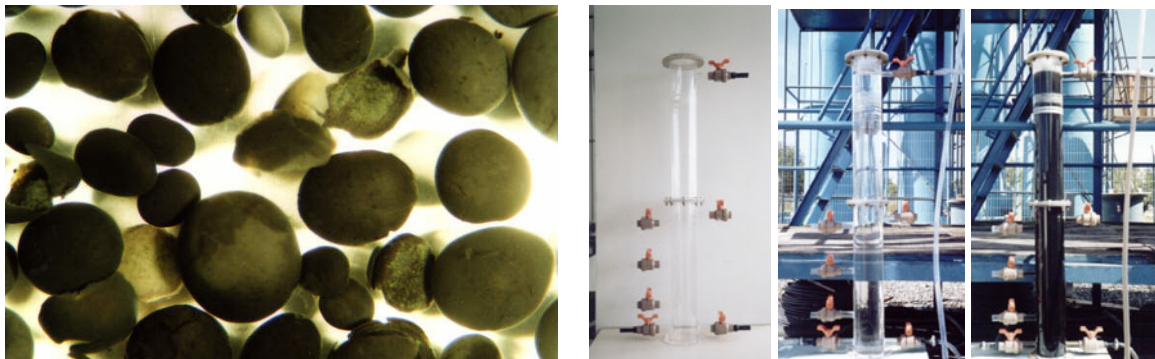




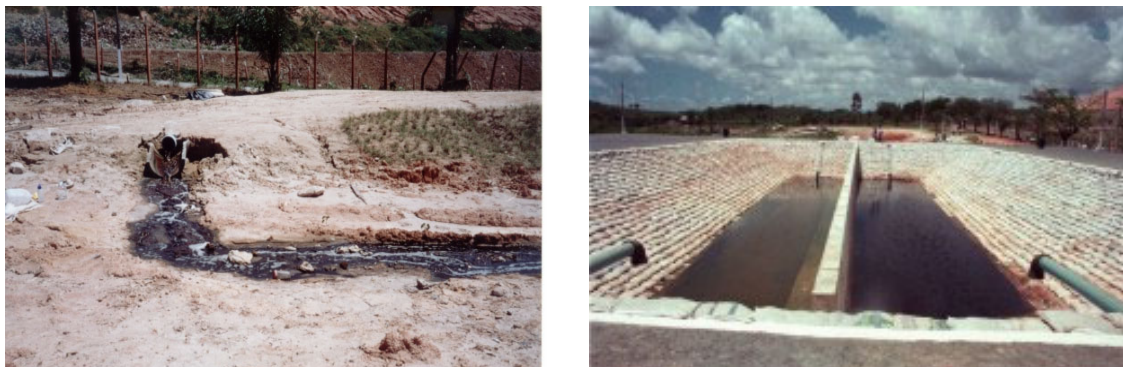
**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS-ESCOLA DE ENGENHARIA DE**  
**PERNAMBUCO**

**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**



**CARACTERIZAÇÃO, AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA E ANAERÓBIA E TRATAMENTO EM REATOR UASB DO CHORUME DO ATERRO DA MURIBECA**



**André Felipe de Melo Sales Santos**

**Recife-PE**

**2003**

**André Felipe de Melo Sales Santos**

CARACTERIZAÇÃO, AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE  
AERÓBIA E ANAERÓBIA E TRATAMENTO EM REATOR UASB DO  
CHORUME DO ATERRO DA MURIBECA

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação do  
Departamento de Engenharia Civil da Universidade  
Federal de Pernambuco como requisito parcial à  
obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

**Área de Concentração: Tecnologia Ambiental e  
Recursos Hídricos**

**Orientador: Professor Mario Takayuki Kato**

**Co-orientador: Professor Edmilson Santos de Lima**  
Universidade Federal de Pernambuco

**Recife,  
Departamento de Engenharia Civil da UFPE  
2003**

CARACTERIZAÇÃO, AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE  
AERÓBIA E ANAERÓBIA E TRATAMENTO POR REATOR UASB EM  
ESCALA EXPERIMENTAL DO CHORUME DO ATERRO DA  
MURIBECA

por

André Felipe de Melo Sales Santos

Dissertação defendida e aprovada em 28 (vinte e oito) de fevereiro de 2003 pela banca examinadora constituída pelos professores doutores abaixo assinados:

.....  
Mario Takayuki Kato (UFPE)  
Orientador

.....  
Edmilson Santos de Lima (UFPE)  
Co-orientador

.....  
Lourdinha Florêncio (UFPE)  
Examinador

.....  
Sérgio João de Luca (UFRGS)  
Examinador

**Recife, fevereiro de 2003.**

## **Dedicação**

*Àqueles que de alguma forma acompanham e se fazem presentes em minha vida.*

## **O DEUS-VERME**

*Fator universal do transformismo.  
Filho da teleológica matéria,  
Na superabundância ou na miséria,  
Verme - é o seu nome obscuro de batismo.*

*Jamais emprega o acérrimo exorcismo  
Em sua diária ocupação funérea,  
E vive em contubérnio com a bactéria,  
Livre das roupas do antropomorfismo.*

*Almoça a podridão das drupas agras,  
Janta hidrôpicos, rói vísceras magras  
E dos defuntos novos incha a mão...*

*Ah! Para ele é que a carne podre fica,  
E no inventário da matéria rica  
Cabe aos seus filhos a maior porção!*

*Augusto dos Anjos  
Eu e outros poemas, 1912.*

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Francisco de Sales Santos e Vera Lúcia de Melo Sales Santos pelo apoio as minhas escolhas pessoais e na realização dos meus sonhos.

Aos meus irmãos Daniel e Tiago, aos meus tios Socorro e Almir, ao meu primo Igor e a minha querida avó Arlinda Sales pela manutenção de nosso pequeno núcleo familiar.

Ao Professor Mario Takayuki Kato, pela demonstração de profissionalismo, competência e imparcialidade durante o período de orientações à dissertação.

Ao Professor Edmilson Santos de Lima, pela demonstração de perfeita sintonia entre a capacidade intelectual e simplicidade.

À coordenação da Pós-Graduação em Engenharia Civil pela oportunidade de desenvolver este trabalho.

Aos professores do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE pela contribuição técnica e profissional, em especial aos professores: Lourdinha Florencio, Maria do Carmo M. Sobral, José Mariano de Sá Aragão, Suzana Montenegro e Jaime Cabral.

Ao Srs. Adauto Lins e Washington Farias, pela colaboração à pesquisa e ao livre acesso ao aterro da Muribeca.

A minha grande amiga Maria Clara Mendonça por toda ajuda, desprendimento, paciência e coleguismo. Pelos bons momentos de convívio e pelo divertido cotidiano frente às rotinas impostas pelos nossos trabalhos.

Ao meu grande amigo Valmir C. Marques pela atitude positiva, pela demonstração de parcimônia e pela inestimável ajuda na solução de problemas. Pelos bons momentos e pelas palavras de encorajamento.

A minha grande amiga Ana Maria Ribeiro Bastos da Silva pela transmissão de seus conhecimentos em análise multivariada, nos pequenos problemas cotidianos e pela sua atitude sempre profissional e amiga perante todos aqueles que a procuram.

A minha grande amiga Rosangela Tavares pelo auxílio nas determinações de metais pesados e pela divertida, inteligente e espirituosa parceria entre nossas fortes personalidades.

A Aparecida Guilherme da Rocha pela transmissão de seus conhecimentos relativos a atividade metanogênica e biodegradabilidade anaeróbia.

A Petronildo pelo auxílio na liberação do acesso ao Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães-UFPE para a realização das fotos dos lodos.

Aos meus grandes amigos, velhos e novos, de minha *mui* divertida turma: Kleber, Julinha, Carlinhos e Anne, Carol, Paulinho, Fábio, Laura e Nati; pela compreensão de minhas ausências, sumiços repentinos e pelo encorajamento.

Aos demais amigos da Pós-Graduação pela troca salutar e pela vivência de experiências diferentes.

Ao chefe do Laboratório de Saneamento Ambiental, Ronaldo de Melo Fonseca, por atender sempre aos anseios e necessidades técnicas do cotidiano.

A Laudence Bezerra, secretária do curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE pela atenção e desprendimento frente à rotina burocrática vivenciada.

A Edimilson M.Silva, prestador de serviços da ETE Mangueira pela atenção, dedicação e colaboração no decorrer de toda a parte experimental.

A Verusckha Monteiro e Márcio Melo pelas informações cedidas e trocas de experiências.

Aos que fazem parte do Laboratório de Saneamento Ambiental do Departamento de Engenharia Civil da UFPE.

Aos que fazem parte da biblioteca do CTG, em particular a grande amiga Ceci Conti, pelo auxílio e participação ativa durante toda a fase de pesquisa bibliográfica.

A todos que de uma forma ou de outra participaram e fizeram parte de minha vida neste período.

Ao CNPq pela concessão de bolsa sem a qual o desenvolvimento desse trabalho não poderia ter sido possível.

A Deus pela manutenção da motivação e pela energia extra para suportar as cargas mais difíceis.

# ***SUMÁRIO***

---

---

<b>CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL</b>	<b>1</b>
<hr/> <hr/>	
1.1. Considerações gerais	1
1.2. Objetivos	4
1.2.1 Objetivos Gerais	4
1.2.2. Objetivos Específicos	4
<b>1.3. Organização da Dissertação</b>	<b>5</b>
<b>CAPÍTULO 2 – OS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: DEFINIÇÃO, PRODUÇÃO E SITUAÇÃO NO BRASIL E NO ESTADO DE PERNAMBUCO</b>	<b>6</b>
<hr/> <hr/>	
2.1. Introdução	6
2.2. Definição de resíduo sólido	6
2.3. Classificação e responsabilidade na gestão dos resíduos sólidos	7
2.4. Os resíduos sólidos urbanos	9
2.5. Produção, destinação e tratamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil	12
2.6. Situação dos resíduos sólidos urbanos no Estado de Pernambuco	15
2.7. Situação dos aterros da Região Metropolitana do Recife	<b>19</b>
<b>CAPÍTULO 3 – CONSIDERAÇÕES TÉCNICAS SOBRE AS PRINCIPAIS FORMAS DE DESTINAÇÃO DO LIXO URBANO, OS SUBPRODUTOS GERADOS, SUA TRATABILIDADE E RISCOS AMBIENTAIS</b>	<b>21</b>
<hr/> <hr/>	
3.1. Aterros sanitários	21
3.2. Subprodutos gerados nos aterros sanitários	22



3.2.1. Subprodutos gasosos	23
3.2.2. Subprodutos líquidos: características quantitativas e qualitativas dos lixiviados	25
3.2.3. Métodos para se estimar a geração de lixiviado em aterro sanitário	26
3.3. Características qualitativas dos lixiviados	<b>31</b>
3.4. Tratabilidade dos lixiviados	<b>38</b>
3.5. Aterro controlado	46
3.6. Lixão	46
3.7. O aterro da Muribeca	47
<b>CAPÍTULO 4 – ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS</b>	<b>54</b>
<hr/>	
4.1. Potencial microbiano	54
4.2. Microrganismos aeróbios, anaeróbios e facultativos	58
4.3. Etapas da decomposição dos resíduos sólidos	65
4.4. Biodegradabilidade do chorume	68
4.5. Fatores que interferem nos processos biodegradativos	<b>69</b>
4.6. Metais pesados: definição e características físico-químicas	72
4.6.1. Origem dos metais pesados	74
4.6.2. Origem industrial dos metais pesados	75
4.6.3. Origem dos metais pesados no lixo urbano	76
4.6.4. Comportamento dos metais pesados no meio ambiente	77
4.6.5. Propriedades bioquímicas	78
4.6.5a. Elementos traços essenciais ou micronutrientes	79
4.6.5b. Elementos não-essenciais	79
4.6.6. Bioacumulação e biotransformação de metais.	80
4.6.7. Limites brasileiros para os metais pesados	82

<b>CAPÍTULO 5 – REATOR UASB</b>	<b>85</b>
<hr/>	
5.1. Breve histórico do tratamento anaeróbio	85
5.2. O reator UASB	87
5.3. Critérios e parâmetros de projeto de reatores UASB	88
5.4. O lodo anaeróbio	89
5.5. Atividade metanogênica	90
5.6. Parâmetros importantes no monitoramento de reatores UASB.	93
5.7. Requerimentos nutricionais	95
<b>CAPÍTULO 6 – METODOLOGIA</b>	<b>97</b>
<hr/>	
6.1. Caracterização do lixiviado	97
<b>6.2. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia e aeróbia</b>	<b>101</b>
6.2.1 Atividade Metanogênica	101
6.2.2. Biodegradabilidade anaeróbia	102
6.2.3. Biodegradabilidade aeróbia	103
6.3. Reatores UASB para tratamento de chorume	104
6.3.1. Construção do reator UASB	104
6.3.2. Partida e operação dos reatores	106
<b>CAPÍTULO 7 – RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>109</b>
<hr/>	
7.1. Caracterização do lixiviado	109
7.2.1. Atividade Metanogênica	117
7.2.2. Biodegradabilidade anaeróbia	119
7.2.3. Biodegradabilidade aeróbia	121
7.3. Reatores UASB para tratamento de chorume	124

7.4. Considerações a respeito da viabilidade do tratamento biológico de chorume	137
---	-----

---

---

<b>CAPÍTULO 8 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES</b>	<b>140</b>
--	------------

8.1. Caracterização do lixiviado	140
8.2. biodegradabilidade anaeróbia e aeróbia	141
8.3. Reatores UASB para tratamento de chorume	142
8.4. Conclusão geral	143
8.5. Sugestões para trabalhos futuros	<b>144</b>

---

---

<b>CAPÍTULO 9 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>146</b>
--	------------

---

---

<i>CAPÍTULO 10 – ANEXOS E APÊNDICE</i>	<i>167</i>
--	------------

## ***LISTA DE FIGURAS***

---

<b>Figura 2.1-</b> Distribuição da geração dos resíduos sólidos no Brasil através de suas regiões geográficas.	13
<b>Figura 2.2-</b> Distribuição dos tipos de destinações dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.	14
<b>Figura 2.3-</b> Distribuição dos tipos de destinações dos resíduos sólidos na região Nordeste.	16
<b>Figura 2.5-</b> Distribuição da cobertura do serviço de limpeza urbana em faixas de cobertura no Estado de Pernambuco.	16
<b>Figura 2.6-</b> Distribuição da responsabilidade pela coleta do lixo urbano no Estado de Pernambuco.	17
<b>Figura 2.7-</b> Distribuição das destinações dos resíduos sólidos urbanos nos municípios inventariados no Estado de Pernambuco.	17
<b>Figura 2.8-</b> Distribuição dos tipos de tratamento dos resíduos sólidos urbanos empregados no Estado de Pernambuco.	18
<b>Figura 3.1-</b> Seleção de processos para tratamento de lixiviado de aterros.	41
<b>Figura 3.2-</b> Distribuição gravimétrica do lixo do aterro da Muribeca.	48
<b>Figura 3.3-</b> Mapa da região do aterro da Muribeca destacando a região de deposição de lixo e alguns pontos de coleta de amostras de estudos anteriores.	49
<b>Figura 3.4-</b> Esquema da divisão das células do aterro da Muribeca.	50
<b>Figura 3.5-</b> Verificação da relação entre a precipitação pluviométrica e a geração de lixiviado no aterro no período de dezembro de 1996 a agosto de 2000.	51
<b>Figura 4.1-</b> Esquema que representa o fluxo de carbono durante a decomposição anaeróbia da matéria orgânica complexa a metano.	60
<b>Figura 4.2-</b> Evolução de alguns parâmetros durante as fases da decomposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários.	67

<b>Figura 4.3-</b> Alguns processos químicos envolvidos na atenuação da contaminação por processos naturais do cobre no meio ambiente.	77
<b>Figura 4.4-</b> Rendimento das plantas em relação ao aumento da concentração dos elementos não essenciais e essenciais aos seus metabolismos.	79
<b>Figura 4.5-</b> Representação esquemática das possíveis interações entre metais e as células bacterianas.	81
<b>Figura 6.1-</b> Antigo riacho de chorume, afluente do rio Muribequinha, primeiro ponto de coleta de chorume para a sua caracterização (março a julho de 2002).	97
<b>Figura 6.2-</b> Detalhe dos tubos corrugados utilizados para a nova drenagem do chorume das células do aterro da Muribeca.	98
<b>Figura 6.3-</b> Segundo ponto de coleta para a caracterização do aterro da Muribeca (agosto a outubro de 2002).	98
<b>Figura 6.4-</b> Terceiro ponto de coleta para a caracterização do aterro da Muribeca (novembro e dezembro de 2002).	99
<b>Figura 6.5-</b> Montagem do aparato experimental do teste de AME.	102
<b>Figura 6.6-</b> Aparato experimental para o teste de biodegradabilidade aeróbia.	104
<b>Figura 6.7-</b> Reator UASB, logo após a sua construção (A), durante os testes hidráulicos (B) e em operação contínua (C).	105
<b>Figura 7.1-</b> Gráfico dos escores das duas primeiras componentes principais da análise de Componentes Principais para os parâmetros de caracterização físico-químicos do chorume do aterro da Muribeca destacando o período chuvoso e seco e os parâmetros mais significativos.	115
<b>Figura 7.2-</b> Gráfico dos escores das duas primeiras componentes principais da análise de Componentes Principais para os parâmetros de caracterização (físico-químicos e microbiológicos) do chorume do aterro da Muribeca destacando o período chuvoso e seco e os parâmetros mais significativos.	116
<b>Figura 7.3-</b> Fotografias realizadas em microscópio estereoscópico dos lodos anaeróbios de indústria alimentícia (A) e de usina de açúcar (B) utilizados nos experimentos de AME.	117

<b>Figura 7.4-</b> Curva de conversão de DQO acumulada durante o teste de AME de lodo anaeróbio de indústria alimentícia.	118
<b>Figura 7.5-</b> Curva de conversão de DQO acumulada durante o teste de AME de lodo anaeróbio de usina de açúcar com uma realimentação ao nono dia.	118
<b>Figura 7.6-</b> Decaimento da DQO em função do tempo no teste de biodegradabilidade anaeróbia do chorume do aterro da Muribeca.	120
<b>Figura 7.7-</b> Percentagem de biodegradação anaeróbia do chorume do aterro da Muribeca.	120
<b>Figura 7.8-</b> Decaimento da DQO em função do tempo no teste de biodegradabilidade aeróbia sem inoculação de lodo no chorume do aterro da Muribeca.	121
<b>Figura 7.9-</b> Percentagem de biodegradação aeróbia sem inoculação de lodo no chorume do aterro da Muribeca.	122
<b>Figura 7.10-</b> Decaimento da DQO em função do tempo no teste de biodegradabilidade aeróbia biótico do chorume do aterro da Muribeca.	122
<b>Figura 7.11-</b> Percentagem de biodegradação aeróbia biótico do chorume do aterro da Muribeca.	123
<b>Figura 7.12-</b> Detalhe da formação de espuma durante o período de início de operação dos reatores do teste de biodegradabilidade aeróbia biótico do chorume do aterro da Muribeca.	124
<b>Figura 7.13-</b> Parâmetros de monitoramento do reator 1. DQO (A), alcalinidade (B), AGV (C) e pH (D).	126
<b>Figura 7.14-</b> Parâmetros de monitoramento do reator 1. TDS (E), turbidez (F), temperatura (G) e salinidade (H).	127
<b>Figura 7.15-</b> Parâmetros de monitoramento do reator 1. Condutividade (I), carga orgânica volumétrica aplicada ao reator (J), carga orgânica biológica aplicada ao lodo (L), produção de metano média diária (M).	128
<b>Figura 7.16-</b> Eficiência de remoção de DQO (%) do reator 1.	129
<b>Figura 7.17-</b> Parâmetros de monitoramento do reator 2. DQO (N), alcalinidade (O), AGV (P) e pH (Q).	133

**Figura 7.18-** Parâmetros de monitoramento do reator 2. TDS (R), turbidez (S), 134  
temperatura (T) e salinidade (U).

**Figura 7.19-** Parâmetros de monitoramento do reator 2. Condutividade (V), carga  
orgânica volumétrica aplicada ao reator (W), carga orgânica biológica aplicada ao  
lodo (X), eficiência de remoção de DQO (%) (Z). 135

## ***LISTA DE TABELAS***

---

<b>Tabela 2.1-</b> Responsabilidade pelo gerenciamento de cada tipo de lixo.	8
<b>Tabela 2.2-</b> Características dos resíduos urbanos quanto as suas possibilidades de reciclagem, aproveitamento orgânico e como fonte combustível.	9
<b>Tabela 2.3-</b> Alguns resíduos domiciliares potencialmente perigosos	10
<b>Tabela 2.4.–</b> Significado de alguns termos técnicos usuais na gestão do lixo urbano	11
<b>Tabela 2.5-</b> Produção de resíduos sólidos <i>per capita</i> em alguns países e cidades.	12
<b>Tabela 2.6-</b> Situação do aterros/lixões da Região Metropolitana do Recife	19
<b>Tabela 2.7-</b> Projeção da geração de RSU para a RMR para o ano de 2010	20
<b>Tabela 3.1-</b> Constituintes típicos do gás de aterro ( <i>LFG</i> )	24
<b>Tabela 3.2-</b> Valores de K para aplicação do método Suíço em função do peso específico do lixo.	30
<b>Tabela 3.3-</b> Fontes de poluição por compostos antropogênicos aromáticos tóxicos.	33
<b>Tabela 3.4-</b> Características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários novos e antigos	34
<b>Tabela 3.5-</b> Evolução das características da composição de lixiviados de aterros sanitários	35
<b>Tabela 3.6-</b> Composição do chorume de diversos aterros.	36
<b>Tabela 3.7-</b> Dados sobre metais pesados em lixiviados de aterros de diversos países	37
<b>Tabela 3.8-</b> Possíveis origens de íons metálicos em lixiviados de aterros	37
<b>Tabela 3.9-</b> Alguns processos de tratamento com suas respectivas eficiências para a depuração de lixiviados.	42
<b>Tabela 3.10-</b> Características de alguns sistemas anaeróbios.	45
<b>Tabela 3.11-</b> Parâmetros físico-químicos do chorume da Muribeca	51



<b>Tabela 3.12-</b> Resultados da caracterização de metais em função da profundidade para a célula 1.	52
<b>Tabela 4.1-</b> Doadores e os respectivos receptores eletrônicos para alguns tipos comuns de metabolismos celulares.	57
<b>Tabela 4.2-</b> Algumas espécies de bactérias e protozoários representativas em sistemas aeróbios	59
<b>Tabela 4.3-</b> Descrição das etapas metabólicas da degradação anaeróbia pelos respectivos grupos de microrganismos responsáveis pelo processo	61
<b>Tabela 4.4-</b> Exemplos de espécies de microrganismos anaeróbios presentes nos tratamentos de rejeitos por biodigestão anaeróbia.	63
<b>Tabela 4.5-</b> Exemplos de reações que ocorrem nos biodigestores anaeróbios, e as energias livres destas reações sob condições padrão de ocorrência ( $G^0$ ) e nos biodigestores ( $G^1$ ).	64
<b>Tabela 4.6-</b> Fases da decomposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários.	66
<b>Tabela 4.7.</b> Características de alguns metais pesados destacando sua utilização industrial, suas possíveis origens que podem afetar diretamente ao homem e seus efeitos.	73
<b>Tabela 4.8-</b> Metais geralmente presentes em alguns efluentes industriais.	76
<b>Tabela 4.9-</b> Concentrações de metais pesados tóxicas aos peixes.	80
<b>Tabela 4.10-</b> Descrição dos processos de atenuação de metais por células microbianas e principais espécies destacadas na literatura	82
<b>Tabela 4.11-</b> Concentrações limite estabelecidas para os diferentes metais pesados em efluentes e mananciais classes 1, 2 e 3	83
<b>Tabela 5.1-</b> Principais parâmetros de projeto de reatores, suas formulação matemática e seu significado	88
<b>Tabela 5.2-</b> Atividades metanogênicas de variados inóculos anaeróbios	91
<b>Tabela 5.3-</b> Detalhamento dos efeitos dos padrões de toxicidade nos microrganismos em função do tempo de exposição.	92

<b>Tabela 6.1-</b> Lista de equipamentos utilizados nas análises dos parâmetros físico-químicos.	100
<b>Tabela 6.2-</b> Parâmetros de projeto dos reatores experimentais UASB	106
<b>Tabela 6.3-</b> Fases de operação do reator 1	107
<b>Tabela 7.1-</b> Parâmetros de caracterização físico-químicos do chorume do aterro da Muribeca	109
<b>Tabela 7.2-</b> Parâmetros de caracterização do chorume do aterro da Muribeca para o período chuvoso e para o período seco para os parâmetros físico-químicos e microbiológicos.	111
<b>Tabela 7.3-</b> Resultados das análises de metais de transição, alcalinos e alcalinos terrosos mais significativos ambientalmente do chorume do aterro da Muribeca.	113
<b>Tabela 7.4-</b> Caracterização microbiológica do chorume do aterro da Muribeca	114
<b>Tabela 7.5-</b> Resultados das atividades metanogênicas dos lodos anaeróbios	119
<b>Tabela 7.6-</b> Quadro comparativo observado entre os testes aeróbios bióticos e sem inoculação.	123
<b>Tabela 7.7-</b> Médias de alguns parâmetros importantes do ponto de vista operacional das quatro fases de operação do reator 1.	125
<b>Tabela 7.8-</b> Médias de alguns parâmetros importantes do ponto de vista operacional do reator 2.	<b>132</b>

## CARACTERIZAÇÃO, AVALIAÇÃO DA BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA E ANAERÓBIA E TRATAMENTO EM REATOR UASB DO CHORUME DO ATERRO DA MURIBECA

### RESUMO

O chorume gerado nos processos de degradação do lixo urbano em aterros sanitários é um líquido que apresenta características de altas cargas de contaminantes orgânicos e inorgânicos e sendo assim representam uma fonte de poluição significativa, seja em grandes centros ou em pequenos aglomerados urbanos. A determinação das características físico-químicas dessa lixívia e de seu potencial de biodegradabilidade são etapas fundamentais na decisão técnico-econômico da aplicação da melhor tecnologia disponível para àquela situação específica dentro de uma visão mais moderna de gestão integral do resíduo e de seus subprodutos gerados. Alternativas para o tratamento biológico de chorume são abundantes na literatura em função basicamente da realidade local, de condicionantes técnicos e operacionais e das características do próprio percolado. Entretanto, para chorumes mais antigos onde a relação DQO/DBO é alta, as referências sobre o uso de processos biológicos são significativamente mais escassas; em particular os de via anaeróbia. Neste sentido este trabalho visou dar uma contribuição à elucidação do uso de processos anaeróbios para tratamento de chorumes de aterros antigos. A dissertação aborda o uso de um reator UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*), em escala de laboratório, para tratamento de chorume com relação DQO/DBO variante de 2-6. Inicialmente este trabalho constou de uma detalhada caracterização físico-química e microbiológica do chorume por um período de 10 meses. Nessa caracterização observou-se claramente que o período chuvoso e seco apresentavam grandes diferenças para a grande maioria dos parâmetros devido principalmente os efeitos de diluição ocasionados pelo maior aporte de água nas células. Para a operacionalização do reator foram inicialmente feitos testes estáticos de atividade metanogênica específica com dois inóculos anaeróbios. Um lodo de indústria alimentícia e outro de usina de açúcar obtendo os seguintes resultados respectivamente: 0,210 e 0,293 g DQO-CH<sub>4</sub>/g SSV.d. Foram realizados também testes de biodegradabilidade anaeróbia estáticos com esses dois lodos obtendo resultados semelhantes da ordem de 60% de remoção em DQO. Teste aeróbios em batelada com e sem inoculação de lodo aeróbio foram realizados alcançando valores de remoção de DQO da ordem de 87% (em 200h), e 65% (em 600 h), respectivamente. Os reatores UASB experimentais possuíam volume útil de 7 litros e em operação contínua. No primeiro reator avaliou-se o efeito da variação do tempo de detenção e da carga biológica na eficiência do processo e no segundo o efeito da manutenção de baixa carga (chorume diluído 50%) e alto tempo de detenção hidráulico (TDH). O reator 1 apresentou eficiência média da ordem de 43%, enquanto o reator 2, de 52%. Este estudo confirmou que as altas relações DQO/DBO indicam que o resíduo é realmente recalcitrante e sendo assim de tratamento biológico mais dificultado, visto que, mesmo com a redução considerável da carga (reator 2), a eficiência não se alterou significativamente. Entretanto, as baixas velocidades ascensionais da ordem de 20 cm/h podem ter influenciado no contato substrato-lodo visto que a redução do TDH favoreceu um discreto e gradativo aumento da eficiência. O processo UASB é, portanto, viável como tratamento primário necessitando ainda de pós-tratamento (aeróbio) para redução de cor e compostos recalcitrantes não eliminados pelas rotas anaeróbias.

