/01	3,945	0,447	0,301	0,265	0,023	0,003	0,472	0,152	-	-	0,048	-
15/08/01	4,153	0,385	0,239	0,206	0,020	-	0,025	-	-	-	-	-
16/08/01	6,130	2,223	0,417	0,031	0,027	0,003	0,671	0,164	-	-	0,076	-
17/08/01	4,290	3,488	0,248	0,033	0,043	0,042	2,414	1,286	-	-	0,378	-
18/08/01	3,987	2,803	0,257	-	-	-	2,183	1,376	-	-	0,360	-
22/08/01	6,714	1,141	1,148	1,041	0,251	0,020	5,906	0,160	0,305	0,017	2,238	0,027
24/08/01	6,475	0,650	1,489	0,213	0,290	0,025	4,323	0,122	0,298	0,026	1,805	0,022
26/08/01	2,796	1,044	1,332	0,227	0,253	0,028	3,656	0,108	0,248	0,032	1,527	0,025
28/08/01	1,747	0,626	0,336	0,239	0,098	0,244	1,782	0,648	0,072	0,034	0,590	0,062
31/08/01	1,586	1,101	0,600	0,197	0,158	0,020	4,005	0,170	0,170	0,030	1,130	0,034
01/09/01	4,100	0,992	1,929	1,789	0,272	0,017	3,404	0,551	0,317	0,254	0,942	0,126
03/09/01	3,914	0,887	1,517	1,385	0,241	0,015	3,728	0,010	0,308	0,249	1,048	0,063
06/09/01	1,584	1,501	1,067	1,008	0,261	0,024	2,256	0,026	0,341	0,027	1,725	0,027
10/09/01	0,887	0,605	1,066	-	0,257	0,048	2,268	0,037	0,323	0,011	1,648	0,012
13/09/01	2,655	1,178	1,272	-	0,289	0,048	2,043	0,078	0,318	0,027	1,586	0,078
17/09/01	1,026	-	3,046	-	0,405	-	0,260	-	0,264	-	0,604	-
21/09/01	2,748	-	1,160	-	0,108	-	0,342	-	-	-	0,041	-
25/09/01	0,592	-	1,542	-	0,234	-	0,178	-	0,194	-	0,028	-