# CHARACTERIZATION, EVALUATION OF THE AEROBIC AND ANAEROBIC BIODEGRADABILITY AND TREATMENT IN UASB REACTOR OF THE LEACHATE FROM MURIBECA LANDFILL

## ABSTRACT

The leachate produced during the degradation of municipal solid wastes in sanitary landfills is a liquid that characterizes as highly loaded with organic and inorganic contaminants. Therefore, it represents a significant pollution source either in big or in small urban centers. The knowledge of its physical and chemical characteristics and biodegradability potentials is fundamental for the technical and economical decision in order to apply the best technological option available. This is very important for a specific situation that should occur within the modern approach of integrated management of the wastes and by-products produced. There are many options for the biological treatment of leachate, according to the literature. They are based on the local reality, technical and operational factors e characteristics of the leachate. However, for leachates from aged landfills, where the ratio COD/BOD is high, there is scarcity of data and references about biological treatment is higher, particularly those related to anaerobic processes. The objective of this research was firstly, to contribute to evaluation of the use of anaerobic processes for the treatment of leachate from aged landfills. In this work, two lab-scale UASB reactors (7 liters each) were used to treat leachate with COD/BOD ratios varying from 2 to 6. A detailed characterization of the leachate studied was conducted through physical, chemical and bacteriological analyses during a period of 10 months. The results showed a clear difference between the dry and rainy season in relation to the majority of the measured parameters. Such difference can be attributed to the higher dilution of the leachate resulted from the higher water flow during the rainy season into the landfill cells. Before the start-up of the lab-scale UASB reactors, methanogenic activity tests were conducted using sludges from two industrial full-scale reactors. The results obtained were 0.210 g COD-CH<sub>4</sub>/g VSS.d and 0.293 g COD-CH<sub>4</sub>/g VSS.d for sludges from the wastewater treatment of plant corn processing industry wastewater and sugar cane processing wastewater, respectively. Anaerobic biodegradability tests were also conducted with the leachate, using both sludges. The results were similar with both sludges, when about 60% COD was removed. Aerobic biodegradability tests with and without inoculation were also conducted. In this case, the results were 87% (in 200 h) and 65% (600 h) of COD removal, respectively. In the first UASB reactor, the effect of increasing organic loading rate by decreasing the hydraulic retention time (L) was evaluated; in the second, a constant low organic loading rate (g COD/L.d) combined with high hydraulic retention time was maintained during the experimental period. The COD removal efficiency in the first reactor was 43% while in the second it was 52%. These results revealed that, since the leachate showed high COD/BOD ratios, indicating possibly significant recalcitrance, the biological treatment can not present high COD removal efficiency. This can be confirmed by the results of reactor 2 since even with very low organic loading rate applied, the efficiency was not very higher compared with that of reactor 1. However, it is important to point that perhaps the very low upflow velocities applied of less than 0.20 m/h could have influenced the performance, due to the low turbulence in the sludge bed, thus without proper biomass-substrate contact. Nevertheless, the UASB reactor can be considered an important option as pre-treatment of leachate. There is a need of post-treatment, possibly aerobic, in order to increase the COD removal efficiency and also to decrease the colour and the recalcitrant components not removed by anaerobic routes.

## CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO GERAL

---

### 1.1. Considerações gerais

A gestão integrada dos resíduos sólidos se constitui como um grande desafio para o desenvolvimento sustentável das cidades brasileiras. A questão do gerenciamento dos resíduos sólidos ainda é uma questão tratada de forma incipiente, considerando-se a falta de uma Política efetiva de gestão de resíduos sólidos no país, bem como a falta de investimentos públicos e privados que incentivem a adoção de práticas de controle, com base em diretrizes e procedimentos pré-estabelecidos (CPRH, 2000).

A falta de uma política que regule esta gestão tem conduzido a população a uma má qualidade de vida, especialmente nas regiões mais pobres, onde se agravam as situações de risco ambiental e insalubridade (SECTMA, 2001). Dentro do quadro macro, a gestão integrada de resíduos sólidos envolve setores e interesses diversos da sociedade como a comunidade, a indústria, o comércio e serviços, consultórios médicos e hospitais, portos e aeroportos, além das atividades agrícolas.

A legislação ambiental confere a responsabilidade da destinação dos resíduos ao gerador, determinando o prévio tratamento para a disposição final ou armazenamento temporário. Dentro de uma crescente conscientização pública e pressão dos mercados, a gestão ambiental tem se voltado para evitar, minimizar, reaproveitar/reusar e reciclar os resíduos, de forma a minimizar os recursos com o tratamento e disposição final mais adequados ambientalmente (ALONSO, 1992; CPRH, 2000). Neste sentido, a ação do Estado é fundamental, atuando em caráter suplementar na formulação de diretrizes, leis, padrões e linhas de financiamento, além da sua atribuição específica de controlar e fiscalizar os sistemas de resíduos sólidos implantados.

A situação do saneamento básico no Brasil e, em particular no caso do tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos, industriais e hospitalares, é indiscutivelmente crítica, constituindo-se numa grande ameaça à saúde pública e ao meio ambiente.

MERBACH (1989) aponta como agravante desta situação calamitosa a inexistência de uma política específica para o setor bem como ao despreparo técnico-científico dos profissionais da área. OLIVEIRA (1975), citado por MERBACH (1989), considera que a problemática dos resíduos deve ser encarada como um problema de engenharia, sendo suas soluções similares àquelas freqüentemente utilizadas nos problemas de saneamento básico.

Etimologicamente a palavra lixo vem do latim *Lix* que significa cinza ou lixívia (MERBACH, 1989; BIDONE e POVINELLI, 1999); e assim como a palavra resíduo, que possui também raiz latina na palavra *Residuu* que significa sobra de algo, possuem uma série de definições, das mais variadas, citadas por diversos autores; como por exemplo, a citada por MERBACH (1989), que define resíduo como um dos subprodutos das atividades humanas.

Uma outra definição mais clara e precisa é estabelecida pela Norma NBR-10.004 da ABNT (1997), que define resíduo sólido como aqueles resíduos de natureza sólida ou semi-sólida, resultantes de sua atividade de origem.

As características quantitativas e qualitativas do lixo podem ser relacionadas com o crescimento econômico ou a industrialização de uma determinada sociedade, bem como podem ser indicadores do nível de degradação do meio ambiente ou de problemas de saúde pública. Dentro desse contexto, um tratamento e disposição adequados devem ser priorizados, de forma a minimizar os impactos e promover um máximo aproveitamento dos recursos naturais escassos.

Entre muitos métodos de disposição de resíduos o aterro sanitário encontra-se numa posição de destaque sendo, historicamente, um dos métodos mais antigos utilizados pelo homem.

O homem primitivo enterrava seus resíduos (basicamente orgânicos) na intenção de que a natureza se encarregasse na sua degradação. Esses primeiros aterros fornecem hoje aos arqueólogos e paleontólogos um importante relato do *modus vivendi* dessas sociedades primitivas. Nas sociedades medievais a queima era mais usual devido aos ritos de purificação associados ao fogo.

No homem moderno percebe-se uma tendência crescente no na reciclagem, no reaproveitamento, e no tratamento do lixo destacando-se entre as alternativas o aterramento

em relação à incineração devido à consciência de que o problema da poluição é apenas transferido para a atmosfera.

O método da disposição de resíduos sólidos em aterros produz, entretanto, subprodutos sólidos, líquidos e gasosos que necessitam de um tratamento adequado antes de serem encaminhados às fontes receptoras hídricas e atmosféricas. A lixívia resultante da biodegradação microbiológica, comumente chamada de chorume, é sem dúvida a principal fonte poluidora para águas subterrâneas e superficiais em proximidades de locais de disposição de lixo. Esse líquido possui características físico-químicas bastante complexas e uma composição muito variável, influenciada por fatores exógenos, como o clima ou geomorfologia local e operacionais, como o manejo dos resíduos e as características inerentes à tecnologia e engenharia empregados na construção e operação do aterro.

O chorume é um líquido escuro de odor desagradável que possui uma carga elevada de sólidos orgânicos e de substâncias inorgânicas agregadas à água que percola através do aterro, bem como a que resulta da digestão da matéria orgânica pela microbiota autóctone. Neste processo, metais pesados, entre outros íons inorgânicos, podem ser solubilizados pela lixiviação do lixo e acabar contaminando os mananciais, o solo e as populações circunvizinhas ao aterro, caso este não possua uma adequada impermeabilização de fundo e um sistema de tratamento do chorume.

A gestão desse subproduto necessita de decisões técnicas planejadas dentro de uma visão que possibilite adequar o melhor tratamento disponível à realidade local. Apesar das características recalcitrantes do chorume, seu tratamento é extensamente estudado e uma vasta literatura pode ser encontrada a esse respeito. Tratamentos físico-químicos e biológicos são muito usuais e geralmente a decisão técnica para essa escolha é determinada basicamente pelas características do próprio percolado, em função dos custos relativos ao tratamento proposto.

O tratamento do chorume por via anaeróbia, entretanto, possui uma menor tendência em relação a tratamentos naturais como a lagunagem, muito difundido no Brasil, ou aos tratamentos físico-químicos. As altas cargas de compostos orgânicos e de matérias tóxicas aplicadas às bactérias realmente podem inibir o processo degradativo. Entretanto, uma biomassa aclimatada a essas condições e um controle mais efetivo do processo podem revelar esse tratamento anaeróbio como efetivo e viável.

Agrega-se a esse fato as vantagens inerentes ao próprio tratamento anaeróbio, como redução de áreas, estabilidade e altas eficiências.

## **1.2. Objetivos**

### **1.2.1. Objetivos Gerais**

Caracterizar físico-quimicamente o chorume proveniente do aterro controlado da Muribeca, localizado no município de Jaboatão dos Guararapes, região Metropolitana do Recife, avaliar sua biodegradabilidade e seu tratamento por via anaeróbia em reatores experimentais do tipo UASB (*Upflow anaerobic sludge blanket*).

### **1.2.2. Objetivos Específicos**

*i)* Determinar os seguintes parâmetros físico-químicos do chorume do Aterro da Muribeca por um período de 10 meses: DQO, DBO, pH, T, salinidade, condutividade, turbidez, cor, cloretos, alcalinidade, AGV, série completa de sólidos totais e suspensos, óleos e graxas, nitrogênio total e amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo, sulfato, metais alcalinos, alcalinos terrosos e pesados;

*ii)* Avaliar o efeito de diluição ocorrido nas características do chorume em função do período das condições climáticas (inverno e verão) através da análise de componentes principais (ACP);

*iii)* Avaliar a biodegradabilidade aeróbia sem inoculação, aeróbia biótica e anaeróbia do chorume do aterro da Muribeca;

*iv)* Avaliar o tratamento de chorume do aterro controlado da Muribeca através de reatores tipo UASB em escala de laboratório, observando o efeito do tempo de detenção hidráulico (TDH) e da carga orgânica volumétrica na eficiência de remoção de DQO do reator;

*v)* Realizar uma revisão bibliográfica acerca da situação dos resíduos sólidos urbanos no Brasil e no Estado de Pernambuco e destacar o estado da arte em relação às principais formas de tratamento e destinação dos subprodutos da degradação do lixo urbano;



### **1.3. Organização da Dissertação**

No capítulo dois dessa dissertação apresenta-se uma revisão bibliográfica relacionada aos resíduos sólidos urbanos, sua classificação e responsabilidade em sua gestão, sua produção no Brasil e no Estado de Pernambuco, destacando as destinações e os tratamentos mais frequentes.

No capítulo três apresentam-se algumas considerações técnicas de destaque sobre as principais formas de destinação do lixo urbano, os subprodutos líquidos e gasosos gerados neste processo, a tratabilidade dos líquidos lixiviados e seus riscos ambientais.

O capítulo quatro traz uma rápida revisão dos aspectos microbiológicos que interferem nos processos degradativos aeróbios e anaeróbios bem como sua influência nos processos de degradação de resíduos sólidos urbanos em aterros.

O quinto capítulo da dissertação inicia com uma breve revisão histórica da evolução dos processos de tratamento anaeróbios destacando o processo UASB, sua aplicabilidade e vantagens operacionais. Neste capítulo também se destacam aspectos inerentes ao lodo anaeróbio suas características básicas e uma das formas de controle operacionais mais efetivas para o controle operacional deste tipo de reator: o teste de atividade metanogênica específica (AME).

No sexto capítulo são destacadas as metodologias utilizadas na caracterização, nos testes de biodegradabilidade aeróbia (biótico e sem inoculação) e anaeróbia do chorume, na determinação das características do reator UASB, na sua construção, operação e monitoramento.

Os resultados e as discussões da caracterização, dos testes de biodegradabilidade aeróbia (biótico e sem inoculação) e anaeróbia do chorume e do monitoramento dos reatores UASB são apresentados no capítulo sétimo da dissertação.

O oitavo capítulo é reservado as conclusões e as recomendações relativas aos resultados obtidos pela dissertação.

No capítulo nove encontram-se as listas de referências citadas ao longo da dissertação bem como aquelas as apenas consultadas.

Por final no capítulo dez encontra-se o apêndice e os anexos desta dissertação.

## **CAPÍTULO 2 – OS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: DEFINIÇÃO, PRODUÇÃO E SITUAÇÃO NO BRASIL E NO ESTADO DE PERNAMBUCO**

---

### **2.1. Introdução**

Para se alcançar os objetivos deste trabalho, fez-se necessário levantar informações da literatura especializada abordando desde as definições mais simples até o estado atual das pesquisas de ponta no mundo sobre o assunto. As definições mais usuais, os fenômenos físico-químico-biológicos ocorridos nos aterros, as formas mais usuais de disposição de tratamento associados a fatores de engenharia e manejo dos resíduos, além de resultados de pesquisas mais recentes, serão abordados de forma a tornar o trabalho mais embasado cientificamente.

### **2.2. Definição de resíduo sólido**

Definem-se resíduos sólidos como o conjunto dos produtos não aproveitados das atividades humanas (domésticas, comerciais, industriais e de serviços de saúde) ou aqueles gerados pela natureza, como folhas, galhos, terra, areia, que são retirados das ruas e logradouros pela operação de varrição e enviados para os locais de destinação ou tratamento.

Os resíduos urbanos, são aqueles gerados nas residências, no comércio ou em outras atividades desenvolvidas nas cidades. Na composição destes resíduos encontram-se: papéis e papelões, vidros, latas, plásticos, trapos, folhas, galhos e terra, restos de alimentos, madeira, restos da construção civil (metralhas) e todos os outros detritos apresentados ao sistema de coleta pública nas portas das casas pelos habitantes das cidades, ou indevidamente lançados nas ruas e vazadouros.

O Banco Mundial, desde 1978, propunha a seguinte definição para resíduo sólido: "Material inútil, indesejado ou descartado, cuja composição ou quantidade de líquido não permita que escoe livremente" (GUIMARÃES, 2000).

De acordo com a norma NBR-10 004 da ABTN - Associação Brasileira de Normas Técnicas - são resíduos sólidos aqueles resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição.

Nesta definição também estão incluídos os lodos provenientes do tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornam inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isto decisões técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível. Esta última definição é a mais moderna e difundida pelos órgãos de fiscalização e controle da poluição no Brasil.

### **2.3. Classificação e responsabilidade na gestão dos resíduos sólidos**

De acordo o Decreto Federal nº 49.974 -A de 21/01/61 - Código Nacional de Saúde - Art. 40, é dever dos governos municipais a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos urbanos aqui entendidos como o lixo domiciliar, comercial e público, em condições que não tragam malefícios ou inconvenientes à saúde, ao bem estar público e à estética.

Os incisos VI e IX, do artigo 23 da Constituição Federal atual estabelecem que é competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios proteger o meio-ambiente e combater a poluição em qualquer das suas formas, além de promover a melhoria do saneamento básico. Já os incisos I e V do artigo 30 estabelecem como atribuição municipal legislar sobre assuntos de interesse local, especialmente quanto à organização dos seus serviços públicos, como é o caso da Limpeza Urbana.

De acordo com a FEEMA (1992), citada por GUIMARÃES (2000), o Banco Mundial adota a classificação do resíduo de acordo com o seu agente gerador:

- resíduos sólidos agrícolas;
- resíduos sólidos industriais;
- resíduos sólidos institucionais;
- resíduos sólidos de pesticidas;

- resíduos sólidos residenciais;
- resíduos sólidos comerciais;
- resíduos sólidos municipais - considerados como resíduos residenciais e comerciais gerados pela comunidade.

Pode-se ainda classificar o lixo através de outros critérios tais como:

- Por sua natureza física: seco ou molhado;
- Por sua composição química: orgânico ou inorgânico;
- Por seu grau de aproveitamento: reciclável, reutilizável;
- Pelos riscos potenciais ao meio ambiente: perigosos, não-inertes e inertes (NBR 10.004).

Um determinado resíduo, portanto, pode estar enquadrado em diversas categorias não concorrentes ou excludentes de acordo com os critérios usados para seu gerenciamento mais seguros por profissionais da área e pelos órgãos de controle e fiscalização competentes. A responsabilidade pelo gerenciamento de cada tipo de resíduo é apresentada na Tabela 2.1.

**Tabela 2.1-** Responsabilidade pelo gerenciamento de cada tipo de lixo.

<b>TIPOS DE LIXO</b>	<b>RESPONSÁVEL</b>
Domiciliar	Prefeitura
Comercial	Prefeitura
Público	Prefeitura
Serviços de saúde (hospitais, clínicas médicas e veterinárias)	Gerador
Industrial	Gerador
Portos, aeroportos e terminais ferroviários e rodoviários	Gerador
Agrícola	Gerador
Entulho	Gerador

Fonte: IPT (1996).

## 2.4. Os resíduos sólidos urbanos

São aqueles oriundos das atividades humanas cotidianas sendo compostos em média por 30% de materiais potencialmente reaproveitáveis através de reciclagem (como o papel, o vidro, os plásticos e a borracha) e de grandes quantidades de matéria orgânica putrescível que por vezes pode ser superior até 50% em massa.

Na Tabela 2.2 apresenta-se algumas características dos resíduos urbanos quanto as suas possibilidades de reciclagem, aproveitamento orgânico e como fonte combustível. Observa-se atualmente que o aumento do valor agregado a essas frações do lixo favorecem um maior interesse para a reutilização e a reciclagem.

**Tabela 2.2-** Características dos resíduos urbanos quanto as suas possibilidades de reciclagem, aproveitamento orgânico e como fonte combustível.

COMPONENTES	PUTRESCÍVEL	RECICLÁVEL	COMBUSTÍVEL
Borracha		x	x
Couro	x		x
Madeira	x	x	x
Matéria orgânica	x	x	x
Metais ferrosos		x	
Metais não ferrosos		x	
Papel	x	x	x
Papelão	x	x	x
Plástico duro		x	x
Plástico mole		x	x
Trapos		x	x
Vidro		x	x
Outros materiais	Dependerão de suas características		

Fonte: IPT (1996)

Devido à heterogeneidade do lixo fica por vezes difícil ou inviável separar mesmo as frações que possuem ainda algum valor agregado.

É importante destacar que se faz necessário o incentivo crescente a programas de reciclagem e minimização de resíduos.

Além das frações favoráveis ao aproveitamento econômico existe uma parcela de outras substâncias agregadas geralmente de natureza química e recalcitrante que conferem características de resíduos perigosos ao lixo urbano. Na Tabela 2.3 apresentam-se alguns desses resíduos perigosos.

**Tabela 2.3-** Alguns resíduos domiciliares potencialmente perigosos

<b>TIPO</b>	<b>PRODUTOS</b>
Material para pintura	Tintas; solventes; pigmentos; vernizes
Produtos para jardinagem e animais	Pesticidas; inseticidas; repelentes; herbicidas
Produtos para motores	Óleos lubrificantes; fluidos de freio e transmissão; baterias
Material de limpeza	Ácidos e bases; produtos químicos em geral
Produtos hospitalares utilizados em casa e estabelecimentos comerciais tais como farmácias, consultórios médicos, etc.	Agulhas e seringas descartáveis; fraldas e absorventes descartáveis, preservativos; restos de curativos, como: gases, esparadrapo e algodão.
Produtos de higiene íntima	
Outros itens	Frascos de aerossóis em geral; lâmpadas fluorescentes; pilhas e baterias em geral

**Fonte:** IPT (1996)

Alguns termos técnicos comumente usados por profissionais da área são importantes na gestão do lixo urbano. Destaca-se alguns termos relacionados às características do próprio lixo, bem como sua respectiva definição na Tabela 2.4.

**Tabela 2.4.**– Significado de alguns termos técnicos usuais na gestão do lixo urbano

<b>PROPRIEDADES</b>	<b>SIGNIFICADO</b>
Composição gravimétrica	Representa o percentual de cada componente em relação ao peso total do lixo.
Peso específico	Peso do lixo em relação ao seu volume. É um parâmetro importante na determinação da capacidade volumétrica e de carga dos equipamentos de coleta e tratamento, assim como o volume do aterro. Indica o grau de industrialização de uma comunidade.
Teor de umidade	Representa a quantidade relativa de água contida no lixo por unidade de peso, e varia em função da sua composição, da localização geográfica, das estações do ano e da incidência de chuvas. Recebe influência direta da quantidade de matéria orgânica contida no resíduo, sendo assim um indicador do poder aquisitivo daquela comunidade. No Brasil, o teor de umidade varia entre 30 e 40 %.
Grau de compactação	Indica a redução de volume que a massa de lixo pode sofrer, ao ser submetida a uma pressão mecânica determinada. Normalmente varia de 3 a 5 vezes.
Poder calorífico	É a capacidade potencial do lixo de liberar uma certa quantidade de calor sob condições controladas de combustão. Um lixo rico em componentes plásticos tem alto poder calorífico, enquanto um rico em matéria orgânica, úmida, tem baixo poder calorífico, necessitando eventualmente de combustível auxiliar para ser incinerado.
Relação carbono:nitrogênio (C/N)	Indicativo da biodegradabilidade e do grau de decomposição da matéria orgânica presente no lixo. Quanto maior esta relação menos avançado estará o estágio de degradação, pois os microorganismos decompositores da matéria orgânica necessitam de carbono para o seu desenvolvimento mas também de nitrogênio para a síntese protéica.
Tempo de decomposição do lixo	O tempo necessário para a decomposição dos compostos biodegradáveis é relacionado aos componentes orgânicos e a microbiota presente no lixo apta a degradá-los em função das condições locais. Compostos orgânicos antropogênicos como: isopor, plásticos e alguns detergentes são considerados não-biodegradáveis porque as bactérias autóctones geralmente não são capazes de degradar esses materiais. Já os compostos inorgânicos, têm seu tempo de decomposição variando de acordo com o material, podendo variar de 3 a 6 meses para papéis e até 1 milhão de anos no caso alguns tipos de vidros.

**Fonte:** Adaptado de BARROS *et al.* (1991) *apud* GUIMARÃES (2000).

## 2.5. Produção, destinação e tratamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil

O volume de lixo produzido pela população das grandes cidades é tão grande que os sistemas naturais não conseguem reintegrá-lo nos respectivos ciclos biogeoquímicos satisfatoriamente. Por isso o lixo passa a ser considerado um dos maiores responsáveis pela poluição ambiental.

No Brasil são coletados por dia, cerca de 228.413 toneladas de resíduos sólidos, dos quais 125.258 toneladas são de origem domiciliar. A produção *per capita* de lixo domiciliar média seria de 0,74 kg/hab.dia podendo chegar a valores de 1,96 kg/hab.dia em função da região do país (PNSB, 2002).

Na Tabela 2.5, apresenta-se a produção de lixo *per capita* de alguns países e cidades do mundo, segundo a Oficina Pan-americana da Saúde/OMS (1995).

**Tabela 2.5-** Produção de resíduos sólidos *per capita* em alguns países e cidades.

PAÍSES	kg / hab.dia	CIDADES	kg / hab.dia
Canadá	1,9	México DF	0,9
Estados Unidos	1,5	Rio de Janeiro	0,9
Holanda	1,3	Buenos Aires	0,8
Suíça	1,2	Santiago de Chile	0,8
Japão	1,0	San Salvador	0,68
Europa	0,9	Tegucigalpa	0,52
Índia	0,4	Lima	0,5

Fonte: OMS (1995).

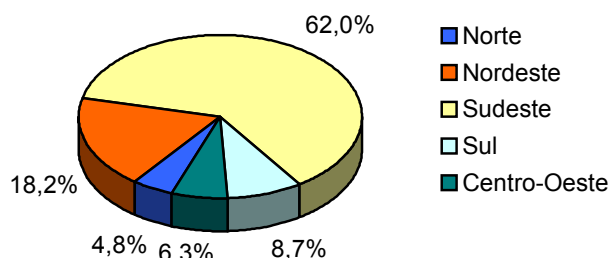
As características e as quantidades dos resíduos urbanos produzidos estão relacionadas diretamente ao padrão de consumo e aos hábitos e costumes das comunidades que os produzem, sofrendo influência do clima, da estação do ano e das atividades econômicas locais (GUIMARÃES, 2000).

Observamos também através dos dados da Tabela 2.5, que existe uma relação entre a quantidade de lixo gerado por habitante por dia e o grau de desenvolvimento econômico de um dado país ou cidade.



Populações mais urbanizadas tendem a levar uma vida mais prática devido à falta de tempo, optando por consumir alimentos industrializados, enlatados, *fast-food*, o que aumenta significativamente a demanda por embalagens.

Outra relação evidente em relação à geração de resíduos é quanto ao nível de industrialização de uma determinada região. No Brasil, o último levantamento atesta esta hipótese. A região sudeste, segundo a última Pesquisa Nacional sobre Saneamento Básico (PNSB, 2000), destaca-se como geradora de cerca de 62% dos resíduos sólidos no país. Na Figura 2.1 apresenta-se a distribuição da geração dos resíduos sólidos no Brasil através de suas regiões geográficas.

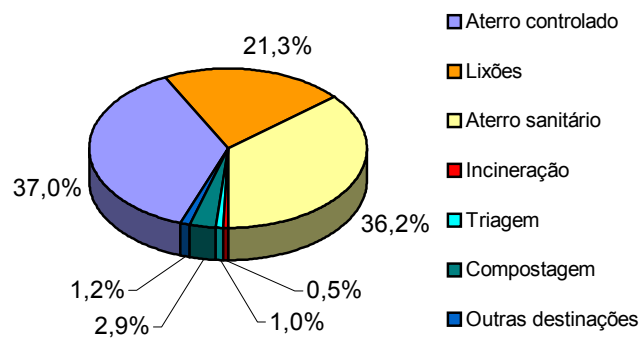


**Figura 2.1-** Distribuição da geração dos resíduos sólidos no Brasil através de suas regiões geográficas. **Fonte:** Adaptado de PNSB (2000).

No levantamento do IBGE realizado no ano de 1991, estimou-se que, no Brasil, as distribuições das destinações do lixo urbano indicariam uma situação muito preocupante. Neste estudo cerca de 76% dos municípios enviavam seus resíduos para lixões ou vazadouros a céu aberto, 13% em aterros controlados, 10% sanitários e 1% para a compostagem. Pelo último PNSB, portanto, esta situação modificou-se significativamente.

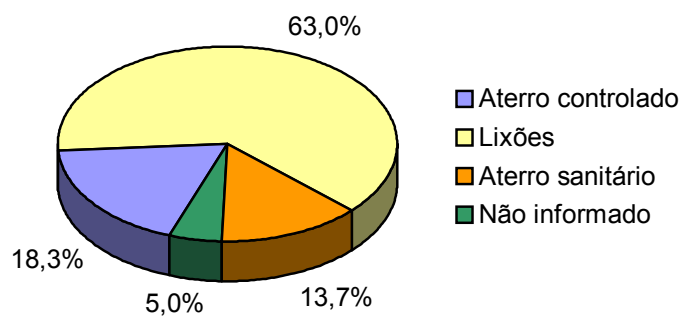
Apesar das quantidades de resíduos domiciliares gerados ter também crescido proporcionalmente, de cerca de 90 mil toneladas por dia, para cerca de 125 mil toneladas por dia, percebe-se que na maioria dos municípios já existe uma preocupação quanto à destinação do lixo.

Na Figura 2.2 apresenta-se a distribuição dos tipos de destinações dos resíduos sólidos urbanos, segundo o PNSB (2000).



**Figura 2.2** - Distribuição dos tipos de destinações dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.  
**Fonte:** Adaptado de PNSB (2000).

Na Figura 2.3, entretanto, observa-se que ainda 63% dos municípios do país destinam seus resíduos para lixões ou vazadouros a céu aberto em contraste com apenas 13,7% de destinação em aterro sanitário. Essa situação seria, portanto, conflitante em relação ao apresentado na Figura 2.2 que indicaria uma situação exageradamente favorável considerando que cerca de 73,2 % dos resíduos vazados nas unidades de destinação estariam sendo adequadamente destinados (MONTEIRO, 2002; JUCÁ, 2002).



**Figura 2.3** - Distribuição das destinações dos resíduos sólidos urbanos por número de municípios. **Fonte:** Adaptado de PNSB (2000).

A situação da disposição de resíduos sólidos urbanos é problema grave de gestão e crescente e que traz comprometimentos a médio e longo prazos aos recursos hídricos e ao

solo e podem ser minimizados mediante a reciclagem de material, possibilitando a sua redução, economia de recursos naturais, proteção ambiental, desenvolvimento econômico e social, e uma série de outros benefícios à comunidade e ao ambiente.

Contrariamente aos sistemas de abastecimento de água e de coleta do esgoto que possuem uma certa sustentabilidade econômica garantida pela arrecadação de recursos através de tarifas historicamente bem aceitas pela população, os sistemas de limpeza urbana são constituídos essencialmente por serviços prestados à comunidade pelo poder público.

MONTEIRO (2002) destaca que estas peculiaridades ocasionam uma certa fragilidade do setor, especialmente em épocas de mudanças do governo municipal ou no encerramento de contratos com empresas de coleta ou de operação de aterros. Neste sentido, este mesmo autor enfatiza que a possibilidade da transformação de aterro sanitário em um lixão em questão de dias é uma possibilidade não remota, já que a operação de aterros necessita de certos equipamentos e de pessoal.

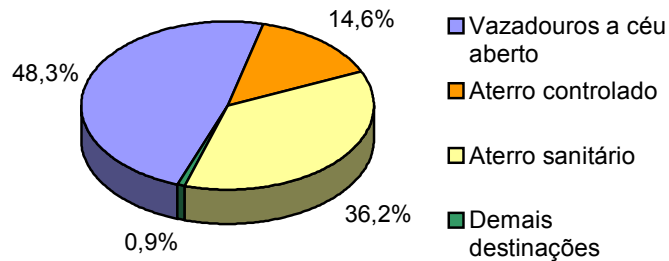
De maneira mais ampla, o sistema de gestão de resíduos sólidos considerando a problemática desde sua coleta até a disposição, deveria ser reavaliada para evitar problemas eventuais e colapsos no sistema de limpeza urbana.

## **2.6. Situação dos resíduos sólidos urbanos no Estado de Pernambuco**

A situação do gerenciamento adequado do lixo urbano no Estado de Pernambuco encontra-se ainda muito incipiente e precária quando comparamos com alguns Estados do sul do País como Rio Grande do Sul, Paraná ou São Paulo.

As deficiências na coleta, no transporte, na seleção e sobretudo no destino final revelam um certo descompromisso e a falta de uma política integrada na gestão ambiental dos resíduos urbanos.

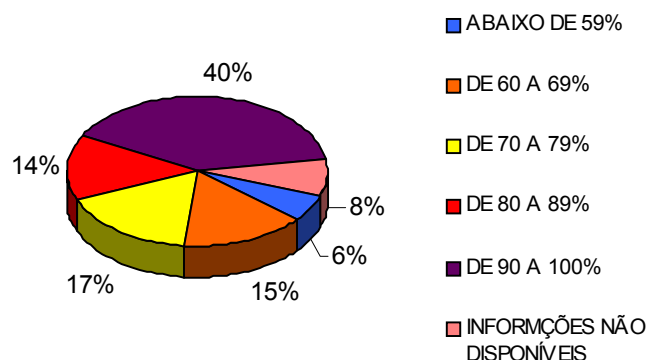
Na região Nordeste a distribuição das destinações dos resíduos sólidos mostra que os lixões ainda representam a destinação mais significativa. Interessante é notar o crescimento da destinação em aterros sanitários em comparação aos aterros controlados. Na Figura 2.4 pode-se observar também que o percentual de outras destinações como compostagem, incineração e a triagem juntos sequer chegam a 1%, ficando abaixo da média nacional.



**Figura 2.4** - Distribuição dos tipos de destinações dos resíduos sólidos na região Nordeste do Brasil. **Fonte:** Adaptado de PNSB (2000).

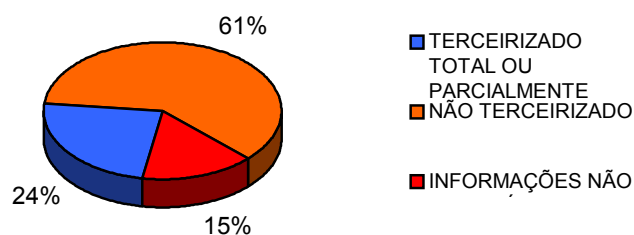
No Estado de Pernambuco são produzidos cerca de 6.281,2 toneladas por dia de resíduos sólidos urbanos segundo o PNSB (2000). Segundo estudo da SECTMA (2000), em cerca de 72 municípios do Estado de Pernambuco existiam 200 lixões, sendo que em 81% deles havia a presença de catadores, em 40% existiam crianças em atividade de catação e em 35% deles há catadores residentes no próprio lixão. Identificou-se também neste diagnóstico que existe apenas 1 aterro sanitário, 6 aterros controlados e 40 unidades de compostagem, das quais apenas 3 funcionando devidamente.

Neste mesmo estudo da SECTMA (2000), observou-se que pelo menos o serviço de coleta alcança a grande maioria da população dentro dos municípios. Em 40% dos municípios temos cobertura do serviço entre 90 e 100%. E em apenas 6% dos municípios o serviço atende abaixo de 59% da população. Na Figura 2.5, apresentamos uma distribuição da cobertura do serviço de limpeza urbana em faixas de cobertura.



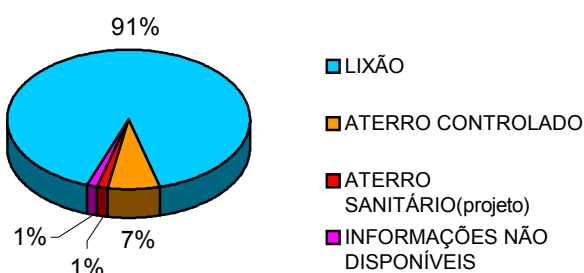
**Figura 2.5**- Distribuição da cobertura do serviço de limpeza urbana em faixas de cobertura no Estado de Pernambuco. **Fonte:** Adaptado de SECTMA (2000).

Evidenciou-se que o serviço de coleta em 61% dos municípios do Estado de Pernambuco, ainda é de responsabilidade direta do município. MONTEIRO (2002) destaca que no Estado de Pernambuco há uma tendência à terceirização que é maior para aqueles municípios com maior porte e arrecadação. Na Figura 2.6 destaca-se a distribuição da responsabilidade pela coleta do lixo urbano no Estado de Pernambuco.



**Figura 2.6-** Distribuição da responsabilidade pela coleta do lixo urbano no Estado de Pernambuco. **Fonte:** Adaptado de SECTMA (2000).

Muito mais preocupante, entretanto, é a avaliação das destinações finais dos resíduos sólidos urbanos. Na Figura 2.7, pode-se observar a distribuição das destinações dos resíduos sólidos urbanos no Estado de Pernambuco por número de municípios.



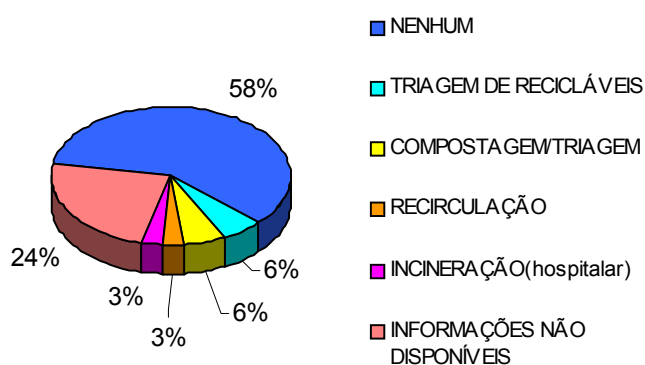
**Figura 2.7-** Distribuição das destinações dos resíduos sólidos urbanos nos municípios inventariados do Estado de Pernambuco. **Fonte:** Adaptado de SECTMA (2000).

É muito preocupante que 91% dos municípios destinem seus resíduos sólidos urbanos em lixões. Estes fato representa um grave problema de gestão ambiental e saúde pública.

Podemos relacionar, a este tipo de disposição inadequada, problemas como: aumento de doenças de veiculação hídrica por contaminação das águas superficiais, contaminação de aquíferos por compostos recalcitrantes, proliferação de vetores de uma infinidade de doenças, problemas de poluição atmosférica, além de problemas sócio-ambientais associados à presença de catadores no lixão.

Os aterros controlados são uma alternativa melhor, em relação aos lixões apesar de ainda apresentarem problemas de poluição mais controlados. Os aterros sanitários ainda são praticamente inexplorados no Estado (SECTMA, 2000).

Em relação ao tratamento pode-se observar uma situação semelhante à da disposição. Em 58% dos municípios não há nenhum tratamento dos resíduos, nem mesmo triagem de recicláveis; em apenas 6% dos mesmos há triagem de recicláveis ou compostagem/triagem. Nota-se ainda que 3% dos municípios empregam a incineração como tratamento de seus resíduos hospitalares. Os demais provavelmente destinam seus resíduos dessa natureza para os lixões ou aterros controlados. Na Figura 2.8 podemos observar a distribuição dos tipos de tratamentos de resíduos sólidos urbanos empregados nos municípios inventariados no Estado de Pernambuco.



**Figura 2.8**-Distribuição dos tipos de tratamentos de resíduos sólidos urbanos empregados no Estado de Pernambuco. **Fonte:** Adaptado de SECTMA (2000).

## 2.7. Situação dos aterros da Região Metropolitana do Recife

Nas Tabelas 2.6 e 2.7, pode-se avaliar a situação atual e uma projeção estatística para o ano de 2010 para a Região Metropolitana do Recife. É esperado um crescimento proporcional para o restante do Estado de Pernambuco.

**Tabela 2.6-** Situação dos aterros/lixões da Região Metropolitana do Recife

Município	Caracterização do destino				Custo operacional (R\$)
	Denominação	Localização	Tipo	Área (ha)	
Abreu e Lima	Iamã	Zona rural	Lixão	-	-
Araçoiaba	-	Às margens da PE-41	Lixão	-	-
Cabo de Santo Agostinho	Estrada Preta	-	Vazadouro à céu aberto	02	5,5
Camaragibe	Camaragibe	2,5 km da BR-408	Lixão	-	-
Igarassu	Sr.Nino	Próximo à Nova Cruz	Lixão	-	-
Ilha de Itamaracá	Oiteiro	À 1 km do Pilar	Lixão	05	-
Ipojuca	Canoas	-	Lixão	-	-
Itapissuma	-	R. Barão de Itapissuma	Lixão	-	-
Jaboatão dos Guararapes	Muribeca	-	Aterro controlado	60	-
Moreno	-	-	-	-	-
Olinda	Aguazinha	Às margens da 2 <sup>o</sup> perimetral	Aterro controlado	15	4,14
Paulista	Jaguarana	-	Vazadouro à céu aberto	-	-
Recife	Muribeca	À 3,8 km da BR-101	Aterro Controlado	60	4,5
São Lourenço da Mata	-	À 3 km do Centro	Lixão	-	-

**Fonte:** IBGE/FIDEM (2000).

Na Tabela 2.7 é apresentada uma projeção da geração de resíduos sólidos para o ano de 2010 na Região Metropolitana do Recife, segundo IBGE/FIDEM (2000).

**Tabela 2.7-** Projeção da geração de RSU para a RMR para o ano de 2010

Município	Projeção da população urbana (hab) <sup>(1)</sup>	Projeção de geração de RSU para o ano de 2010 pra a RMR <sup>(2)</sup>	
		t/d	%
Abreu e Lima	147.600	162,84	2,09
Araçoiaba	17.100	18,81	0,26
Cabo de Santo Agostinho	168.600	198,80	3,05
Camaragibe	134.200	152,56	2,27
Igarassu	120.000	141,48	2,04
Ilha de Itamaracá	20.400	23,92 <sup>(3)</sup>	0,3
Ipojuca	54.000	63,31	1,03
Itapissuma	24.300	28,4	0,41
Jaboatão dos Guararapes	825.700	967,59	13,18
Moreno	46.900	52,15	0,84
Olinda	453.200	531,58	8,12
Paulista	395.900	466,07	6,14
Recife	1.432.600 <sup>(4)</sup>	3.410,01 <sup>(5)</sup>	58,02
São Lourenço da Mata	153.200	169,29	2,25
RMR	3.993.700	6.386,9	100,00

(1)-Projeção FIDEM 1997 (2)-EMLURB/PCR-0,7kg/hab/dia (3)-Não considerada a população flutuante

(4)-População flutuante ≈ 650.000ha (5)-1,5kg/hab/dia

**Fonte:** IBGE/FIDEM (2000)



## **CAPÍTULO 3 – CONSIDERAÇÕES TÉCNICAS SOBRE AS PRINCIPAIS FORMAS DE DESTINAÇÃO DO LIXO URBANO, OS SUBPRODUTOS GERADOS, SUA TRATABILIDADE E RISCOS AMBIENTAIS**

---

### **3.1. Aterros sanitários**

As principais formas de destinação dos resíduos sólidos urbanos são os aterros sanitários, valas ou aterros controlados e os lixões.

Historicamente os aterros sanitários têm sido o método mais utilizado para a destinação de resíduos sólidos na maioria dos países do mundo, sendo na atualidade uma das alternativas de tratamento mais empregadas (REITZEL *et al.*, 1991; POHLAND e HARPER, 1986 *apud* IZA *et al.*, 1992; STEGMANN, 1995 *apud* AHEL *et al.*, 1998; FERNÁNDEZ-VIÑA, 2000).

O aterro sanitário é um método de disposição de resíduos sólidos que foi desenvolvido na década de 30 nos Estados Unidos, como uma alternativa à disposição a céu aberto (*open dumps*). Segundo MERBACH JR. (1989), em 1939, o Departamento de Engenharia da Universidade de Nova Iorque (EUA) iniciou estudos que tiveram seus resultados apresentados três anos após e serviram como um esboço inicial para se entender a complexidade das interações bioquímicas que ocorriam nesse sistema complexo.

Pode-se destacar Merz como um precursor de estudos técnicos até então ainda muito incipientes. Em 1952 este autor publica um trabalho que visa a otimização do volume prático ideal do aterro no qual a maioria dos despejos poderia ser dispostos e ao mesmo tempo também estudou a sua decomposição (MERBACH JR., 1989). Em 1964 o autor analisou quantitativamente e qualitativamente a produção de biogás em células de aterros experimentais e dois anos após estudou o comportamento aeróbio numa célula em separado. Em 1967 este autor já demonstrava preocupação em relacionar a produção de lixívia a partir da precipitação pluviométrica.

Na década de 70, uma quantidade grande de pesquisadores já demonstrava interesse em tratar do problema da disposição de resíduos como uma questão prioritária. É dessa década a visão que o aterro deveria ser tratado como um problema de engenharia.

Em 1976 a EPA (*Environmental Protection Agency*) inicia nos Estados Unidos um estudo onde foram inventariadas as áreas de disposição de resíduos inadequadas. As primeiras normativas relativas ao adequado manejo de resíduos sólidos vêm dessa época.

Nas últimas décadas nota-se uma tendência elevada do uso desta técnica como uma das mais adequadas para o tratamento de resíduos.

Este fato é justificado pela versatilidade de adequação desse método de disposição às condições físicas e econômicas locais e a novas metodologias e tecnologias que vêm sofrendo sucessivas e rápidas transformações.

O aterro sanitário é um processo utilizado para a disposição de resíduos sólidos no solo, particularmente, lixo domiciliar, que fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite a confinamento segura em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública (SALVATO, 1970 *apud* MERBACH JR., 1989; BIDONE e POVINELLI, 1999; FERNÁNDEZ- VIÑA, 2000).

O aterro sanitário é considerado uma obra de engenharia. Sua vida útil é determinada por vários condicionantes, tendo como principais, a área de implantação, o relevo e o material a ser depositado.

Em função da área apresentada, é possível estimar o volume de lixo que poderá ser recebido pelo aterro sanitário. A geometria de um aterro depende do relevo da região, e os mais comuns são os de conformação piramidal e os que têm encostas como limite.

Um aterro sanitário deve necessariamente possuir, além de um eficiente recobrimento e compactação, uma impermeabilização de fundo, o que impossibilitará a contaminação de mananciais subterrâneos e superficiais através da infiltração do líquido lixiviado do lixo (chorume), de altas cargas poluidoras. Deve ainda o aterro possuir sistema de tratamento do chorume e sistema de coleta e queima/reaproveitamento do gás de aterro (LFG-*Landfill gas*). Um aterro sanitário gera, portanto, subprodutos potencialmente poluidores em fase líquida, sólida e gasosa, resultantes da decomposição anaeróbica/aeróbica da massa de lixo, por ação microbiana.

### **3.2. Subprodutos gerados nos aterros sanitários**

A geração de gás e chorume, além de perigos à saúde pública, é uma consequência inevitável da prática de disposição dos resíduos em aterros e, de forma descontrolada, apresenta sérios problemas ambientais. Estes problemas incluem riscos de incêndio, odor desagradável, recalques inesperados, e poluição da água e do ar (MELO, 2000).

O conhecimento da área destinada ao aterro, bem como o monitoramento dos resíduos aterrados, dos líquidos e gases gerados, torna-se necessário para que sejam adotadas soluções viáveis e sustentáveis, tanto do ponto de vista ambiental e sanitário como sócio-econômico, para evitar os possíveis impactos ambientais provocados pela disposição dos resíduos.

#### **3.2.1. Subprodutos gasosos**

O gás de aterro (LFG) é uma mistura de diferentes gases e suas propriedades podem variar na sua composição. A essa mistura de gases genericamente denomina-se de biogás. Esse gás é constituído predominantemente por metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (QIN *et al.*, 2001), que vêm a colaborar como o efeito estufa (ARIGALA *et al.*, 1995). Além disso, a inflamabilidade e explosividade deste gás são notórias devido à presença do metano. Os resíduos destinados a aterros são constituídos por uma parcela considerável de materiais biodegradáveis, que na sua decomposição geram uma apreciável quantidade de gases voláteis.

Segundo KAYHANIAN *et al.* (1991) *apud* PINTO (2000) o biogás possui energia térmica da ordem de  $26 \text{ MJ/m}^3$  em virtude principalmente das altas concentrações de metano. Muitas considerações sobre o seu aproveitamento e/ou mesmo aplicações têm sido discutidas em todo o mundo, entretanto, ainda não se estabeleceu definitivamente sua viabilidade econômica como um insumo energético (BIDONE e POVINELLI, 1999). O seu uso na geração de eletricidade e calor representaria uma contribuição significativa na conservação de energia e na redução da poluição do ar. Os gases formados são consequência da intensa atividade microbiana na massa de substrato dos resíduos.

A geração do biogás se dá imediatamente no momento do aterramento dos resíduos e pode se estender por décadas (QIN *et al.*, 2001). Durante toda a vida do aterro, há predominância da liberação do gás CO<sub>2</sub>. Em aterros maduros o gás é composto basicamente por CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (DAVIS e CORNWELL, 1998). As características do biogás, entretanto podem ser muito variáveis em função das características gravimétricas do lixo, da idade e da fase de degradação do aterro e das condições autóctones e climáticas da região.

O controle das emissões gasosas é geralmente realizado apenas com a queima a céu aberto desse gás, através de grandes tubulações colocadas em pontos estrategicamente posicionados, de forma a coletar o mais uniformemente o gás gerado.

Outros subprodutos voláteis, entretanto também possuem um alto potencial poluidor (H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, CO). A composição média do LFG é indicada na Tabela 3.1, segundo TCHOBANOGLIOUS (1993).

**Tabela 3.1-**Constituintes típicos do gás de aterro (*LFG*)

COMPONENTES	%
CH <sub>4</sub>	45-90
CO <sub>2</sub>	40-60
N <sub>2</sub>	2-5
O <sub>2</sub>	0,1-1,0
Sulfetos, dissulfetos, mercaptanas	0-1,0
NH <sub>3</sub>	0,1-1
H <sub>2</sub>	0-0,2
CO	0-0,2
Traços de outros constituintes variados	0,01-0,06

**Fonte:** TCHOBANOGLIOUS (1993).

Segundo REES (1980) *apud* PINTO (2000), altas taxas de produção de metano são devido principalmente a dois fatores inerentes a natureza do resíduo sólido:

- (i) a umidade do resíduo (em torno de 55%);
- (ii) a densidade absoluta do resíduo (0,5 a 1 ton / m<sup>3</sup>).

O autor destaca que um balanceamento ótimo desses dois fatores permite que a fermentação e hidrólise ocorra de forma mais controlada.

Faz-se necessário, portanto, um monitoramento periódico da área do entorno e das próprias células do aterro de forma a detectar quaisquer variações indevidas na degradação da matéria confinada.

### **3.2.2. Subprodutos líquidos: características quantitativas e qualitativas dos lixiviados**

Ao se aterrar determinada porção de resíduos sólidos, havendo nesta massa materiais passíveis de decomposição microbiológica, há formação de subprodutos líquidos e gasosos resultantes da ação microbiana sobre o material de origem (OLIVEIRA, 1999).

Segundo PEREIRA NETO (1996), da degradação anaeróbia natural da matéria orgânica surge o lixiviado, que geralmente é denominado por percolado, chorume ou sumeiro.

O chorume pode ser definido como a fase líquida da massa aterrada, que percola através desta removendo materiais orgânicos e inorgânicos dissolvidos ou suspensos (BERRUETA *et al.*, 1996). Na maioria dos aterros sanitários, o chorume é composto pelo líquido que entra na massa aterrada de lixo advindo de fontes externas, tais como sistemas de drenagem superficial, chuva, lençol freático, nascentes e aqueles resultantes da decomposição do lixo.

O chorume é formado pela digestão de matéria orgânica sólida, por ação de exoenzimas produzidas por microrganismos (LIMA, 1988 *apud* PESSIN, 2000). A função dessas enzimas é solubilizar a matéria orgânica para que possa ser assimilada mais facilmente pelas células bacterianas.

A taxa de formação de lixiviado pode ser representada como resultante dos fenômenos físicos da percolação em um maciço homogêneo constituído por um material poroso (ROCCA *et al.*, 1993).

A infiltração da precipitação através do solo é um processo natural, e faz parte do ciclo de recarga do lençol freático; a percolação é a infiltração de água através dos resíduos sólidos, carreando com ela, as substâncias solúveis suspensas no mesmo; e a lixiviação é a

operação que separa certas substâncias, contidas nos resíduos sólidos, por meio de lavagem ou de percolação.

A água das precipitações que se infiltra e percola na massa de resíduos aterrados é indispensável para criar condições metabólicas conducentes a transformações microbianas no seu seio. A umidade tem grande influência na formação do chorume, já que um alto teor favorece a decomposição anaeróbia.

Um dos fatores, entretanto, que influenciam a geração dos lixiviados é a capacidade de campo. Existe um conceito teórico de que os resíduos continuam a absorver água até que seja atingida a capacidade de campo e que a partir daí, liberará água na mesma proporção em que recebe, mas isto é uma simplificação grosseira. Com efeito, a capacidade de campo altera-se com o tempo, estágio de degradação dos resíduos e a taxa de compactação a que estão submetidos os resíduos.

Alguma percolação poderá formar-se, antes que a capacidade de retenção tenha sido atingida, porque os resíduos, não sendo homogêneos, apresentam canais, e alguns destes, também não absorvem a água prontamente.

Quando aumenta o nível de água no local do aterro, surgem dois efeitos indesejáveis: primeiro, considerando a Lei de Darcy, há o aumento da pressão do percolado, que resulta num aumento da taxa de vazamento do líquido percolado no local, agravando o risco de possível contaminação da água subterrânea; segundo, é que, em tais circunstâncias, o nível de água contaminada pode alcançar o topo da escavação, com a conseqüente dispersão lateral e possível ameaça às fontes da superfície (SCHALCH, 1984).

Do ponto de vista de qualidade, o chorume apresenta altas concentrações de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de substâncias inorgânicas agregadas. Devido à variedade de substâncias de origens diversas no lixo urbano, uma enorme gama de compostos podem estar presentes nesta lixívia.

### **3.2.3. Métodos para se estimar a geração de lixiviado em aterro sanitário**

O volume dos lixiviados gerado em um aterro constitui um dos mais importantes fatores para a caracterização deste efluente. O local, as características dos resíduos depositados, o tamanho das partículas, o clima, o método de exploração, o tipo e a

qualidade das infraestruturas de drenagem e impermeabilização constituem fatores que influenciam e afetam as características quantitativas dos lixiviados.

A geração de lixiviado poderia ser entendida como a resultante das contribuições de água que entram no aterro subtraindo-se as quantidades de água consumidas pelas reações químicas e bioquímicas no interior do aterro bem como a quantidade de água que sai do aterro na forma de vapor d'água.

O balanço hídrico em aterros sanitários baseia-se no princípio da conservação da massa de água no sistema (aterro), sintetizado do seguinte modo:

Entrada de água no sistema = saída de água do sistema + água retida no sistema.

Na expressão (1) observamos matematicamente que a geração de lixiviados é a resultante de vários fatores:

$$L_0 = P + Ar + Amc \pm ESS \pm Ab - ETS - Ad \quad (1)$$

*Entradas de água:*

- 1) Chuvas que caem na zona de deposição ( $P$ );
- 2) Umidade residual dos resíduos depositados (incluindo lodos) ( $Ar$ );
- 3) Umidade residual proveniente do solo de cobertura das camadas ( $Amc$ );

*Saídas de água:*

- 1) Lixiviados ( $L_0$ );
- 2) Evaporação e Evapotranspiração ( $ETS$ );
- 3) Água retida na massa de resíduos ( $Ad$ ).

Alguns termos, entretanto podem ter influência positiva ou negativa no balanço hídrico em função de fatores temporais ou ligados a própria natureza física do aterro:

- 1) Escoamento superficial e sub-superficial (incluindo infiltrações de águas subterrâneas) (*ESS*);
- 2) Produção ou consumo de água devido à degradação biológica (incluindo a água consumida na formação do biogás) (*Ab*).

Esta equação pode ser modelada por intermédio desses parâmetros e calculada de modos diversos. Em função da complexidade da obtenção de alguns desses parâmetros, algumas simplificações ou uso de valores empíricos podem ser adotados.

De acordo com LU *et al.* (1981, 1984) estão disponíveis mais de 240 métodos de cálculo diferentes envolvendo a combinação de fatores citados anteriormente, salientando-se a necessidade dos seguintes dados: volume, duração e quantidade de precipitação, tipo de solo, topografia, cobertura vegetal, inclinação da superfície, área do aterro, escoamento superficial, capacidade de infiltração, temperatura diária, ventos, evaporação, evapotranspiração, perdas de água, umidade do solo de cobertura, umidade dos resíduos, capacidade de campo, latitude do local, entre outros.

Para estimar a produção de lixiviados de aterros sanitários, utilizando o balanço hídrico, FENN *et al.*, em 1975 apresentaram um método detalhado de cálculo. Este método é mais usual para aterros de grandes dimensões, de forma que a se justifique o esforço de cálculo em função de uma maior precisão.

Mais tarde, DASS *et al.* (1977) apresentaram uma metodologia de cálculo baseada no balanço da umidade no aterro sanitário de Wisconsin (EUA), baseado na percolação líquida e na perda líquida em aterro. PFEFFER (1992) conduziu ao estabelecimento da estimativa do volume de lixiviado de modo mais simplificado baseado no percurso da umidade intrínseca no sistema aterro sanitário (AS).

A falta de praticidade em utilizar tão vasta quantidade de dados e métodos intermediários de cálculo, conduziu ao aparecimento de modelos baseados no cálculo automático. Destacam-se o método do Laboratório Hidrográfico do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*Modelo USDAHL*), adaptado por LUTTON *et al.* (1979) às condições dos aterros sanitários.



Um modelo mais completo foi desenvolvido por PERRIER *et al.* (1980) especificamente adaptado para aterros, designado *Hydrologic Simulation on Solid Waste Disposal Sites (Modelo HSSWDS)*, cujo objetivo foi testar parâmetros importantes para projeto, para o seu estabelecimento como regra de projeto.

O *United States Army Corps of Engineers* desenvolveu um programa automático denominado *Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP)*, que é um modelo hidrológico *quasi* bi-dimensional de avaliação da performance de um AS, para determinação rápida e econômica do volume de lixiviado esperado num dado aterro, aplicado com sucesso em diversos aterros sanitários dos EUA.

Um outro método bastante difundido por projetistas e técnicos da área é o método Suíço. A simplicidade de cálculo deste método é sem dúvida seu maior atrativo, entretanto as simplificações deixam a desejar quanto à precisão dos resultados obtidos.

Este método seria justificado para aterros de tamanho menor, de forma que a obtenção dos parâmetros necessários a outros métodos mais precisos não seria justificável. A estimativa de geração de percolado através do método Suíço é dado pela expressão (2) (ORTH, 1981 *apud* CAPELO NETO, 1999):

$$Q = \frac{P.A.K}{t} \quad (2)$$

Onde:

Q = Vazão média de líquido lixiviado (l/s);

P = Precipitação anual média (mm);

A = Área do aterro (m<sup>2</sup>);

t = Número de segundos em 1 ano (31.536.000 s)

K = Coeficiente adimensional que depende do grau de compactação do lixo

Na Tabela 3.2 apresenta-se os valores de K para aplicação do método Suíço em função do peso específico do lixo.

**Tabela 3.2-** Valores de K para aplicação do método Suíço em função do peso específico do lixo.

<b>TIPO DE ATERRO</b>	<b>PESO ESPECÍFICO DO LIXO</b>	<b>K</b>
Aterros fracamente compactados	0,4 a 0,7 ton / m <sup>3</sup>	0,25 a 0,5
Aterros fortemente compactados	Acima de 0,7 ton / m <sup>3</sup>	0,15 a 0,25

**Fonte:** ORTH (1981) *apud* CAPELO NETO (1999).

Para regiões com precipitação média anual superior a 750 mm de água, a probabilidade de geração de lixiviados num aterro sanitário é muito grande, enquanto que para precipitações anuais inferiores a 350 mm de água, a probabilidade de formação de lixiviados é quase nula (KEENAN, 1986). Dos estudos hidrológicos em solos realizados por SAXTON (1983) *apud* RUSSO e VIEIRA (2000), sugere-se que precipitações anuais inferiores a 400 mm são integralmente evapotranspiradas, não produzindo lixiviados.

BLIGHT *et al.* (1997) citados por CAPELO NETO *et al.* (1999), consideram em seus estudos preliminares que aterros sanitários situados em regiões onde predomina um balanço hídrico deficitário, pouco ou nenhum percolado será produzido. Outros autores como FENN *et al.* (1975), BURNS e KAPINSKY (1980) e HOLMES (1980) estão em concordância com esta hipótese (CAPELO NETO *et al.* 1999; RUSSO e VIEIRA, 2000).

A infiltração das águas através dos resíduos, além de aumentar o volume do chorume produzido, pode causar uma elevação do nível do lençol freático dentro ou abaixo do aterro (FREEZE e CHERRY, 1979 *apud* PERRIER JR., 1998), com exceção de regiões áridas onde o nível freático encontra-se muito abaixo do nível do aterro. Esta elevação promove um movimento descendente do chorume que pode poluir o aquífero freático, além de provocar o aparecimento de fontes nas bordas do aterro, ou o surgimento de córregos ou outros corpos d'água superficiais nas proximidades.

A gestão dos lixiviados com vista à sua minimização é apresentada em trabalhos de LUNDGREN *et al.* (1987) *apud* RUSSO e VIEIRA (2000), sugerindo a maximização do escoamento superficial no aterro, através do recobrimento adequado da zona explorada, incluindo impermeabilização com mantas artificiais, a adoção de inclinações nos topos dos alvéolos e seu recobrimento com materiais de boa adesão e boa impermeabilidade.

### 3.3. Características qualitativas dos lixiviados

Diversos fatores contribuem para as características qualitativas dos lixiviados, em aterros sanitários, dos quais se destacam como os principais: as condições meteorológicas locais (estação do ano, precipitação, umidade relativa do ar, temperatura e a direção e intensidade dos ventos), idade e natureza dos resíduos sólidos (composição gravimétrica, nível de matéria orgânica, qualidade e quantidade de recicláveis, densidade e umidade inicial dos resíduos), da geologia e hidrogeologia local (tipo e composição do solo, grau de compactação e capacidade de retenção de umidade, evaporação e evapotranspiração, escoamento superficial e subsuperficial e/ou infiltrações subterrâneas), as condições de operação do aterro (conformação e cobertura das células, grau de compactação dos resíduos, tipo de equipamento, recirculação do percolado), a topografia (área e perfil do aterro) e os hábitos culturais da população (LECKIE, *et al.*, 1979; LU *et al.*, 1981; REITZEL *et al.*, 1991; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; BERRUETA *et al.*, 1996; TORRES *et al.*, 1997; OLIVEIRA, 1999; BIDONE e POVINELLI, 1999; IM *et al.*, 2001).

Dessa forma, as características de um determinado chorume poderiam ser expressas como a resultante desses variados fatores atuando conjuntamente com a biota autóctone e presente no lixo. É devido a este fato que na literatura se encontram valores tão diversos para os parâmetros de caracterização de chorume.

Um grande número de compostos tais como proteínas, carboidratos, aminoácidos halogênios orgânicos compostos fenólicos e hidróxi-aromáticos podem ser facilmente encontrados em lixiviados de aterros (BERRUETA *et al.*, 1996). A literatura destaca alguns contaminantes dos lixiviados onde se pode destacar:

- Substâncias orgânicas alicíclicas, aromáticas e poliaromáticas;
- Nitrogênio na forma de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato;
- Halogênios inorgânicos, carbonatos, cloretos, sulfatos;
- Íons de metais alcalinos, alcalinos terrosos e pesados.

A maior parte do material orgânico presente nos lixiviados é formado por compostos húmicos de alto peso molecular associados predominantemente a colóides (JENSEN e CHRISTENSEN, 1999).

Espécies orgânicas mais simples como o ácido acético, propiônico e butírico são comuns na maioria dos chorumes e suas concentrações podem estar inclusive associados à fase degradativa em que se encontra o aterro. A presença desses ácidos carboxílicos, entretanto, pode ser preocupante, pois a literatura cita que podem favorecer a lixiviação de metais.

Segundo PAXÉUS (2000), os hidrocarbonetos encontrados em todos os chorumes são predominantemente de estrutura cíclica com alguns alcanos e alcenos presente como elementos traço.

Este autor realizou um promissor estudo identificando quantitativamente cerca de 209 diferentes compostos orgânicos em chorumes de três aterros na Suécia, sendo que 28 eram desses poluentes prioritários. Foram identificados hidrocarbonetos cíclicos como o ciclohexano e ciclohexanos substituídos; compostos bicíclicos como o tetralin; aromáticos como benzeno, benzenos substituídos e clorados, toluenos e xilenos; naftalenos; álcoois e éteres cíclicos e alicíclicos; cetonas, ácidos como o ácido benzóico; fenóis; ftalatos; furanos; compostos nitrogenados e fosforados. Este estudo indica a complexidade dessa lixívia.

GUIMARÃES (2000), também destaca a presença de organoclorados como o cloreto de metileno, dicloroetano e triclorofluorometano além de aromáticos clorados como o mono e diclorobenzeno de toxicidade elevada. Esses compostos podem interferir nos processos metabólicos da microbiota autóctone como também em sistemas de tratamento biológico.

FIELD *et al.* (1995), destaca a possível origem industrial de alguns compostos aromáticos tóxicos na Tabela 3.3.

Percebe-se que a maioria das fontes destacadas são de presença comum em lixos urbanos.

A lixiviação do lixo associado a processos metabólicos microbianos certamente favorece a solubilização de tais substâncias para o chorume.

**Tabela 3.3-** Fontes de poluição por compostos antropogênicos aromáticos tóxicos.

COMPOSTOS AROMÁTICOS	FONTES INDUSTRIAIS
BTEX	combustíveis fósseis, solventes,
Estireno	Plásticos
PAH	combustíveis fósseis, preservantes de madeiras
Alquilfenóis	sulfactantes, detergentes
Sulfo-aromáticos	sulfactantes, detergentes, despulpamento com sulfito, corantes
Amino-aromáticos	pesticidas, corantes, pigmentos, fármacos
Azo-aromáticos	Corantes
Nitroaromáticos	explosivos, fármacos, pesticidas, corantes
Clorofenóis e dioxinas	preservantes de madeiras, pesticidas, efluentes de branqueamento de polpa
Hidrocarbonetos cloroaromáticos e PCB's	pesticidas, solventes, fluidos hidráulicos e dielétricos

BTEX=benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno; PAH= hidrocarbonetos aromáticos policíclicos;

PCB's = bifenilas policloradas.

**Fonte:** FIELD *et al.* (1995).

Na caracterização deste efluente, entretanto, faz-se uso geralmente dos parâmetros físico-químicos comuns usados na caracterização de efluentes urbanos e industriais.

Na Tabela 3.4 apresentamos os principais parâmetros de caracterização de chorumes e suas faixas de variação típicas.

**Tabela 3.4-** Características físico-químicas dos lixiviados de aterros sanitários novos e antigos

Parâmetros*	Aterros Novos		Aterros com mais de 10 anos
	Intervalo Típico	Média típica	Média típica
DBO <sub>5</sub>	2.000-30.000	10.000	100-200
DQO	3.000-60.000	18.000	100-500
COT	1.500-20.000	6.000	80-160
SST	200-2.000	500	100-400
Nitrogênio orgânico	10-800	200	80-120
Nitrogênio amoniacal	10-800	200	20-40
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	5-40	25	5-10
P <sub>tot</sub>	5-100	30	5-10
Ortofosfatos	4-80	20	4-80
Alcalinidade em CaCO <sub>3</sub>	1.000-10.000	3.000	200-1.000
Dureza total em CaCO <sub>3</sub>	300-10.000	3.500	200-500
pH	4,5-7,5	6,00	6,6-7,5
Nitratos	5-40	-	5-10
Cloretos	200-3.000	-	100-500
Ferro	50-1200	-	10-400
Sódio	200-3.000	-	100-200
Potássio	200-1.000	-	50-400
Cálcio	200-3.000	-	100-400
Magnésio	50-1500	-	50-200

\* Valores em mg/L, exceto pH

**Fonte:** Adaptado de CROWFORD e SMITH (1985); TCHOBANOUGLOUS *et al.* (1986) *apud* FERNÁNDEZ-VIÑA (2000).

Pode-se verificar que em função da evolução da idade do aterro há uma tendência de decaimento das cargas poluidoras em todos os parâmetros analisados. Na Tabela 3.5 apresenta-se alguns dados da composição de lixiviados de aterros sanitários em função da evolução de sua idade, onde se pode verificar esta hipótese.

**Tabela 3.5-** Evolução das características da composição de lixiviados de aterros sanitários em função da sua idade.

Parâmetros *	Idade do aterro		
	1 ano	5 anos	16 anos
pH	5,2-6,4	6,3	-
DBO <sub>5</sub>	7.500-28.000	4.000	80
DQO	10.000-40.000	8.000	400
SST	100-700	-	-
SDT	10.000-14.000	6790	1200
Alcalinidade em CaCO <sub>3</sub>	800-4.000	5810	2250
Dureza total em CaCO <sub>3</sub>	3.500-5.000	2.200	540
P <sub>tot</sub>	25-35	12	8
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	23-33	-	-
NH <sub>4</sub> -N	56-482	-	-
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,2-0,8	0,5	1,6
Potássio	295-310	610	39
Sulfato	400-50	2	2
Cloretos	600-800	1330	70

\* Valores em mg/L, exceto pH

**Fonte:** PFEFFER *et al.* (1986).

Geralmente os lixiviados apresentam valores de DBO e DQO elevados indicando que apresentam elevados níveis de materiais orgânicos e inorgânicos oxidáveis.

Na Tabela 3.6 apresenta-se a composição de chorumes de diversos aterros segundo alguns autores.

**Tabela 3.6-** Composição do chorume de diversos aterros.

Procedência	DQO	DBO <sub>5</sub>	pH	ST	SS	SSV	NTK	N-NH <sub>3</sub>	REFERÊNCIA
Lisímetro (N)	35,5	15	5,0	21,5	-	-	0,85	80	CAMERON e KOCH (1980)
Países Baixos (N)	31,6	-	5,7	-	-	-	1,0	-	BEKKER e KASPERS (1981)
Países Baixos (N)	25	-	5,7	-	-	-	0,7	-	BEKKER e KASPERS (1981)
Reino Unido (N)	23,8	11,9	6,2	-	0,54	0,22	-	0,73	ROBINSON e MARIS (1985)
França (N)	48	17	6,0	-	0,20	-	1,9	1,20	MILLOT <i>et al.</i> (1987)
Canadá (N)	13,8	9,7	5,8	12,7	-	-	-	-	HENRY <i>et al.</i> (1987)
Espanha (N)	20,1/50,6	7,5/11	5,9/6,3	8,1/33	-	-	-	-	CONTRERAS <i>et al.</i> (1988)
Espanha (N)	10	-	8,0	-	1,2	0,96	-	<1,0	MENDEZ <i>et al.</i> , 1989
Lisímetro (MI)	18	13	5,8	9,0	-	-	0,33	17	CAMERON e KOCH (1980)
Canadá (MI)	3,8	1,1	6,4	5,3	2,39	1,24	-	-	HENRY <i>et al.</i> (1987)
Canadá (MI)	1,2	0,37	7,9	-	-	-	-	-	KELLY (1987)
Espanha (MI)	22,0	-	8,0	-	0,4/5,0	0,2/2	-	<1,0	LEMA <i>et al.</i> (1987)
Reino Unido (A)	0,67	0,07	7,5	-	-	-	-	5,4	ROBINSON (1983)
Reino Unido (A)	1,2	0,26	7,5	-	0,10	0,06	-	4,2	ROBINSON e MARIS (1985)
Canadá (A)	1,9	0,9	6,6	3,1	2,98	-	-	-	HENRY <i>et al.</i> (1987)
França (A)	1,4	0,07	8,3	-	0,17	-	0,59	-	MILLOT <i>et al.</i> (1987)
Espanha (A)	1,1/1,7	0,1/0,5	6,9/8,3	4,3/9,8	-	-	-	-	CONTRERAS <i>et al.</i> , 1988
Espanha (A)	1,2	-	7,6	-	0,35	0,28	-	<0,5	MENDEZ <i>et al.</i> (1989)
Lisímetro	40	15,4	5,3	-	-	-	0,82	14,8	POHLAND (1980)
Lisímetro	13	8,1	5,4	6,9	0,46	0,28	0,17	16,0	WONG e MAVINIC (1982)
Brasil	18,1	11,0	6,6	14,4	10,8	-	0,71	22,7	VEIT <i>et al.</i> (1983)
Brasil	7,2	3,7	7,2	16,6	15,0	-	1,0	-	VEIT <i>et al.</i> (1983)
EUA	0,04/90	0,08/33	3,7/8,5	0/6	0,01/0,7	-	-	6,5/8,5	GOULD e RAMSEY (1983)
EUA/Itália	3/45	2,0-30	5,3/8,5	-	-	-	-	5,3/50	COSSU (1982)

**Obs:** Todos parâmetros em g/L, exceto pH; N=Novo; MI= Meia Idade; A=Antigo.

**Fonte:** Adaptado de MÊNDEZ *et al.*(1988)

O chorume é em geral um líquido que apresenta altos teores de metais alcalinos, como o sódio, o cálcio, o potássio e o magnésio. OLIVEIRA (1999), indica que altos teores



de metais pesados como o chumbo, o cádmio, cromo, ferro e alumínio, entre outros, são devido principalmente à disposição inadequada de pilhas e baterias e impressos em geral, entre outros. Na Tabela 3.7 apresenta-se dados sobre metais pesados em lixiviados de aterros de diversos países segundo vários autores.

**Tabela 3.7-** Dados sobre metais pesados em lixiviados de aterros de diversos países

Origem	Zn	Mn	Ni	Cr	Cu	Pb	Cd	Referência
Holanda (N)	26	-	0,43	0,32	0,30	0,12	0,02	BEKKER e KASPERS (1981)
Espanha (N)	0,53-1,40	4,8-7,6	0,3-0,5	0,13-0,57	0,08-0,19	0,05-0,45	-	CONTRERAS <i>et al.</i> (1988)
Inglaterra (V)	0,37	2,15	0,09	0,04	0,03	0,14	0,01	ROBINSON e MARIS (1985)
Espanha	0,24-0,56	0,05-0,4	0,47-0,5	0,17-0,23	0,1-0,14	0,07-0,17	-	CONTRERAS <i>et al.</i> (1988)
Brasil	6,3-10,4	2,4-15,2	-	0,41-0,75	0,14-0,29	0,58-0,68	0,06	VEIT <i>et al.</i> (1983)
Portugal (MI)	1,92	-	0,12	0,68	0,681	0,37	0,035	RUSSO (1999)
USA	0,0-370	0,1-125	-	-	0,0-10	0,1-2,0	0,0-0,05	GOULD e RAMSEY (1983)

**Obs:** Todos parâmetros em g/L, exceto pH; N=Novo; MI= Meia Idade.

**Fonte:** Adaptado de RUSSO *et al.*(2000).

Na Tabela 3.8 apresentamos as possíveis origens de íons metálicos em lixiviados de aterros, segundo SEGATO e SILVA (2000).

**Tabela 3.8-** Possíveis origens de íons metálicos em lixiviados de aterros

Íons	Origem
Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>	Materiais orgânicos, entulhos de construções e cascas de ovos
Cu <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup> , Sn <sup>2+</sup>	Material eletrônico, latas e tampas de garrafas
Hg <sup>2+</sup> , Mn <sup>2+</sup>	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni <sup>2+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Pb <sup>2+</sup>	Baterias recarregáveis (celulares, telefones sem fio, automóveis), pilhas de relógios
Al <sup>3+</sup>	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral
As <sup>3+</sup> , Sb <sup>3+</sup> , Cr <sup>3+</sup>	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

**Fonte:** SEGATO e SILVA (2000).

Microbiologicamente, o chorume é uma mistura complexa de vários consórcios microbianos sendo identificados por vários autores diversas espécies microbianas (*Clostridium populiti*, *Streptococcus bovis*, *Selemonas ruminatium*, *Syntrophobacter wolfei*, entre tantas outras espécies) nas diversas etapas do processo de decomposição do resíduo sólido (PALMISANO e BARLAZ, 1996).

A temperatura do chorume é função da atividade microbiana, e valores na faixa de 30-55°C são encontrados na literatura (MARIANO e JUCÁ, 1998).

### **3.4. Tratabilidade dos lixiviados**

A tarefa de planificar e decidir por algum tipo de tratamento e depuração dos lixiviados é um processo muito complexo que requer conhecimentos acerca do aterro, da quantidade e qualidade do lixiviado gerado, do grau de tratamento necessário e dos métodos de disposição final dos efluentes e dos resíduos (FERNÁNDEZ-VIÑA, 2000).

As questões principais limitantes acabam sendo, além da disponibilidade de local e das características próprias do chorume (o volume e a concentração de poluentes), a melhor tecnologia disponível, fatores da engenharia (declividades acentuadas, conformações estruturais) e a relação custo/benefício.

Os dados já apresentados relacionados à caracterização do chorume mostram que os lixiviados constituem uma emissão líquida potencialmente poluente que exige o conveniente tratamento (gestão, drenagem e tratamento propriamente dito). Alguns problemas específicos inerentes ao tratamento de lixiviados são apresentados por FERNÁNDEZ-VIÑA (2000) e relacionam-se diretamente a:

- altas capacidades de contaminação que determinam a seleção e o uso de determinados processos de tratamento;
- diferenças de aterro para aterro que não permitem a aplicação de tratamentos transferidos diretamente em diferentes situações;
- diferentes naturezas dos resíduos depositados;
- flutuações em quantidade e qualidade de lixiviado produzido no aterro em função de fatores climáticos, temporais e sociais.

Com valores de DQO muitas vezes superiores a 200 vezes aos esgotos urbanos, com variações sazonais e de ano para ano, de acordo com o envelhecimento do aterro, a simples transposição dos tratamentos convencionais utilizados para esgotos urbanos por vezes têm se revelado insuficiente para atingir os parâmetros de qualidade e de descarga no meio hídrico receptor.

As características de cada lixiviado e a fase degradativa em que este se encontra, entretanto, por vezes podem ser determinantes na decisão de determinadas operações unitárias.

Devido às variantes de tratamento para os diferentes componentes químicos do chorume, a literatura atesta a existência de diversas alternativas que incluem processos biológicos aeróbios, anaeróbios, métodos físico-químicos e mistos.

FERNÁNDEZ-VIÑA (2000), cita alguns fatores que interferem nos tipos de tratamento dos lixiviados:

*Relacionados às características do lixiviado*

- Concentração de orgânicos e inorgânicos
- Natureza perigosa
- Concentração de materiais tóxicos presentes

*Relacionados às alternativas de descargas*

- Águas superficiais
- Redes municipais
- Aplicação no solo
- Recirculação no próprio aterro

*Relacionados ao grau de tratamento necessário*

- Estudos de tratabilidade
- Dados experimentais
- Tecnologias aplicáveis

*Relacionados às necessidades operacionais*

- Equipamentos analíticos
- Pessoal de controle e operação
- Equipes de manutenção e reparo
- Custos
- Disponibilidade de fundos

Este mesmo autor destaca da literatura alguns tratamentos usuais para os lixiviados:

*Tratamentos biológicos*

- Tratamento aeróbio
- Tratamento anaeróbio

*Processos Físico-químicos*

- Precipitação química
- Oxidação química
- Filtração
- Osmose reversa
- Nanofiltração
- Ultrafiltração
- Microfiltração
- Dessorção de amônio
- Evaporação

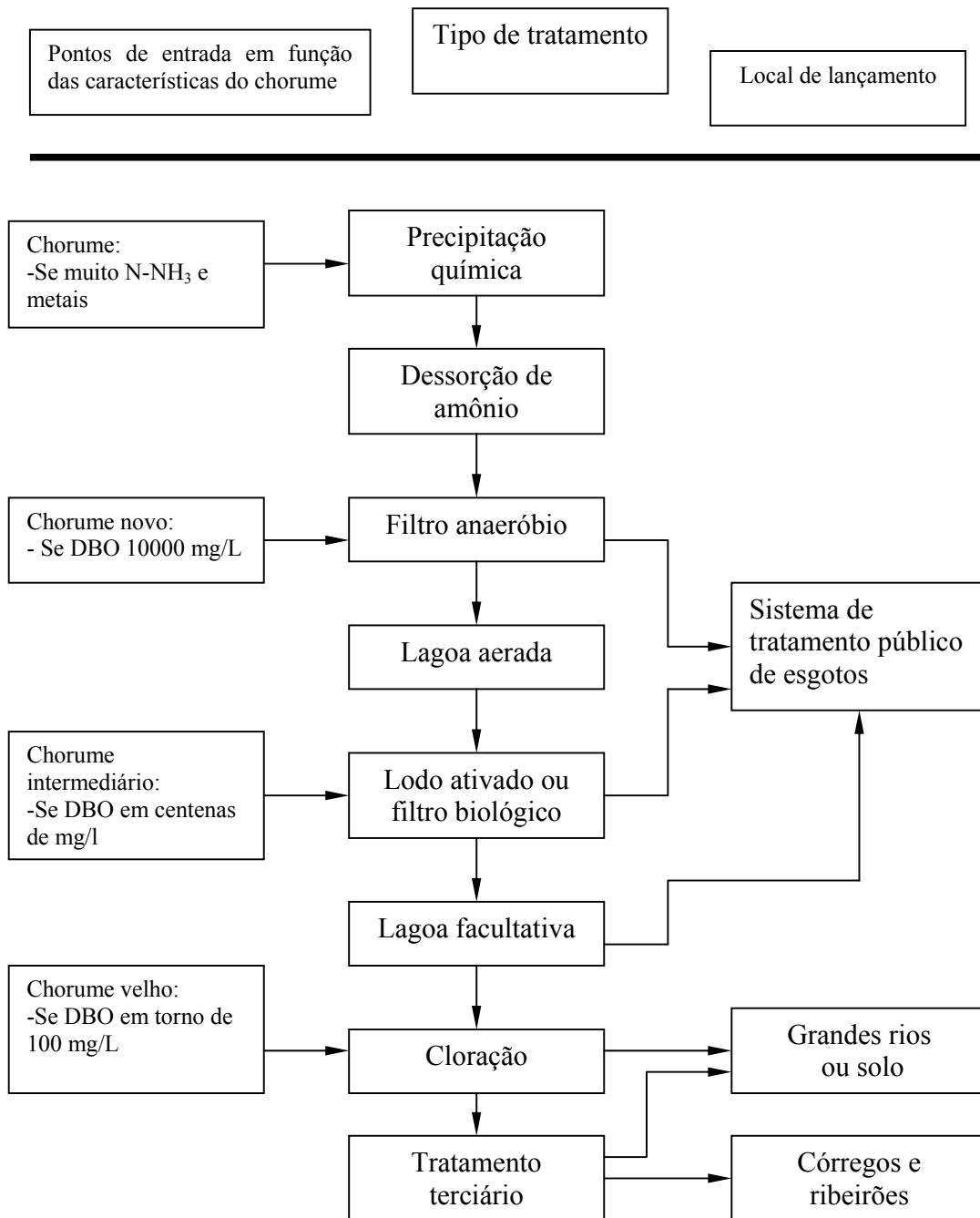
*Tratamentos naturais*

- Aplicações ao terreno
- Lagunagem com aplicação ao terreno

*Tratamentos mistos*

- Diferentes combinações de tratamentos citados anteriormente

Mc.BENN *et al.* (1995), sugerem uma seqüência possível para a seleção do tipo de tratamento de lixiviados de aterros de acordo com suas características físico-químicas apresentado na Figura 3.1.



**Figura 3.1**-Seleção de processos para tratamento de lixiviado de aterros. **Fonte:** Mc.BENN *et al.* (1995).

Na Tabela 3.9, pode-se observar alguns processos de tratamento com seus respectivos rendimentos para a depuração de lixiviados.

Existe uma vasta quantidade de referências quanto ao tratamento de lixiviados por métodos físico-químicos onde podemos destacar trabalhos de autores como Keenan, Pohland, Harper e Contreras.

Em relação aos tratamentos biológicos existem muitos antecedentes quanto ao tratamento aeróbio de chorume onde se destacam trabalhos dos seguintes autores: Boyle e Ham, Cook e Foree, Uloth e Mavinic, Robinson e Maris, todos realizados nas décadas de 70 e 80 em escalas de laboratório e real. Na literatura os tratamentos anaeróbios são mais frequentemente reportados a partir das décadas de 80 e 90 e geralmente essas experiências se limitaram a escalas de laboratório e piloto. Podemos destacar o trabalhos de autores como Kennan, Henry, Kennedy e Chang.

**Tabela 3.9-** Alguns processos de tratamento com suas respectivas eficiências para a depuração de lixiviados.

Processo	Eficiências (%)			
	DQO	DBO <sub>5</sub>	N-Total	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
<b>Tratamento biológico aeróbio</b>	80-85 <sup>a</sup> 40-60 <sup>b</sup>	95	50	50 98 <sup>c</sup>
<b>Tratamento biológico anaeróbio</b>	95	90 <sup>d</sup>		
<b>Precipitação química</b>	20-70	25-55	0-70	0-90
<b>Adsorção com carvão ativo</b>	20-99	20-99	0	0
<b>Dessorção de amônio</b>	0-10	0-5	70-80	90-99
<b>Evaporação</b>	90-98	90-98	99	99
<b>Osmose reversa</b>	90-99	90-98	70-85	70-95
<b>Oxidação química</b>	20-90	20-90	0	0

a: DBO<sub>5</sub>/DQO > 0,4; b: DBO<sub>5</sub>/DQO < 0,4; c: Nitrificação/desnitrificação; d: Depende da concentração inicial e da relação DBO<sub>total</sub>/DBO<sub>refretária</sub>

Fonte: FERNÁNDEZ-VIÑA (2000).

A precipitação química em tratamento de águas residuárias envolve a adição de produtos químicos para alteração do estado físico dos sólidos dissolvidos e em suspensão, e facilitar sua remoção por sedimentação.

Em alguns casos essa alteração é pequena e a remoção é efetuada pelo envolvimento das partículas nos flocos volumosos do precipitado, consistido basicamente pelo coagulante (METCALF e EDDY, 1979).

A precipitação química foi bastante empregada no passado com o objetivo de aumentar a eficiência na remoção de sólidos em suspensão e DBO de águas residuárias, em situações como: variação sazonal da concentração de efluentes, necessidade de níveis intermediários de tratamento e como auxiliar no processo de sedimentação.

Entre os produtos químicos utilizados na precipitação química, podem ser citados: sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cal, cloreto férrico e sulfato férrico.

A eficiência dos processos que envolvem a precipitação química depende da quantidade do produto utilizado e do controle da dosagem. A precipitação pode permitir remoções entre 80 e 90% de sólidos em suspensão, 70 a 80% de DBO<sub>5</sub> e 80 a 90% de bactérias (METCALF e EDDY, 1979).

Contudo, em função do pouco conhecimento do processo no emprego de tratamento de chorume, as dosagens devem ser determinadas em laboratório e preferencialmente para as diferentes condições operacionais, que determinam a qualidade do efluente.

A produção de chorume em aterros controlados, com camadas de cobertura executadas adequadamente, é dependente basicamente da área de aterramento, sendo favorecidos pela relação área/volume de aterro.

Embora a precipitação demande um consumo de produtos químicos relativamente grande, quando comparado a processos biológicos, para relação área/volume pequena, a vazão de chorume torna-se relativamente pequena, viabilizando o emprego de processos físico-químicos.

A justificativa é que o consumo de produtos químicos não aumenta na mesma proporção que a carga de contaminantes do chorume.

Os processos físico-químicos, também, podem tornar-se importantes no tratamento de chorume, em função da elevada eficiência que se pode alcançar, mesmo considerando as

elevadas cargas orgânicas características do chorume, principalmente se verificada sua baixa produção volumétrica nos aterros.

Segundo LIN *et al.* (2000) os mais populares tratamentos de chorume utilizados no passado eram a digestão anaeróbia e o processo de lodos ativados, entretanto, nas últimas décadas têm-se descrito na literatura os mais variados e sofisticados métodos de tratamento.

Algumas técnicas biológicas como lagoas de estabilização, lagoas aeradas, tratamentos anaeróbicos ou tratamentos mistos são também muito usuais no tratamento do lixiviado.

Outras técnicas como evaporação seguida por decantação e secagem em leito, ou a osmose reversa (LINDE *et al.* 1995) e uso de processos oxidativos avançados como a ozonização (BILA *et al.*, 2002) também são utilizáveis.

CHIANESE *et al.* (1999) e RAUTENBACH (1997), realizaram trabalhos utilizando a osmose reversa associada à ultrafiltração e nanofiltração para o tratamento de lixiviados.

EISNER *et al.* (1996) e BICHLER *et al.* (1996) trabalharam com tratamento de chorume por evaporação em sistemas abertos e fechados.

Segundo BERRUETA *et al.* (1996) referências a respeito da caracterização e tratamento de chorume são extensas, mas em relação ao tratamento anaeróbio de chorume são muito escassas.

Tabela 3.10 apresenta-se, segundo vários autores, as características de alguns sistemas anaeróbios para tratamento de chorume.



**Tabela 3.10-** Características de alguns sistemas anaeróbios.

Parâmetros				Referência
DQO (mg/l)	Tipo de sistema	Eficiência	TDH (d)	
35.000	Tanque agitado	44-85	5-35	IBAÑES (1986)
19.000	Filtro anaeróbio	90	10-80	WU (1988)
8.000-18.000	UASB	90-95	2,6-12	BERRETA (1992)
8.000-18.000	Tanque agitado	80	12-36	CASTRILLÓN (1991)
50.000	Filtro anaeróbio	90	7,4	SCHAFER (1988)
19.000	Leito de película	95	1,5-4,2	KENNEDY (1988)
19.000	UASB	95	1,5-4,2	KENNEDY (1988)
800-10.000	UASB-FA	90	0,75	KEENAN (1993)
2.000-6.500	Leito fixo	85	1,5	FRIGON (1997)
4.000	UASB	45	1,4-2,5	BERRETA (1996)
15.700	UASB	89-91	6,6	WANG <i>et al.</i> (2000)
15.700	UASB	90,4	6,6	LAU <i>et al.</i> (2001)
18.800-47.800	UASB-FA	80-90	2-2,4	INANC <i>et al.</i> (2000)
176-3.168	UASB-FA	90	0,75	IZA <i>et al.</i> (1992)
1120-3520	UASB	77-91	0,5-1	KENNEDY e LENTZ (2000)

**Obs:** FA= Filtro anaeróbio

**Fonte:** Adaptado de IZA *et al.*(1992); FERNÁNDEZ (1998) *apud* FERNÁNDEZ-VIÑA (2000); WANG *et al.*(2000); INANC *et al.*(2000); KENNEDY e LENTZ (2000); LAU *et al.*(2001).

KEENAN *et al.* (1984) sugere o uso de processos mistos para o tratamento mais adequado de chorume fazendo uso de processos físico-químicos e biológicos.

Processos combinados, como por exemplo o citado por LIN *et al.* (2000), fazem uso de processos oxidativos avançados com posterior tratamento em reatores em batelada.

TREBOUET *et al.* (2001) combinaram processos físico-químicos seqüenciais a processo de nanofiltração.

POHLAND e KIM (1999), em promissor estudo sobre tratamento anaeróbico de lixiviados de aterro, sugerem que a recirculação do lixiviado proporciona a transformação do aterro sanitário convencional em um reator anaeróbico, não necessitando assim de unidades de tratamento auxiliares.

A técnica mais utilizada no Brasil é a lagoa de estabilização com ou sem aeração por questões de disponibilidade de área e custo, fundamentalmente.

### **3.5. Aterro controlado**

É uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, causando menores danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos, cobrindo-os com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho. Esta forma de disposição produz, em geral, poluição localizada, pois similarmente ao aterro sanitário, a extensão da área de disposição é minimizada.

Porém, geralmente não dispõe de impermeabilização de base (podendo comprometer a qualidade das águas subterrâneas devido às infiltrações e escoamentos superficiais), sistemas de tratamento de chorume ou de tratamento/dispersão dos gases gerados. Este método é preferível ao lixão, mas, devido aos problemas ambientais que causa e aos seus custos de operação, a qualidade é inferior ao aterro sanitário. No Brasil atualmente 37% dos resíduos são dispostos em aterros desta natureza (PNSB, 2000).

### **3.6. Lixão**

O crescimento desordenado das cidades vem provocando uma série de problemas sócio-econômicos e ambientais, dentre os quais pode-se destacar aqueles relacionados à disposição inadequada dos resíduos sólidos que, devido à falta de alternativas políticas e tecnológicas destinadas ao tratamento e/ou disposição final, estão causando impactos ambientais de diferentes magnitudes.

Lixão é um local onde há uma inadequada disposição final de resíduos sólidos, que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. No Brasil, a grande maioria dos resíduos sólidos produzidos é disposta em lixões. E isto tem como conseqüência a poluição do ar, do solo e dos corpos aquáticos, além de favorecer a proliferação de micro e macrovetores (LOPES, 2000). Esse problema reflete uma má gestão dos resíduos sólidos urbanos que são dispostos inadequadamente no meio ambiente. Os resíduos assim lançados acarretam problemas à saúde pública, como proliferação de vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos

etc.), geração de maus odores e, principalmente, a poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas através do chorume, comprometendo os recursos hídricos.

Acrescenta-se a esta situação, o total descontrole quanto aos tipos de resíduos recebidos nesses locais, verificando-se, até mesmo, a disposição de dejetos originados dos serviços de saúde e das indústrias. Comumente, os lixões são associados a fatos altamente indesejáveis, como a criação de porcos e a existência de catadores (que, muitas vezes, residem no próprio local).

A lei nº 9.605 (Lei da Natureza: lei dos crimes ambientais) de 12/02/1998, em seu artigo 54, diz que é crime ambiental causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora. Se o crime ocorrer por lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou detritos, óleos ou substâncias oleosas em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos, a pena de reclusão é de 1 a 5 anos.

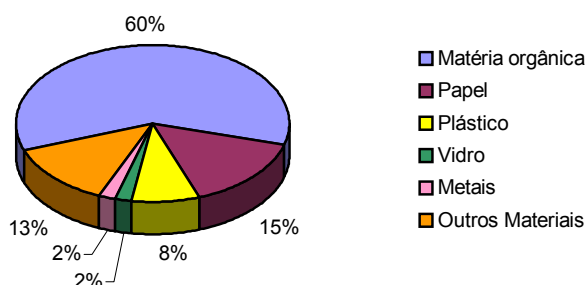
### **3.7. O Aterro da Muribeca**

O aterro da Muribeca é o maior aterro controlado urbano em operação na Região Metropolitana do Recife comparado aos 13 lixões restantes (SILVA *et al.*, 2000). Localizado no Município do Jaboatão dos Guararapes, na localidade denominada Muribeca dos Guararapes, este aterro atende às demandas de lixo da Região Metropolitana do Recife, do qual encontra-se a uma distância de cerca de 10,5 km e do Município de Jaboatão dos Guararapes distando cerca de 5 km deste (JUCÁ *et al.*, 1996 *apud* PERRIER JR., 1998).

Esta área encontra-se nas coordenadas 280.000 a 282.000 Leste e 9.096.000 e 9.098.000 Norte (SICAR) (PERRIER JR., 1998) ocupando uma área total de 60 hectares com perímetro de 3.848 metros, sendo parte integrante da bacia hidrográfica do Rio Muribequinha (Rio Zumbi), que por sua vez é integrante da bacia hidrográfica do rio Jaboatão (JUCÁ *et al.*, 2002).

O aterro da Muribeca recebe hoje cerca de 2800 a 3000 toneladas de lixo urbano por dia. Após 10 anos de operação do aterro, estimou-se estarem depositadas nesta região cerca de 5.000.000 de toneladas de lixo urbano, industrial e hospitalar (JUCÁ *et al.*, 2002).

O lixo é composto basicamente por matéria orgânica. Na Figura 3.2 apresenta-se a distribuição gravimétrica do lixo do aterro da Muribeca.



**Figura 3.2-** Distribuição gravimétrica do lixo do aterro da Muribeca. **Fonte:** Adaptado de JUCÁ *et al.*, 2000.

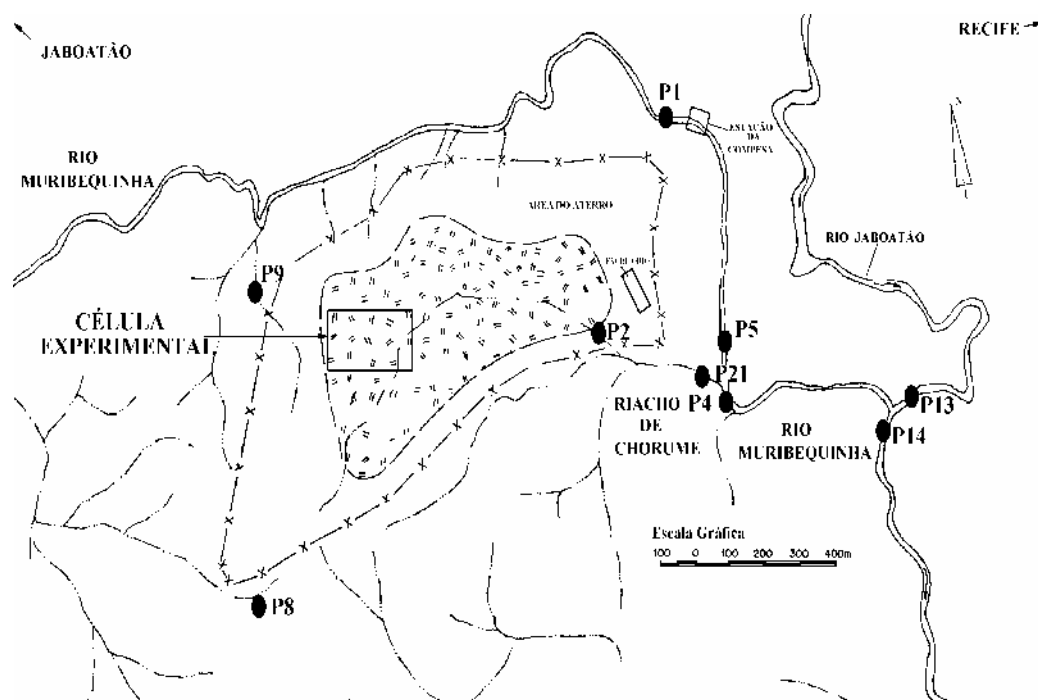
Devido ao fato de encontrar-se em uma região tropical litorânea, ou seja, de clima quente úmido, com incidência de chuvas de monções que duram praticamente o ano todo, observa-se uma taxa de precipitação pluviométrica média anual bastante elevada e superior à taxa de evapotranspiração real estimada em 950 mm por JUCÁ *et al.* (2002). A média de precipitações anual é da ordem de 2200 mm, sendo que a estação chuvosa ocorre entre os meses de março a agosto, com precipitações médias mensais da ordem de cerca de 170 mm a 360 mm, destacando que novembro é o mês mais seco (PERRIER JR., 1998).

As temperaturas médias anuais situam-se em torno de 18° C a 32° C, com média de cerca de 26° C, atingindo umidades relativas máximas médias de 83% no mês de maio e mínimas de 74% no mês de dezembro. PERRIER JR. (1998) destaca que a morfologia da região caracterizada por áreas de morros e colinas com cotas entre 10 e 80 metros moldadas sobre o embasamento cristalino, e regiões abaixo de 10 metros que coincidem com as planícies de inundação dos vales de riachos e rios, constituídos por depósitos quaternários e aluviões. Na região do aterro ocorrem dois tipos de aquíferos: o aquífero intersticial representado por sedimentos areno-argilosos alóctones e autóctones, e o aquífero fissural representado por rochas cristalinas do pré-cambrianas fraturadas (ATEPE, 1994 *apud* PERRIER JR., 1998).

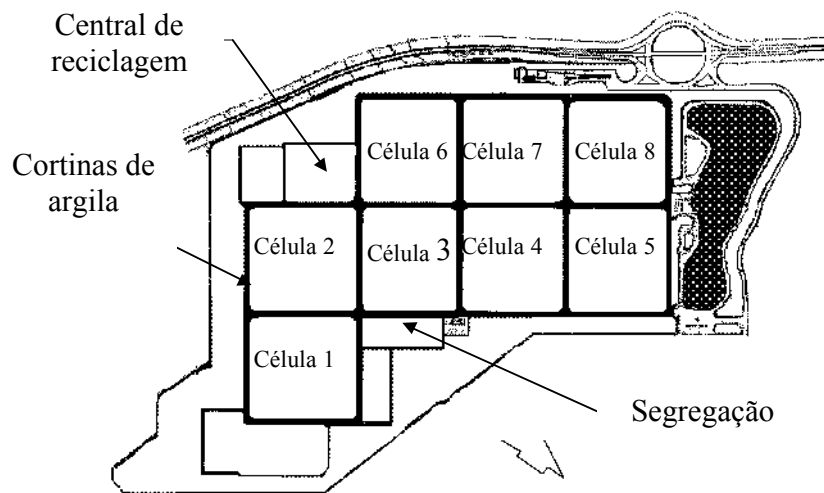
Segundo esta mesma fonte, ambos os aquíferos, devido suas características particulares, apresentam baixa vulnerabilidade à poluição.

Este aterro, originalmente um lixão, encontra-se em operação desde o segundo semestre de 1985. Em 1994 iniciou-se um processo de recuperação ambiental da região do lixão, de forma a transformá-lo em um aterro sanitário. Devido principalmente às falhas na drenagem, na distribuição e na recirculação do lixiviado, este projeto inicialmente não teve um resultado mais efetivo quanto à redução da poluição aos corpos receptores locais, já que o praticamente todo chorume continuava escoando superficialmente e subsuperficialmente no sentido do rio Muribequinha. Entretanto, operacionalmente o aterro passou a uma fase bem mais organizada. Hoje a altura dessas células alcança cotas de 20 a 30 m (ARAÚJO *et al.*, 2001). Na Figura 3.4 apresenta-se um mapa da região onde se localiza o aterro da Muribeca, destacando a área de disposição de lixo e alguns pontos de coleta de amostras, segundo JUCÁ *et al.* (2002).

A área original foi dividida em nove células de 200 x 200 m com espessura de lixo variando em torno de 20 metros que foram devidamente recobertas com material argiloso (JUCÁ *et al.*, 1996). Na Figura 3.3 apresenta-se um esquema da divisão das células do aterro da Muribeca.



**Figura 3.3-** Mapa da região do aterro da Muribeca destacando a região de deposição de lixo e alguns pontos de coleta de amostras de estudos anteriores. **Fonte:** JUCÁ *et al.* (2002).



**Figura 3.4-** Esquema da divisão das células do aterro da Muribeca. **Fonte:** JUCÁ *et al.* (2002).

A incidência de vetores, de catadores e de crianças no aterro foi significativamente reduzida e o controle qualitativo (lixo urbano apenas) e quantitativo (pesagem dos caminhões caçamba) do lixo foi implantado. A partir do ano 2001 foi iniciada a implantação de um novo projeto, desta vez valorizando a rede de drenagem das células (2000 m) e encaminhando a lixívia para um sistema de tratamento biológico. Este sistema de tratamento entrou em operação em dezembro de 2002 e consta de uma lagoa de recirculação de chorume para as células (para receber 70% do chorume), uma de anaeróbica, três lagoas facultativas e duas lagoas de fitorremediação. Apenas 30% do chorume (tratado), escoam para o rio Muribequinha. O objetivo do processo de recirculação é facilitar os processos biológicos no seio das células do aterro otimizando o processo. Parte da água desse chorume recirculado evapora e sendo assim há uma taxa de redução dessa percentagem recirculada que retorna às células. Além do mais o aumento da umidade no interior das células favorece aos processos degradativos. Segundo a EMLURB, a unidade de contenção e tratamento de chorume do aterro da Muribeca possui uma área total de 21146 m<sup>2</sup>, com capacidade instalada de acumulação da ordem de 14083 m<sup>3</sup>, para uma vazão média de chorume de cerca de 5,0 litros/segundo e capacidade de tratamento de 129600 litros de chorume /dia.

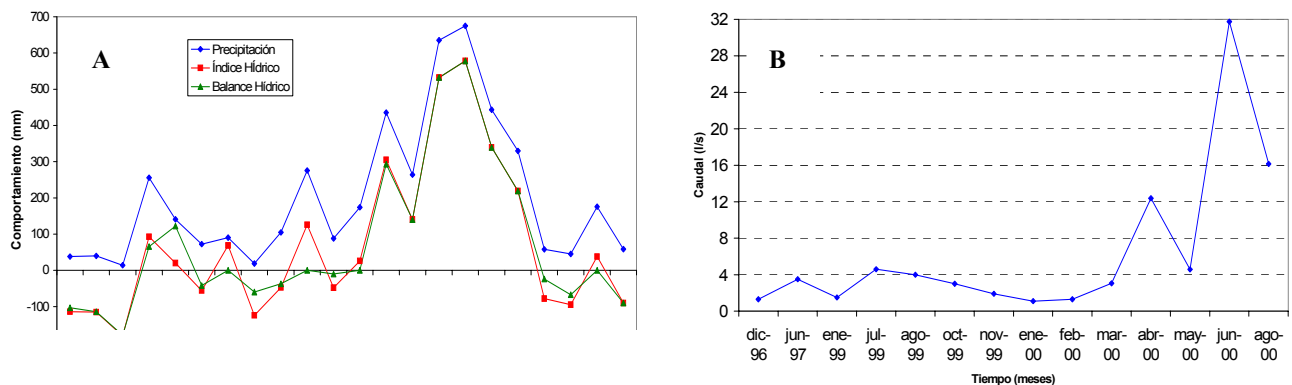
Existe uma carência de dados de monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos do chorume, das águas superficiais e subterrâneas circunvizinhas e do solo do aterro. Não há um plano de monitoramento integrado nem uma padronização das metodologias analíticas e dos pontos de amostragem. Alguns dados de PERRIER JR. (1998) do antigo riacho de chorume existente são apresentados na Tabela 3.11.

**Tabela 3.11-** Parâmetros físico-químicos do chorume da Muribeca.

Parâmetros/datas	Set/95	Dez/95	mar/96	jun/96	set/96	dez/96	mar/97	jun/97	Set/97
pH	8	7,86	8	7,76	7,49	6,9	8,11	7,41	7,65
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	2270	4400	6130	1932	1989	762	3100	2350	2610
Cloretos ( $\text{mg}/\text{l}$ de $\text{Cl}^-$ )	425	624	907	312	2382	128	465	681	454
Sólidos Totais ( $\text{mg}/\text{l}$ )	1036	-	3752	1768	1354	437	2505	1852	1179
DBO ( $\text{mg}/\text{l}$ )	41	-	1295	189	222	22	227	352	72
DQO ( $\text{mg}/\text{l}$ )	309	1052	1768	550	2680	170	427	556	283
DBO/DQO	0,13	0,00	0,73	0,34	0,08	0,13	0,53	0,63	0,25

Fonte: PERRIER JR.(1998)

Devido às características do solo de recobrimento (baixa permeabilidade) das células do aterro existe uma relação muito estreita entre a precipitação pluviométrica e a geração de lixiviado. Na Figura 3.5 pode-se verificação a relação entre a precipitação pluviométrica (gráfico A) e a geração de lixiviado (gráfico B) no aterro da Muribeca no período de dezembro de 1996 a agosto de 2000, segundo JUCÁ *et al.* (2002).



**Figura 3.5-** Verificação da relação entre a precipitação pluviométrica (gráfico A, precipitação em mm) e a geração de lixiviado (gráfico B, em l/s) no aterro da Muribeca no período de dezembro de 1996 a agosto de 2000. Fonte: JUCÁ *et al.* (2002)

JUCÁ *et al.* (2002) também destacam que, quando as precipitações são intensas, há uma tendência de grande aumento das populações de microrganismos aeróbios em relação à estação seca, em virtude principalmente da presença de oxigênio dissolvido na água da chuva. A chuva também provoca um significativo efeito de diluição que influi diretamente na redução da carga poluidora do chorume aos corpos receptores locais e ao solo.

Um trabalho sobre a fitotoxicidade realizado, na célula 1, a mais antiga do aterro (17 anos), com profundidade média de 20 metros, revela algumas informações interessantes. MELO *et al.* (2002) realizaram uma caracterização físico-química do chorume da célula 1, determinações de metais ao longo de 3 profundidades e testes de fitotoxicidade com sementes de tomate (*Lycopersicum lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) avaliando o seu crescimento e o tamanho da raiz dessas culturas (TIQUIA *et al.*, 1996 *apud* MELO *et al.*, 2002).

Na Tabela 3.12 apresentam-se os resultados da caracterização de metais no lixo compactado em função da profundidade para a célula 1 do aterro da Muribeca (MELO *et al.*, 2002).

**Tabela 3.12-** Resultados da caracterização de metais no lixo, em função da profundidade, para a célula 1 do aterro da Muribeca.

<b>Profundidade</b>	<b>Cr</b>	<b>Ag</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Pb</b>	<b>Ni</b>	<b>Cu</b>	<b>Zn</b>
<b>5m</b>	31,25	0,2	0,9	1,75	60,65	3,10	12,7	110
<b>10m</b>	2,98	0,78	0,06	0,37	3,84	0,81	1,49	9,67
<b>14m</b>	0,45	0,04	0,1	0,4	1,6	0,9	1,75	7

Obs: valores em mg / Kg lixo seco

**Fonte:** MELO *et al.* (2002)

Observa-se uma redução significativa da concentração de metais ao longo da profundidade. Os autores concluíram neste trabalho que a massa de lixo desta célula é homogênea e em fase de maturação final (bioestabilizada). Em relação à fitotoxicidade, verificou-se uma redução da toxicidade em função da profundidade provavelmente devido à diminuição correspondente da concentração de metais (Tabela 3.12). Uma outra importante conclusão deste estudo foi que o chorume é mais tóxico que o resíduo estabilizado, em função da menor taxa de germinação de sementes observado neste teste.



Também foi observado que algumas espécies de microrganismos como: *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Streptococcus fecae*, *Streptococcus aureus* encontram-se com baixa atividade com contagem do número mais provável (NMP/100 ml) da ordem de  $10^3$  a  $10^5$ , praticamente constante ao longo da profundidade da célula. Este estudo serve como indicativo do alto grau de recalcitrância dessa lixívia.

## CAPÍTULO 4 – ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

---

### 4.1. Potencial microbiano

A habilidade notável de degradação de compostos por microrganismos é consequência da evolução dos sistemas enzimáticos de células procariotas e eucariotas, as quais vêm coexistindo, durante bilhões de anos, com uma enorme variedade de substâncias naturais de diferentes origens.

Esta diversidade de substratos potenciais ao crescimento microbiano resultou, então, no aparecimento de enzimas aptas a transformar moléculas orgânicas com estruturas bastante distintas (VAZOLLER, 2001). Esse complexo sistema enzimático microbiano, entretanto, demonstra-se capaz de atuar também na degradação de substâncias químicas sintéticas antropogênicas. Esta adaptação metabólica de alguns microrganismos ou por vezes de consórcios microbianos, sem dúvida, confere algumas vantagens adicionais às células microbianas, tais como a exploração de novos nichos ecológicos e fontes energéticas (VAZOLLER, 2001).

Uma vantagem no tratamento de águas residuárias e de resíduos sólidos pela ação de microrganismos é referente à estabilização dos compostos orgânicos poluentes, por vezes recalcitrantes ou persistentes, através da utilização de bioreatores.

Existe atualmente uma enorme gama de tecnologias para tratamentos *in-situ* ou *ex-situ* com diferentes configurações, constituindo verdadeiros ecossistemas microbianos.

Os processos microbianos naturais para degradação de compostos orgânicos encontrados no meio ambiente natural geralmente são devido à atividade de dois grupos importantes de microrganismos: as bactérias e os fungos.

Apesar de seu reduzido tamanho (entre 1 e 10  $\mu\text{m}$ ) e morfologia simples em relação aos microrganismos eucarióticos como os fungos, os protozoários, as algas, as plantas e os animais, as bactérias apresentam bioquimicamente um metabolismo muito versátil (VAZOLLER, 2001). Características como rápida velocidade de reprodução e metabolismo celular, adaptabilidade genética, e habilidade de se adaptar e de se ajustar rapidamente a variações ambientais, das mais adversas, são fatores fundamentais que

conferem aos microrganismos uma ótima aplicabilidade na biorremediação (BAKER e HERSON, 1994).

Os compostos poluentes sintéticos possuem estruturas bastante complexas e geralmente desconhecidas para o metabolismo bacteriano.

A biodegradação de algumas moléculas orgânicas xenobióticas pode ocorrer pelos processos biológicos aeróbios e anaeróbios, e sua completa estabilização depende das velocidades das reações realizadas pelos microrganismos.

Segundo FIELD *et al.* (1995), este potencial microbiano tem sido ilustrado pela capacidade de espécies microbianas, presentes nos bioreatores aeróbios e anaeróbios, em degradar detergentes como os alquilbenzenos sulfonados lineares (LAS) e ramificados (BAS).

Um número significativo de compostos sintéticos, ou xenobióticos, muitos dos quais são pesticidas, solventes orgânicos, e compostos poliaromáticos e halogenados, tais como as dioxinas, também compõem a gama de poluentes orgânicos que persistem e acumulam no ambiente.

Além dos poluentes orgânicos naturais e antropogênicos, pode-se destacar ainda que os poluentes inorgânicos como: várias formas de nitrogênio, fósforo e metais pesados, podem ocasionar efeitos prejudiciais ao meio ambiente, como a eutrofização dos sistemas aquáticos, ou a bioacumulação ao longo da cadeia alimentar aquática chegando a níveis tróficos mais elevados.

A grande questão em discussão está em como os microrganismos se adaptam à utilização de moléculas xenobióticas.

Existem grandes evidências de que os compostos halogenados não são incomuns a vida microbiana. VAZOLLER (2001) destaca que foram identificados cerca de 1.500 organohalogenados naturais, e alguns cloroaromáticos produzidos por fungos.

Percebe-se de uma maneira geral que, após períodos de incubação maiores, os microrganismos e os consórcios microbianos tendem a adaptar-se às condições desfavoráveis a fim de suprir suas necessidades de carbono e energia.

VAN DER MEER *et al.* (1994) preconizam duas possibilidades para a adaptação dos microrganismos às moléculas sintéticas:

- (i) existência de enzimas nas células microbianas que reconhecem a estrutura do composto como substrato, conduzindo a uma "adaptação bioquímica" celular;
- (ii) alteração dos sistemas enzimáticos, pelo estímulo na expressão de novos genes necessários à conversão do composto, conduzindo a uma "adaptação genética" celular.

O conhecimento do tipo de material orgânico a ser degradado é fundamentalmente importante quando se quer estudar a biodegradabilidade de certos compostos. Materiais sintéticos recalcitrantes não existem no meio ambiente e dessa forma não possuem rotas degradativas para microrganismos comuns.

Estudos genéticos apontam para modificações do DNA (*ácido desoxirribonucléico*) de certos microrganismos, de forma a potencializar a degradação ou acelerar os processos degradativos.

Entretanto, observa-se que os microrganismos “percebem” o potencial energético de alguns compostos, como os policíclicos aromáticos, como fontes de carbono e energia e dessa forma, desenvolvem mecanismos e rotas adaptativas para disponibilizar estas fontes energéticas.

As vantagens da biotransformação dos compostos aromáticos pelas células encontra-se principalmente nos mecanismos de produção de energia celular, uma vez que a variação de energia livre disponível durante a oxidação de certos aromáticos é alta. Alguns trabalhos sugerem que as reações microbianas favorecem a destoxificação do próprio meio pelos microrganismos, entretanto, parece mais plausível que a grande disponibilidade energética evidencie "o interesse real das células" na utilização de um aromático poluente.

Algumas espécies de microrganismos são limitados à degradação de um reduzido número de compostos orgânicos simples, enquanto outros, como os membros do gênero *Pseudomonas*, são capazes de metabolizar simultaneamente mais de 90 diferentes compostos orgânicos diferentes estruturalmente e em complexidade, a dióxido de carbono e energia (STANIER *et al.*, 1986)

As rotas de degradação envolvem trocas eletrônicas intensas, necessitando assim de aceptores eletrônicos eficientes e capazes de fazerem uso da mínima energia na obtenção de altos rendimentos.

A energia necessária para a realização das reações metabólicas fica armazenada numa forma de alta energia concentrada, o ATP (*adenosina trifosfato*), que é a energia biossintética celular. Na Tabela 4.1 apresenta-se para alguns tipos comuns de metabolismos, os doadores e os respectivos receptores eletrônicos.

**Tabela 4.1-** Doadores e os respectivos receptores eletrônicos para alguns tipos comuns de metabolismos celulares.

TIPO DE METABOLISMO	DOADOR DE ELÉTRONS	RECEPTOR DE ELÉTRONS
Fermentação	Compostos orgânicos	Compostos orgânicos
Respiração aeróbica	Compostos orgânicos e inorgânicos	Compostos inorgânicos (O <sub>2</sub> )
Respiração anaeróbica	Compostos orgânicos e inorgânicos	Compostos inorgânicos (nitrato, sulfato...)

Fonte: Adaptado de LEHNINGER (1995)

O desenvolvimento de técnicas que fazem uso de bioreatores com células microbianas especializadas na degradação de determinados compostos, vem se mostrando um grande estímulo para a biologia molecular, na engenharia de novas células ou de modificações genéticas; o objetivo é o de alterar as propriedades enzimáticas celulares, modificar os mecanismos regulatórios e reunir em um único organismo os sistemas enzimáticos de interesse, encontrados em espécies microbianas filogeneticamente distintas.

Um exemplo descrito por GLAZER e NIKAIDO (1995), é o da bactéria *Pseudomonas putida* modificada, hábil na degradação de uma gama de alquilbenzoatos.

As ações de prevenção, recuperação e manutenção dos ecossistemas devem priorizar as tecnologias que conduzam à descontaminação de áreas poluídas, com base na remoção da matéria orgânica facilmente degradável ou, pela eliminação de um poluente químico específico de difícil degradação.

As possíveis soluções para os rejeitos lançados no meio ambiente podem abrigar diferentes processos biológicos, cujo objetivo é a biodegradação de compostos poluentes em compostos mais simples, ou até à mineralização completa de moléculas orgânicas.

Alguns processos podem gerar ainda, produtos finais de valor energético, como é o caso do metano, ou de valor para a indústria de química fina, como é o caso do catecol, originado a partir da transformação biológica de fenóis (GRIFFITHS, 1992).

Os processos biológicos de tratamento de rejeitos incorporam uma variedade de espécies microbianas e, portanto, uma versatilidade metabólica bastante grande. Por exemplo, alguns processos apresentam espécies microbianas capazes de degradar compostos complexos e artificialmente sintetizados, ao mesmo tempo que outros, possuem bactérias que apenas degradam moléculas orgânicas simples, como o ácido acético, produzindo o gás metano.

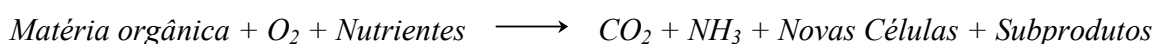
Em geral, os diferentes tipos microbianos nos processos biológicos de tratamento atuam conjuntamente, formando uma verdadeira cadeia alimentar com interações nutricionais facultativas e obrigatórias.

Os microrganismos nos sistemas biológicos podem ser encontrados livres, floculados, agregados ou formando biofilmes em materiais utilizados para enchimento de certos tipos de reatores, como por exemplo, os filtros biológicos aeróbios e anaeróbios e nos reatores de manta de lodo.

#### **4.2. Microrganismos aeróbios, anaeróbios e facultativos**

Distinguimos dois ambientes principais para atuação de sistemas bacterianos especializados: o aeróbio, onde o oxigênio presente pode funcionar como oxidante primário e o anaeróbio, na qual não há tal oxidante.

No ambiente aeróbio o material orgânico é mineralizado pelo oxidante para produtos inorgânicos, principalmente o dióxido de carbono e água. Os microrganismos aeróbios promovem, de uma forma geral, a degradação da matéria orgânica através da seguinte reação química genérica:



VAZOLLER *et al.* (1989) citam algumas espécies de bactérias e protozoários comuns em sistemas aeróbios, conforme mostrados na Tabela 4.2.

**Tabela 4.2-** Algumas espécies de bactérias e protozoários representativas em sistemas aeróbios

TIPOS DE MICRORGANISMOS	ESPÉCIES MAIS REPRESENTATIVAS
Bactérias Heterótrofas	<i>Pseudomonas sp.</i> , <i>Zooglea ramigera</i> , <i>Achromobacter sp.</i> , <i>Flavobacterium sp.</i> , <i>Mycobacterium sp.</i> , <i>Alcaligenes sp.</i> , <i>Arthrobacter sp.</i> e <i>Citromonas sp.</i>
Bactérias Filamentosas	<i>Sphaerotillus natans</i> , <i>Beggiatoa sp.</i> , <i>Thiothrix</i> , <i>Leucothrix sp.</i> , <i>Microthrix parvicella</i> , <i>Nocardia sp.</i> , <i>Nostocoida limicola</i> , <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> , <i>Flexibacter sp.</i> e <i>Geotrichum sp.</i>
Bactérias Nitrificantes	<i>Nitrosomonas sp.</i> e <i>Nitrobacter sp.</i>
Protozoários	<i>Arcella discoides</i> , <i>Amoeba sp.</i> (Classe Sarcodina Amebas) <i>Aspidisca costata</i> , <i>Trachelophyllum sp.</i> , <i>Paramecium sp.</i> , <i>Didinium sp.</i> , <i>Chilodenella sp.</i> (Classe Ciliat, Ciliados livre-natantes e sésseis) <i>Spiromonas sp.</i> , <i>Bodo sp.</i> , <i>Euglena sp.</i> , <i>Monas sp.</i> , <i>Cercobodo sp.</i> (Classe Mastigophora Flagelados)

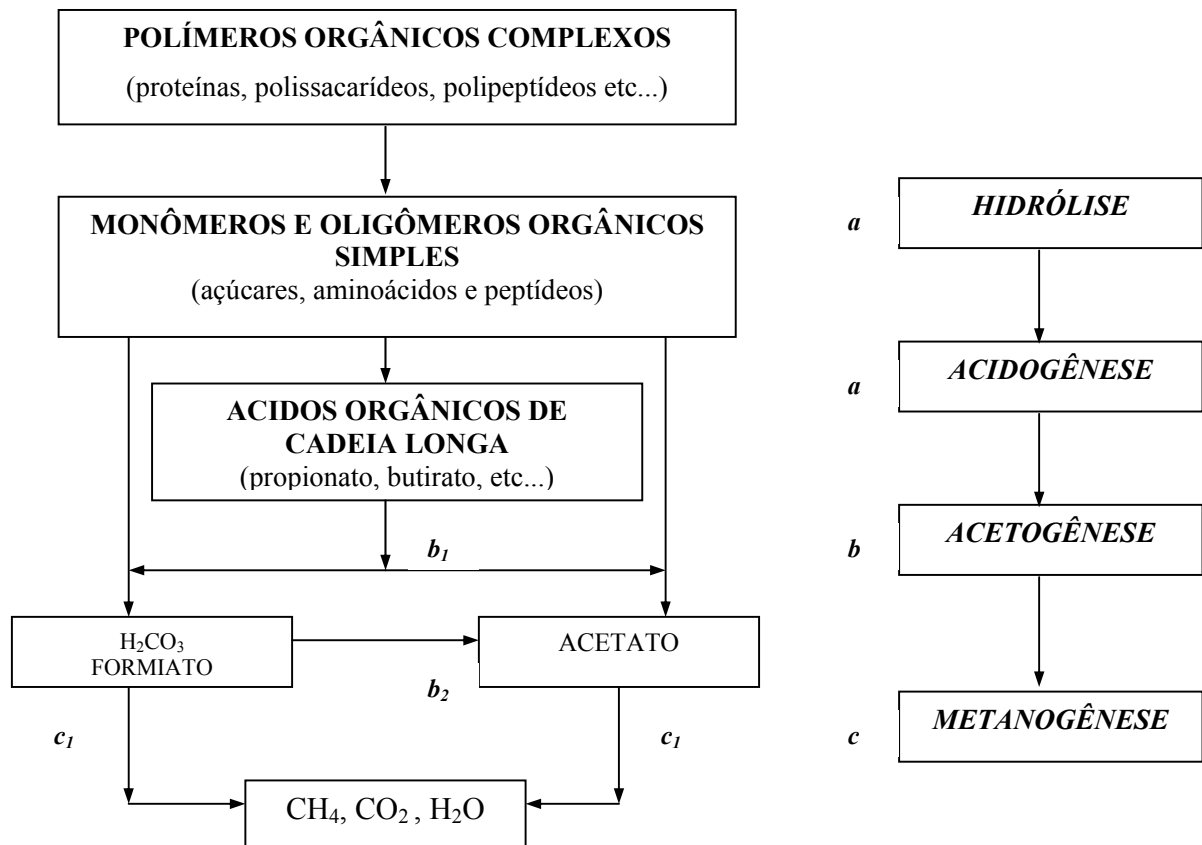
Fonte: VAZOLLER *et al.* (1989).

No ambiente anaeróbio se desenvolvem processos alternativos chamados de fermentações, que se caracterizam pelo fato de o material orgânico sofrer transformações sem, contudo ser mineralizado (FORESTI *et al.*, 1999). A digestão anaeróbia é um processo altamente complexo do ponto de vista microbiológico. O processo é natural e baseado no ciclo anaeróbio do carbono, pelo qual é possível transformar matéria orgânica em biomassa e compostos inorgânicos como o CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, N<sub>2</sub> e NH<sub>3</sub> (SOUBES, 1994 *apud* KOETZ *et al.*, 1996). Nos processos anaeróbios ou, nos sistemas de biodigestão por via anaeróbia, a degradação da matéria orgânica envolve a atuação de organismos procarióticos anaeróbios facultativos e obrigatórios, cujas espécies pertencem ao grupo de microrganismos hidrolítico-fermentativos, acidogênicos, acetogênicos e metanogênicos.

Nesses ecossistemas, assim como nos naturais onde se percebe a formação de metano (sedimentos aquáticos, sistema gastrointestinal de animais superiores, pântanos,

etc.), ocorre a degradação de compostos mais complexos em outros mais simples como o acetato e hidrogênio, precursores do metano.

Na Figura 4.1 apresenta-se uma seqüência degradativa esquemática a partir de substâncias mais complexas até sua transformação em substâncias mais simples.



**Obs:** *a* = Bactérias Fermentativas; *b* = Bactérias acetogênicas;  $b_1$  = Bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio;  $b_2$  = Bactérias acetogênicas consumidoras de hidrogênio *c* = *Arquea* bactérias (metanogênicas);  $c_1$  = Metanogênicas hidrogenotróficas;  $c_2$  = Metanogênicas acetoclásticas

**Figura 4.1.** Esquema que representa o fluxo de carbono durante a decomposição anaeróbica da matéria orgânica complexa a metano. **Fonte:** Adaptado de VAZOLLER *et al.* (1989) e CHERNICHARO (1997).

Na Tabela 4.3 apresenta-se a descrição de cada etapa degradativa destacada na Figura 4.1 relacionado ao grupo de microrganismos responsáveis pelo processo respectivo.



**Tabela 4.3**– Descrição das etapas metabólicas da degradação anaeróbia pelos respectivos grupos de microrganismos responsáveis pelo processo

Grupo de microrganismos	Descrição da etapa degradativa
Bactérias hidrolíticas	Para a assimilação do material particulado complexo faz-se necessário sua quebra (hidrólise) em material dissolvido mais simples que dessa forma pode atravessar a parede celular e ser biotransformado. Essas bactérias fermentativas são responsáveis pela liberação de exoenzimas capazes de degradar polímeros orgânicos complexos como a pectina, a hemicelulose e a celulose a açúcares, ácidos carboxílicos de cadeia longa e glicerol. É uma etapa lenta afetada por variáveis como a T, TDH, composição do substrato, pH, concentração de nitrogênio amoniacal e AGV.
Bactérias acidogênicas	Esse tipo de bactéria fermentativa metaboliza os produtos hidrolisados em outros ainda mais simples como ácidos carboxílicos de cadeia mais curta (valérico, butírico e propiônico), álcoois, ácido láctico, CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> , NH <sub>3</sub> e H <sub>2</sub> S em função das condições do meio. São de natureza estritamente anaeróbia, entretanto cerca de 1% desses indivíduos são facultativos e dessa forma podem realizar respiração anóxica em presença de receptores de elétrons (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) servindo também como uma barreira protetora (contra o O <sub>2</sub> ) para as anaeróbias estritas. O acetato é formado, mas em pequenas quantidades.
Bactérias acetogênicas	Dos intermediários produzidos pelas acidogênicas apenas o acetato e o H <sub>2</sub> podem ser diretamente metabolizados pelas <i>archea</i> bactérias. As bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio (redutoras de prótons) são as responsáveis pelo processo onde se produz o acetato, o H <sub>2</sub> e o CO <sub>2</sub> a partir de substratos como o butirato e o propionato. A gênese dos ácidos acético, butírico e propiônico só é termodinamicamente favorável em baixas pressões parciais de H <sub>2</sub> e por isso esse processo só é possível através de uma associação sintrófica (denominada "transferência de hidrogênio entre espécies") das bactérias produtoras de prótons com consumidoras de prótons (hidrogenotróficas). Esses dois grupos trabalham em equilíbrio de forma que a produção e o consumo de hidrogênio livre fica controlada e assim o pH do sistema é menos afetado (efeito-tampão).
Metanogênicas	Etapa final onde ocorre a formação do metano a partir da descarboxilação do acetato (metanogênese acetotrófica) e pela hidrogenação do CO <sub>2</sub> (metanogênese hidrogenotrófica). Essas bactérias utilizam um número reduzido de substratos simples como o acetato, o CO <sub>2</sub> , o H <sub>2</sub> , ácido fórmico, metanol, metilaminas e CO. A redução da pressão parcial do hidrogênio no meio favorece a atuação das bactérias acidogênicas e acetogênicas e a manutenção do equilíbrio biótico.

**Fonte:** Adaptado de CHERNICHARO (1997) , BIDONE E POVINELLI (1999) e PINTO (2000).

As diversas etapas degradativas ocorrem paralelamente, de forma que é conseguido um balanço bioquímico entre as espécies produtoras de ácido e as produtoras de metano.

Uma atenção especial deve ser reservada ao grupo de organismos hidrolíticos, pois a degradação de compostos de cadeia mais alongada requer um maior tempo de reação devido aos arranjos geométricos e ao número de ligações a serem quebradas. Um desequilíbrio nesta fase inicial pode comprometer significativamente o processo.

Cálculos termodinâmicos indicam que cerca de 60 a 70% do metano é gerado a partir da descarboxilação do acetato (metanogênese acetoclástica) e 30%, pela hidrogenação do dióxido de carbono (metanogênese hidrotrófica). (CHERNICHARO, 1997; BRUMMELER, 1993 *apud* PINTO, 2000). Dessa forma, a acetogênese possui um papel fundamental no processo, já que o acetato apresentado como o principal precursor do metano, é gerado fundamentalmente nesta fase (VAZOLLER, 1986 *apud* PINTO, 2000).

Os organismos metanogênicos possuem uma maior sensibilidade às condições ambientais em relação aos organismos hidrolíticos, acidogênicos e acetogênicos. Segundo FORESTI (1996), aceitam uma faixa estreita de pH que varia de 6,2 a 7,4 e temperaturas de 30 a 40 °C (condição mesofílica), sendo muito mais sensíveis a compostos tóxicos como metais ou amônia. ZEHNDER *et al.* (1981) citados por PINTO (2000) indicam que este fato é explicado devido aos microrganismos metanogênicos pertencerem ao domínio *Arquea* e não ao domínio Bactéria.

CHERNICHARO (1997) destaca os gêneros *Methanosarcina* e *Methanosaeta* como os mais representativos para a metanogênese acetoclástica.

O gênero *Methanosaeta* possui mais afinidade ao acetato que o *Methanosarcina* agregando-se em estruturas filamentosas que possuem importância crucial na formação dos grânulos de lodo. O gênero *Methanosarcina* agrupa-se em pacotes formados por uma infinidade de *cocos*, destacando-se pela sua versatilidade na utilização de substratos variados como o acetato, o hidrogênio, o monóxido de carbono, o metanol e metilaminas (SOUBES, 1994 *apud* CHERNICHARO, 1997; OREMLAND, 1988 *apud* PINTO, 2000). A predominância do gênero *Methanosarcina* em relação ao *Methanosaeta* é favorecida a altas concentrações de acetato, entretanto, sob baixa concentração de acetato o gênero predominante será a *Methanosaeta*.

São vários os tipos de microrganismos que participam no processo, e alguns exemplos são apresentados na Tabela 4.4 (ZEHNDER, 1988).

**Tabela 4.4-** Exemplos de espécies de microrganismos anaeróbios presentes nos tratamentos de rejeitos por biodigestão anaeróbia.

<b>Etapas da biodigestão anaeróbia</b>	<b>Espécies bacterianas</b>
Hidrólise e acidogênese	<i>Clostridium sp.</i> , <i>Acetivibrio cellulolyticus</i> , <i>Bacteroides succinogenes</i> , <i>Butyrivibrio fibrisolvens</i> , <i>Eubacterium cellulosolvens</i> , <i>Bacillus sp.</i> , <i>Selenomonas sp.</i> , <i>Megasphaera sp.</i> , <i>Lachnospira multiparus</i> , <i>Peptococcus anaerobicus</i> , <i>Bifidobacterium sp.</i> , <i>Staphylococcus sp.</i>
Acetogênese	<i>Syntrophomonas wolin</i> , <i>S. wolfei</i> , <i>Syntrophus buswell</i> , <i>Clostridium bryant</i> , <i>Acetobacterium wodd</i> , várias espécies de bactérias redutoras do íon sulfato - <i>Desulfovibrio sp.</i> , <i>Desulfotomaculum sp.</i>
Metanogênese acetoclástica	<i>Methanosarcina sp.</i> e <i>Metanosaeta sp.</i> ( <i>Methanothrix sp.</i> )
Metanogênese hidrogenotrófica	<i>Methanobacterium sp.</i> , <i>Methanobrevibacter sp.</i> , <i>Methanospirillum sp.</i>

**Fonte:** Adaptado de ZEHNDER (1988) e CHERNICHARO (1997).

Os organismos da biodigestão anaeróbia apresentam um elevado grau de especialização metabólica e a eficiência do processo global dependerá, portanto, das interações positivas e negativas entre as diversas espécies bacterianas, com diferentes capacidades degradativas. Os intermediários metabólicos de um grupo de bactérias podem servir como substrato necessário ao crescimento de outras espécies e este fato interferirá nos gêneros e espécies de organismos que competirão e permanecerão ativos no naquele ecossistema em particular.

A Tabela 4.5 (ZINDER *apud* GLAZER e NIKAIDO, 1995), apresenta a estequiometria de algumas reações da biodigestão anaeróbia, e as variações de energia livre destas reações, sob condições padrão de ocorrência e dentro dos biodigestores.

**Tabela 4.5-** Exemplos de reações que ocorrem nos biodigestores anaeróbios, e as energias livres destas reações sob condições padrão de ocorrência ( $G^0$ ) e nos biodigestores ( $G^1$ ).

REAÇÕES	( $G^0$ ) (kcal/reação)	( $G^1$ ) (kcal/reação)
1. Conversão da glicose em metano e dióxido de carbono $C_6H_{12}O_6 + 3H_2O \longrightarrow 3CH_4 + 3HCO_3^- + 3H^+$	-96,5	-95,3
2. Conversão da glicose em acetato e hidrogênio $C_6H_{12}O_6 + 4H_2O \longrightarrow 2CH_3COO^- + 2HCO_3^- + 4H^+ + 4H_2$	-49,3	-76,1
3. Metanogênese do acetato $CH_3COO^- + H_2O \longrightarrow CH_4 + HCO_3^-$	-7,4	-5,9
4. Metanogênese do hidrogênio e dióxido de carbono $4H_2 + HCO_3^- + H^+ \longrightarrow CH_4 + 3H_2O$	-32,4	-7,6
5. Acetogênese do hidrogênio e dióxido de carbono $4H_2 + 2HCO_3^- + H^+ \longrightarrow CH_3COO^- + 4H_2O$	-25,0	-1,7
6. Oxidação de aminoácido Leucina Leucina + $3H_2O \longrightarrow$ isovalerato + $HCO_3^- + NH_4^+ + 2H_2$	+1,0	-14,2
7. Oxidação do butirato a acetato $CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$	+11,5	-4,2
8. Oxidação do propionato a acetato $CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \longrightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$	+18,2	-1,3
9. Oxidação do benzoato a acetato $C_7H_5O_2^- + 7H_2O \longrightarrow 3CH_3COO^- + HCO_3^- + 3H^+ + 3H_2$	+21,4	-3,8
10. Desalogenação redutiva $H_2 + CH_3Cl \longrightarrow CH_4 + H^+ + Cl^-$	-39,1	-29,0

**Fonte:** ZINDER *apud* GLAZER e NIKAIDO (1995).

Os microrganismos facultativos apresentam em relação aos aeróbios e anaeróbios vantagens adaptativas, de forma que podem sobreviver nesses dois ambientes a partir das disponibilidades de aceptores de elétrons disponíveis no meio. Podem fazer uso de aceptores tais como o oxigênio, o nitrito, o nitrato e o sulfato e realizar respiração aeróbia ou anóxica ou em função das condições ambientais partir para rotas fermentativas.

A presença de organismos dessa natureza em sistemas aeróbios e anaeróbios é um fato que possui uma importância crucial devido à natureza adaptativa dessas bactérias. A estabilidade de sistemas em que oscilem muito sua carga e concentração ou compostos recalcitrantes, pode ser mantida através de rotas alternativas de degradação desses organismos.

### **4.3. Etapas da decomposição dos resíduos sólidos**

A decomposição de resíduos sólidos em aterros sanitários é devido principalmente a processos microbiológicos, sendo a produção do percolato e de biogás função direta da atividade dos microrganismos (LO, 1996).

A decomposição, entretanto, é um processo complexo que envolve a ação conjunta de microrganismos hidrolíticos-fermentativos, em função das condições autóctones e ambientais.

Diversos autores propõem modelos para facilitar o entendimento dos processos desenvolvidos no seio do aterro.

PFEFFER (1992) citado por LO (1996), sugere que o processo ocorre em apenas três fases: acidogênese, acetogênese e metanogênese.

BARLAZ *et al.* (1989), citados por PINTO (2000), propõem um modelo que descreve a decomposição dos resíduos sólidos em aterros em quatro fases distintas: aeróbia, anaeróbia ácida, de produção acelerada de metano e de produção desacelerada de metano.

Outros autores como os citados na Tabela 4.6 consideram que o processo ocorre em cinco fases.

Percebe-se, entretanto que esses modelos na realidade apresentam-se muito semelhantes, entre si diferindo basicamente na forma de divisão entre as etapas degradativas.

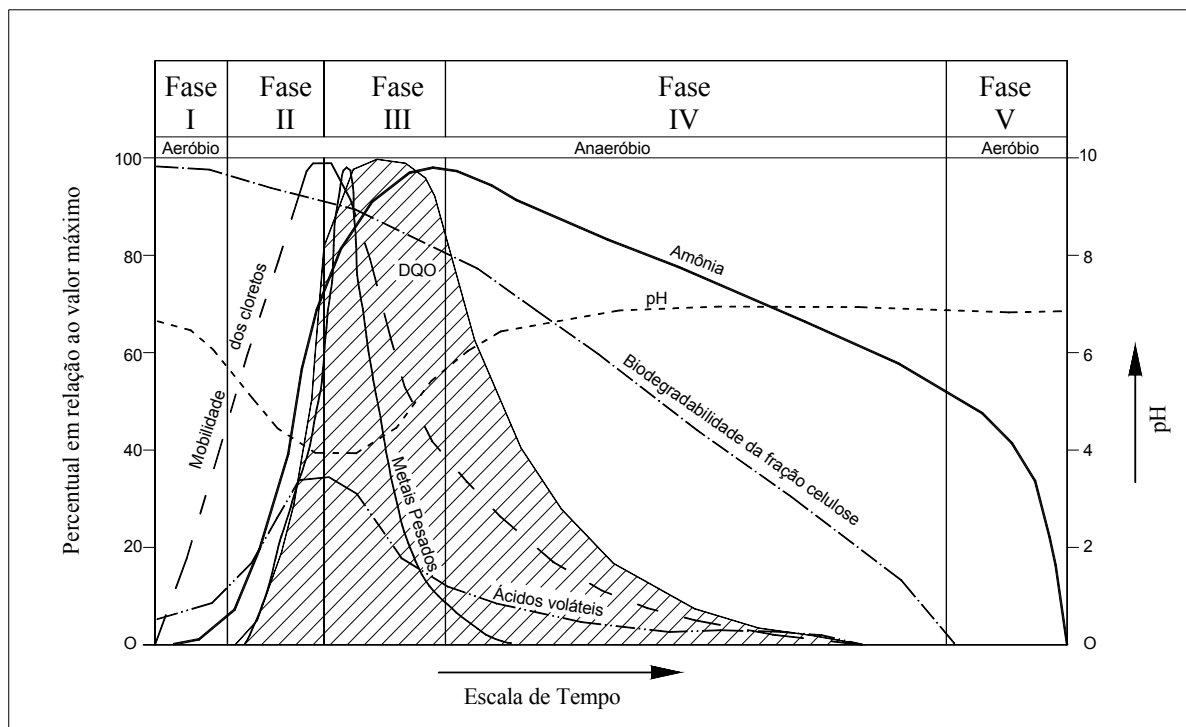
Na Tabela 4.6 apresenta-se esse último modelo destacando as cinco fases da decomposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários com suas características principais.

**Tabela 4.6-** Fases da decomposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários.

Fase	Características fundamentais
<i>Fase I – aeróbia ou ajustamento inicial</i>	Fase de ajustamento inicial onde se dá a deposição do lixo e o fechamento da célula do aterro. Os compostos biodegradáveis começam a sofrer decomposição microbiana sob condições aeróbias consumindo o residual de O <sub>2</sub> que fora aterrado com o lixo e preso em seus interstícios. O O <sub>2</sub> e o NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> são consumidos e os açúcares solúveis servem como fonte de carbono para a microbiota. O pH inicia queda para valores abaixo de 7,0. O gás de aterro é composto basicamente por CO <sub>2</sub> .
<i>Fase II – de transição ou hidrólise enzimática</i>	Transição da fase aeróbia para a anaeróbia. O NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> e SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> presentes são utilizados como aceptores de elétrons; sob estas condições, são reduzidos a N <sub>2</sub> e H <sub>2</sub> S. A atividade microbiana é acelerada produzindo quantidades significativas de ácidos carboxílicos de cadeia longa que favorecem a queda do pH abaixo de 6,0, e conseqüentemente, a dissolução de espécies metálicas. Nesta fase se inicia a quebra (hidrólise) de compostos de massa molecular mais elevada (lipídios, proteínas e polissacarídeos), com a formação de compostos intermediários mais simples (açúcares, aminoácidos, ácidos graxos). A produção de chorume é acelerada. E a taxa de produção de CO <sub>2</sub> chega a valores máximos.
<i>Fase III- de formação de ácidos ou acidogênese.</i>	Os intermediários da fase anterior são convertidos a ácidos orgânicos voláteis de cadeia longa favorecendo ainda a permanência de pH baixo. Nesta fase se dá um crescimento exponencial da taxa de produção de metano em função do estabelecimento das condições anaeróbias podendo atingir a valores máximos de 50 a 70% em volume. A liberação de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo favorecem o crescimento da biomassa.
<i>Fase IV- fermentação metânica ou acetogênese /metanogênese</i>	Os ácidos graxos voláteis de cadeia longa da fase anterior são transformados em ácidos orgânicos de cadeia curta como propiônico e o butírico e destes a ácido acético e hidrogênio (acetogênese), que finalmente será convertido a CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> prioritariamente pelas <i>archea</i> bactérias (metanogênicas). Dá-se o retorno às condições tampão controlado pelos ácidos voláteis. A DQO do lixiviado sofre redução significativa e a produção de metano um aumento correspondente. Nota-se uma redução gradativa da biodegradabilidade em função da maior parte da matéria orgânica mais facilmente degradável já ter sido degradada a CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> . A redução das concentrações de ácidos provoca elevação no pH do sistema e a taxa de decomposição de celulose e hemicelulose é aumentada em relação às outras fases.
<i>Fase V- maturação final</i>	A atividade biológica e a produção de gás é bastante reduzida podendo ser inativada devido a falta de substratos degradáveis e nutrientes. Os compostos orgânicos recalcitrantes convertem-se em sua maioria a substâncias húmicas complexadas com metais. A intrusão de oxigênio devido à redução da pressão interna na célula favorece o aumento do potencial redox e o aparecimento de espécies oxidadas.

**Fonte:** Adaptado de POHLAND e HARPER (1985); MERBACH Jr. (1989); BIDONE e POVINELLI (1999); PINTO (2000).

Na Figura 4.2 observamos a evolução das fases descritas na Tabela 5.1 (COTRIM, 1997 *apud* BIDONE e POVINELLI, 1999).



**Figura 4.2-** Evolução de alguns parâmetros durante as fases da decomposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários. **Fonte:** Adaptado de COTRIM, 1997 *apud* BIDONE e POVINELLI, 1999.

A duração de cada fase é função basicamente das características físicas do aterro, da natureza do resíduo e da forma de operação do aterro, podendo variar consideravelmente de célula para célula de um mesmo aterro (POHLAND e HARPER, 1985).

POHLAND e GOULD (1984), citados por MERBACH Jr. (1989), destacam que em qualquer aterro essas fases não podem ser distinguidas ou perfeitamente ordenadas. O que há na realidade é um conjunto de diferentes fases ocorrendo paralelamente a diferentes taxas, associadas a seções ou células do aterro. O desenvolvimento dessas fases é função basicamente da natureza física do aterro, das condições ambientais, das características e do tempo de disposição do resíduo.

Na realidade as células de um aterro funcionam analogamente a um reator anaeróbio e sendo assim, os processos desenvolvidos em seu interior são muito semelhantes.

A heterogeneidade do substrato e o fato desse encontrar-se em fase sólida, líquida, semi-sólida e gasosa, entretanto, tornam o processo mais complexo em relação ao equilíbrio bioquímico e microbiológico. Além do mais, os fatores ambientais e até as dimensões da própria célula são fatores que podem interferir no controle do processo.

#### **4.4. Biodegradabilidade do chorume**

A biodegradabilidade do chorume encontra uma relação estreita com a natureza do lixiviado e com idade do aterro. Aterros mais jovens apresentam lixiviados com elevadas frações de compostos orgânicos de degradação mais fácil. Em contrapartida, os percolados de aterros antigos já tiveram essa fração mais suscetível à degradação, biotransformada através dos processos desenvolvidos nas células restando uma fração de materiais orgânicos e inorgânicos recalcitrantes.

Segundo FORGIE (1988), citado por SANCINETTI *et al.* (2001), um período de transição típico do chorume de novo para velho está entre 3 e 5 anos, e 6 e 10 anos. Este mesmo autor indica que estas faixas podem ser menores em determinados casos.

BAIG *et al.* (1997), citados por BILA *et al.* (2001), sugerem que valores superiores a 3 e 4 da relação DQO/DBO<sub>5</sub> indicam uma baixa biodegradabilidade do efluente. A manutenção da DQO em valores elevados indicaria que os materiais orgânicos são recalcitrantes e não facilmente sujeitos a oxidação química, mesmo considerando o uso de oxidantes fortes.

A relação DQO/DBO<sub>5</sub> tende a crescer com o aumento da idade do aterro em função da redução da fração orgânica que mais rapidamente é degradada, podendo ser um indicativo que processos biológicos seriam cada vez menos efetivos para o tratamento de chorume (LO, 1996; HENRY, 1987 *apud* SANCINETTI *et al.*, 2001).

BERRUETA *et al.* (1996) avaliaram a biodegradabilidade de chorume de aterro antigo (12 anos) detectando que apenas 40-50% do material orgânico seria biodegradável.

Percebe-se, entretanto, que a dificuldade para o tratamento de chorume não reside apenas para aqueles lixiviados mais antigos. Mesmo para os chorumes mais jovens podem apresentar problemas operacionais para sistemas biológicos de tratamento, em função da variabilidade de suas características físico-químicas, das altas cargas biológicas, das altas



concentrações de metais alcalinos e pesados, compostos halogenados, nitrogenados e deficiências nutricionais.

Aterros antigos geralmente encontram-se em fase metanogênica e sob esta condição apresentam DQO na faixa de 1500 a 4000 mg/l, tendendo a consumir rapidamente os ácidos graxos voláteis (AGV), convertendo-os em biogás no próprio aterro (WELANDER *et al.*, 1988 *apud* SANCINETTI *et al.*, 2001) restando compostos orgânicos de alto peso molecular, de difícil tratamento por via biológica, como ácidos fúlvicos e húmicos (FORGIE, 1988 *apud* SANCINETTI *et al.*, 2001).

IMAI *et al.*(1998), citados por BILA *et al.*(2001), sugerem que para chorumes de aterros antigos deve ser feito um pré-tratamento por processos físicos e oxidativos de alta performance como a ozonização. Neste trabalho os autores conseguiram uma redução da relação DQO/DBO<sub>5</sub> de 20 para 3 através da aplicação da ozonização. Estes autores destacam que a aplicação de concentrações cada vez mais elevadas de ozônio melhoram gradativamente a biodegradabilidade do chorume. Entretanto, em escala real, este fato perde a importância devido aos altos custos agregados a altas dosagens de O<sub>3</sub>. Os autores destacam que uma solução alternativa é o uso do processo de coagulação/floculação para diminuir a demanda de ozônio aplicada, destacando-se o Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> como coagulante mais efetivo. O ozônio, como um oxidante forte, favorece a quebra das ligações químicas de polímeros recalcitrantes como os complexos lignínicos, aromáticos, fenólicos e polímeros orgânicos, de forma que se torna mais viável para os microrganismos utilizá-los em suas rotas biodegradativas.

Existe uma tendência observada na literatura relativa ao tratamento de lixiviados de aterros com altas concentrações de material orgânico recalcitrante, ou seja, de baixa biodegradabilidade, em se utilizar processos mistos em detrimento do uso de apenas processos biológicos convencionais (IMAI *et al.*, 1998 *apud* BILA *et al.*, 2001).

#### **4.5. Fatores que interferem nos processos biodegradativos**

De uma maneira geral os fatores que interferem nos processos de biorremediação são os mesmos que interferem na atividade microbiana.

BAKER e HERSON (1994) definem biorremediação como o uso de microrganismos ou processos microbiológicos para a desintoxicação e degradação de contaminantes ambientais baseados na utilização de novas tecnologias de remediação.

COOKSON Jr.(1995) define como bioremediação a tecnologia de utilização de microrganismos na recuperação de áreas degradadas pela disposição de resíduos, particularmente os resíduos químicos tóxicos.

A biorremediação vem sendo desenvolvida com o objetivo de explorar a diversidade genética e a versatilidade metabólica microbiana para a transformação de contaminantes em produtos menos tóxicos, que podem ser integrados nos ciclos biogeoquímicos naturais (UETA *et al.*, 2000).

Na bioremediação, o objetivo principal é a obtenção de consórcios microbianos ou culturas bacterianas altamente especializadas na degradação de determinados poluentes de difícil degradação natural (VAZOLLER, 2001).

A bioremediação requer o controle e a manipulação de processos biológicos microbianos *in-situ*, ou seja, na própria área degradada, introduzindo microrganismos específicos no local poluído, e, quando imprescindível, em reatores operados no local de disposição do material poluente, ou seja, *ex-situ*. Nesse último caso, ocorre a interface com as tecnologias de biotratamento.

Os mais importantes fatores abióticos que interferem limitando a população microbiana são: a disponibilidade de água do meio, temperatura, pH, presença de materiais tóxicos em particular metais pesados, o tipo de material orgânico a ser biodegradado, aceptores de elétrons e disponibilidade de nutrientes no sítio.

Os processos metabólicos e reprodutivos dos microrganismos geralmente necessitam de um percentual alto de água para que ocorram de forma otimizada.

A temperatura entra como um fator de grande influência nos processos metabólicos dos microrganismos, visto que em certos limites de temperatura podem se iniciar processos de desnaturação de enzimas fundamentais à sobrevivência e reprodução. Em particular para o caso das bactérias, estas podem sobreviver de uma maneira geral a faixas de temperatura de 0 a 100 °C para várias espécies diferentes e especializadas. Os microrganismos são classificados como *psicrófilos* (temperatura ótima entre 5 e 15 °C), *mesófilos* (temperatura ótima entre 25 e 40 °C) ou *termófilos* (temperatura ótima entre 40 e 60 °C).

A sensibilidade desses microrganismos a variações, mesmo pequenas, da ordem de 2° a 3°C de suas temperaturas ótimas, é muito grande.

Entretanto, exemplos extremos dessa capacidade de degradação são apresentados por vários autores na literatura técnica. KERRY (1990), indica como exemplo o gênero *Corynebacterim*, isolado de uma amostra de solo contaminado da Antártica, que é capaz de degradar hidrocarbonetos à 1°C. WILLIAMS *et al.* (1988) demonstram a capacidade de microrganismos termofílicos degradarem explosivos em sistemas de compostagem de solos a temperaturas de 55 °C.

Variações de pH podem dizimar populações inteiras de microrganismos, inibir mecanismos metabólicos, favorecer o crescimento de espécies específicas, alterar rotas bioquímicas. É uma importante variável de controle de processo e pode ser indicativo mesmo da fase de degradação do sistema e de quais microrganismos podem estar mais aclimatados àquelas condições.

O pH encontra seus valores ótimos geralmente entre 6,0 e 8,0, com exceção das bactérias acidofílicas que sobrevivem em meios ácidos, segundo BAKER e HERSON (1994). DIBBLE e BARTHA (1979) indicam que, para a degradação de solos contaminados com petróleo, o pH ótimo do solo deve estar em torno de 7,8. Em relação a meios ácidos, os fungos levam uma ligeira vantagem em relação às bactérias presentes em de solos e aquíferos.

Em relação aos metais, alguns deles tais como o cálcio, o ferro ou o sódio, são necessários e vitais em condições traço. Entretanto, altas concentrações de metais podem inibir os metabolismos e até se tornarem tóxicos à sobrevivência dos microrganismos, destruindo a membrana celular e desnaturando proteínas celulares (BEPPU e ARIMA, 1969; FOSTER, 1983).

Os nutrientes na engenharia ambiental apresentam um papel fundamental para a manutenção metabólica ótima dos microrganismos. Entretanto, por vezes na natureza não se dispõe de composições balanceadas de nutrientes em função do pH, acidez e temperatura. Este parâmetro, portanto, entra como uma importante variável de controle de processo, quando se visa a obtenção de resultados otimizados e altas taxas degradativas no sítio.

#### 4.6. Metais pesados: definição e características físico-químicas

Os metais pesados são reconhecidamente tóxicos ao organismo humano e ao meio ambiente. No homem podem estar associados a casos de irritação gastrointestinal, como os provocados pelo cádmio, ou até mesmo a acidentes fatais, como os provocados pelo mercúrio no Iraque em 1956, com 14 envenenamentos fatais com a ingestão de mercúrio e no Japão, na Baía de Minamata entre os anos de 1953 e 1960, com 41 mortos. Nos corpos d'água, quando presentes na massa líquida, os metais pesados podem desenvolver efeitos tóxicos sobre a biota aquática, afetando vários elos da cadeia alimentar. Consistem nos metais que têm densidade maior que 5 g/cm<sup>3</sup>. Os metais pesados que são encontrados em lixiviados de aterros são: prata (Ag), arsênio (As), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), ferro (Fe), manganês (Mn), molibidênio (Mo), estanho (Sn), antimônio (Sb), selênio (Se) e zinco (Zn).

Dentre eles são considerados essenciais aos organismos vivos em geral: As, Co, Cr, Se, Zn; às plantas: Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn; às bactérias fixadoras de nitrogênio: Co; e aos animais: Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn (MALAVOLTA, 1974; MIYAZAWA *et al.*, 1999; BERTON, 2000). São comumente utilizados na indústria e podem, se presentes em elevadas concentrações, retardar ou inibir o processo biológico aeróbio ou anaeróbio e ser tóxico aos organismos vivos (TRINDADE *et al.*, 1996; BRASIL, 1998).

Apesar de manter-se estável nos solos não-poluídos, a concentração dos metais pesados pode ser grandemente aumentada por influência das atividades humanas, podendo representar um grande perigo para os organismos vivos. Absorvidos pelas plantas, estes metais podem interferir no funcionamento dos estômatos, inibir a fotossíntese, a respiração, reduzir a atividade do mitocôndrio, interferindo assim no crescimento e no desenvolvimento vegetal. No homem, os efeitos nocivos dos metais vão desde pequenas tonturas, vômitos, diarreia, anemia, necrose no fígado, edema cerebral, câncer, problemas cardiovasculares e até graves lesões no sistema nervoso periférico e central (EWER e SCHLIPKKOTER, 1991; GAULGLHOFER e BIANCHI, 1991; SCHEINBERG, 1991; SROEPPLERR, 1991 *apud* QUEIROZ *et al.*, 2000). As principais características de alguns metais, considerados como potencialmente mais tóxicos, são apresentados na Tabela 4.7.

Apresentam-se alguns metais de importância a nível ambiental e de contaminação ao homem (DAMASCENO, 1996; BRAILE e CAVALCANTI, 1979; MANAHAN, 1994).

**Tabela 4.7.** Características de alguns metais pesados destacando sua utilização industrial, suas possíveis origens que podem afetar diretamente ao homem e seus efeitos.

<b>Metal</b>	<b>Origem industrial e características gerais</b>	<b>Origens possíveis que podem afetar diretamente ao homem</b>	<b>Efeitos ao homem</b>
<b>Cádmio (Cd)</b>	Utilizado em indústrias de galvanoplastia, de baterias, em tubos de televisão, lâmpadas fluorescentes, como pigmento e estabilizador de plásticos polivinílicos. Acredita-se que grande parte da ação fisiológica do Cd é devida a sua similaridade ao Zn; o Cd pode substituir o Zn em algumas enzimas, alterando e impedindo a sua atividade.	Resíduos industriais, lixiviação de aterro sanitário e solos que recebem lodo de esgoto. Alimentos e água contaminados, ar, cigarros.	Hipertensão, problemas nos rins, destruição dos tecidos dos testículos e destruição dos glóbulos vermelhos do sangue
<b>Chumbo (Pb)</b>	Usado na fabricação de baterias, em pigmentos, munição e soldas.	As principais vias de exposição ao Pb são água contaminada para consumo humano, alimentos, ar e cigarros.	A toxicidade aguda causada provoca várias disfunções nos rins, no sistema reprodutivo, fígado, no cérebro e sistema nervoso central; a toxicidade moderada pode causar anemia.
<b>Cromo (Cr)</b>	Usado na fabricação de ligas metálicas, na indústrias de transporte, construções, fabricação de maquinários e na fabricação de tijolos refratários, na indústria têxtil, fotográfica e de vidros. Elemento essencial ao ser humano; necessário ao metabolismo da glicose, lipídeos e para a utilização de aminoácidos em vários sistemas; para a prevenção de diabete e arteriosclerose.	As principais vias de exposição ao Cr são: água para consumo humano, alimentos, ar e cigarros.	A forma hexavalente é carcinogênica, ao trato digestivo e aos pulmões. Pode provocar, dermatites e úlceras na pele e nas narinas; a níveis de 10 mg/kg de peso corporal, o Cr <sup>6+</sup> pode causar necroses no fígado, nefrites e morte.
<b>Níquel (Ni)</b>	Usado na produção de ligas, na indústria de galvanoplastia, de baterias, em componentes eletrônicos, produtos de petróleo, pigmentos e como catalisadores para hidrogenação de gorduras. O Ni, relativamente, não é tóxico e as concentrações a que normalmente o homem encontra-se exposto, são aceitáveis.	As principais vias de exposição ao Ni são: água para consumo humano, alimentos, ar, exposição industrial e cigarros.	Aumento da interação competitiva com cinco elementos essenciais (Ca, Co, Cu, Fe, e Zn) provocando efeitos mutagênicos pela ligação do Ni aos ácidos nucleicos, indução de câncer nasal, pulmonar e na laringe, indução ao aparecimento de tumores malignos nos rins e também apresentar efeitos teratogênicos.
<b>Zinco (Zn)</b>	Usado na galvanização de produtos de ferro; em baterias, fertilizantes, lâmpadas, televisores e aros de rodas, em tintas, plásticos, borrachas, em alguns cosméticos e produtos farmacêuticos. Elemento essencial, tem função na síntese e metabolismo de proteínas e ácidos nucleicos e na divisão mitótica das células. Metal pesado menos tóxico.	Água e alimentos contaminados e exposição industrial.	Vômitos, desidratação, dores de estômago, náuseas, desmaios e descoordenação dos músculos.

<b>Mercúrio (Hg)</b>	Usado em baterias, termômetros, fungicidas, amalgama dentária e produtos farmacêuticos.	As vias de exposição são via absorção ao Hg por inalação de vapores, ingestão e absorção cutânea. Alimentos contaminados.	Neurológicos, irritabilidade, paralisia, cegueira e loucura, quebra de cromossomos e defeitos de nascença, falta de coordenação motora, constrição do campo visual e dificuldade de articulação das palavras, inibição do mecanismo mitótico.
<b>Prata (Ag)</b>	A inclusão da prata como um possível agente nocivo é decorrente do fato de que pode ser deliberadamente adicionada a água para fins de desinfecção. É um metal cumulativo, sendo.	Água e alimentos contaminados e exposição industrial.	Letal ao homem em doses superiores a 10 mg como nitrato de prata

**Fonte:** Adaptado de DAMASCENO (1996); BRAILE e CAVALCANTI (1979); MANAHAN (1994)

#### 4.6.1. Origem dos metais pesados

A origem dos metais pesados pode estar associada a fontes naturais e a fontes antropogênicas. O conhecimento da origem é de fundamental importância quando se deseja realizar um estudo de remoção ou tratamento de um manancial ou solo comprometidos.

Os reservatórios naturais vêm sendo depositários de uma variedade de subprodutos, provenientes da atividade antrópica. A presença de elementos potencialmente tóxicos é responsável por efeitos adversos sobre o ambiente, com repercussão na economia e na saúde pública.

A introdução de metais nos sistemas aquáticos ocorre naturalmente através de processos geoquímicos. A contribuição atribuída à atividade humana é um reflexo de sua ampla utilização pela indústria (YABE e OLIVEIRA, 1998).

As principais fontes naturais são: as de origem geoquímicas: macroatômicos (99%): O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, H, P e S; elementos traços: constituem menos que 1% das rochas da crosta terrestre; metais pesados presentes na atmosfera e locais próximos a vulcões: Cd, Cu, e Zn.

As principais fontes antropogênicas são: a mineração; materiais da agricultura (impurezas em fertilizantes: Cd, Cr, Mo, Pb, V, Zn; pesticidas: Cu, As, Hg, Pb, Mn, Zn; dessecantes: As para o algodão; preservativo da madeira: As e Cu; composto e estrume: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn e As; lodo de esgoto: Cd, Ni, Cu, Pb e Zn; corrosão de telhas e cercas galvanizadas: Zn e Cu), na combustão de combustíveis fósseis (Pb, Cd, Zn, As, Sb, Se, Ba,

Cu, Mn e V; gasolina contendo aditivos de Pb; indústrias metalúrgicas; ligas e aços: V, Mn, Pb, W, Mo, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Sn, As, Ag, Pb e Cd), na indústria eletrônica (manufatura de semicondutores e outros componentes: Cu, Zn, Au, Ag, Pb, Sn, Y, W, Cr, Mo, As, Gd, In, etc.), disposição de resíduos sólidos (lixiviados dos aterros e fumaça de incineradores) e outras fontes variadas (baterias: Pb, Sb, Zn, Cd, Ni e Hg; tintas e pigmentos: Pb, Cr, As, Sb, Se, Mo, Cd, Zn, Co e Ti; catálise: Pt, Mo, I, Co, Rh e Pd; estabilizadores de polímeros: Cd, Zn, Sn e Pb; gráficas: Se, Pb, Cd, Zn, Cr e Ba; usos médicos: ligas dentárias: Ag, Sn, Hg, Cu e Zn; preparação de medicamentos: As, Bi, Sb, Se, Ba e Pt; aditivos de combustíveis e lubrificantes: Se, Te, Pb e Mo).

#### **4.6.2 Origem industrial dos metais pesados**

Nas últimas décadas, com o crescimento do parque industrial em todo mundo, o conteúdo de metais no meio ambiente tem atingido níveis muito perigosos.

Os metais pesados estão presentes nas baterias, nas tintas, nos algicidas, nos contraceptivos, nos tecidos, nos fertilizantes fosfatados, nos calcários, nos componentes de computadores (LANGGERWERFF, 1971; JONES *et al.*, 1973; ORMROD, 1984; EWER e SCHLIPKKOTER, 1991; GAULGLHOFER, 1991; SCHEINBERG, 1991; TEOOLER, 1991; VOGTMANN *et al.*, 1993). Os solos podem conter, naturalmente, uma grande quantidade de metais pesados como por exemplo: o cádmio, o chumbo e o zinco que estão sempre associados e ocorrem naturalmente nas rochas (LANGERWEFF, 1971; AMARAL *et al.*, 1996).

Apesar de se manterem estáveis nos solos não-poluídos, a concentração dos metais pesados pode ser grandemente aumentada com a adição das sobras dos processos industriais (SCHULTZ e HUTCHINSON, 1991). FOERTNER e MUELLER (1974) *apud* FELLEBERG (1980), relacionam os metais pesados presentes geralmente nos efluentes de diferentes indústrias na Tabela 4.8.

**Tabela 4.8-** Metais geralmente presentes em alguns efluentes industriais.

ATIVIDADE INDUSTRIAL	METAL PESADO							
	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Sn	Zn
Indústrias de Papel		x	x	x	x	x		x
Petroquímica	x	x		x	x		x	x
Indústrias de Cloro e Hidróxido de sódio	x	x		x	x		x	x
Indústrias de Fertilizantes	x	x	x	x	x	x		x
Refinarias de Petróleo	x	x	x		x	x		x
Usinas siderúrgicas	x	x	x	x	x	x	x	x
Indústrias de metais-não ferrosos	x	x	x	x			x	
Indústrias de veículos automotores e aviões	x	x	x	x	x		x	
Indústrias de vidro, cerâmica e cimento	x							
Indústrias Têxteis	x							
Curtumes		x						
Usinas termoelétricas	x						x	

**Fonte:** FOERTNER e MUELLER (1974) *apud* FELLEBERG (1980).

#### 4.6.3. Origem dos metais pesados no lixo urbano

Podemos destacar dois mecanismos principais de contaminação de metais na matéria orgânica: a contaminação direta, por adesão de partículas de pequeno diâmetro de óxidos metálicos, cinzas e limalhas à matéria orgânica úmida; e a contaminação por lixiviação de íons metálicos da fração inorgânica para a orgânica (VAN ROOSMALEN *et al.*, 1987). ROUSSEAU *et al.* (1989), fizeram uma estimativa das quantidades de metais pesados dispersos no lixo brasileiro, assim como a contribuição de cada componente do lixo para o teor final de metais no composto.

Teores de metais pesados estimados por CASTILHO Jr. (1988), em lixos urbanos, indicaram que a fração orgânica aparece como fonte (depositário) principal dos metais pesados nos resíduos sólidos: Cu (80 a 70%), Ni (54 a 56%), Zn (26 a 42%), Cr (21 a 26%), Hg (17 a 70%), Cd (6 a 15%) e Pb (19 a 48%); os plásticos aparecem com principal fonte de Cd (67 a 77%). O Pb e o Cu se manifestam em quantidades importantes nos metais ferrosos (29 a 50% de Pb e 14 a 50% de Cu). O autor destacou que o couro contribui com cerca de 35% do Cr e a borracha com 32 a 37% do Zn.

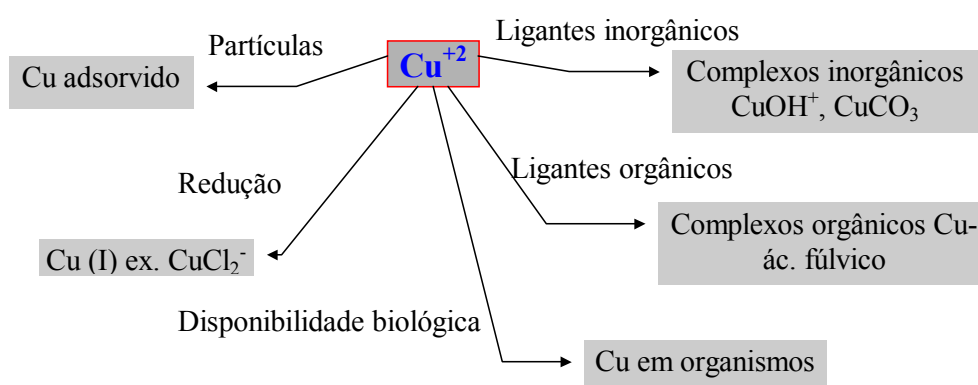


O papel aparece como notável fonte de Pb (10 a 14%). A contaminação direta inicia-se no ato da mistura do material compostável com o resto do lixo.

#### 4.6.4. Comportamento dos metais pesados no meio ambiente

O comportamento dos metais no meio ambiente depende de fatores físico-químicos, climáticos, biogeoquímicos, hidrológicos e temporais. Na atmosfera, por exemplo, o tempo que as partículas metálicas podem permanecer suspensas depende fundamentalmente do tamanho da partícula, da velocidade do vento, da umidade relativa e precipitação. Neste sentido, quando atingem o solo podem depositar-se nos solos e sedimentos (adsorção física e química) ou serem absorvidos pelas plantas (biosorção). Ao atingirem os corpos d'água podem ser carregados para os oceanos, sedimentos marinhos e fluviais ou contaminar a água subterrânea. No meio aquático também podem interferir nos processos da cadeia alimentar por bioacumulação em microrganismos e animais atingindo o homem.

Na Figura 4.3, apresenta-se alguns processos químicos, a título de exemplo, para avaliar-se a complexidade dos processos envolvidos na atenuação da contaminação, por processos naturais do cobre no meio ambiente. Processos como complexação inorgânica, complexação orgânica, adsorção/biosorção, processos redox, disponibilidade biológica, metilação, precipitação/dissolução, entre outros, concorrem para atenuar as contaminações impostas ao meio ambiente.



**Figura 4.3**-Alguns processos químicos envolvidos na atenuação da contaminação, por processos naturais do cobre no meio ambiente.

A questão é que, por vezes, o equilíbrio químico é alterado de tal forma que esses processos são inibidos ou não conseguem efetivamente dispersar os contaminantes em concentrações muito elevadas.

FELLENBERG (1980), relaciona diferentes problemas que podem ser associados aos metais pesados. Os metais pesados podem reduzir a capacidade de autodepuração dos corpos d'água, uma vez que normalmente são inibidores dos microrganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica.

Os sedimentos podem apresentar grandes concentrações de metais pesados, cujos valores podem assumir de 1000 a 10000 vezes as concentrações encontradas na massa líquida. O acúmulo de metais nos sedimentos pode representar, a princípio, uma descontaminação da água. Esta aparente vantagem, entretanto, traz consigo um perigo potencial, uma vez que, sob determinadas condições do corpo d'água, grandes quantidades de metais podem ser liberados e reintroduzidos na massa líquida (REIS e MENDONÇA, 2000). As intoxicações provocadas pelos metais podem se desenvolver muito lentamente, identificáveis, muitas vezes, após anos ou décadas.

#### **4.6.5. Propriedades bioquímicas**

Os metais pesados podem ser divididos em essenciais e não essenciais para a manutenção ótima dos processos bioquímicos dos organismos vivos.

Os íons metálicos podem inibir os processos microbiológicos envolvendo a degradação de compostos orgânicos e afetar significativamente as taxas de biodegradação.

O nível de inibição dependerá da concentração e disponibilidade do metal pesado e dependerá da ação de processos complexos controlados por múltiplos fatores, incluindo a natureza do metal, meio e espécies microbianas (De RORE *et al.*, 1994; GOBLLENZ *et al.*, 1994; HASHEMI *et al.*, 1994; OLOSUPO *et al.*, 1993; TOMIOKA *et al.*, 1994 *apud* AMOR *et al.*, 2001).

Em alguns casos os microrganismos apresentam-se resistentes a alguns metais devido a ação de vários mecanismos (ROHIT e SHELA, 1994; TOMIOKA *et al.*, 1994 *apud* AMOR *et al.*, 2001).

#### 4.6.5a. Elementos traços essenciais ou micronutrientes

Sua ausência pode potencializar processos patogênicos. Entretanto, mesmo os elementos essenciais podem tornar-se altamente tóxicos ao seres vivos.

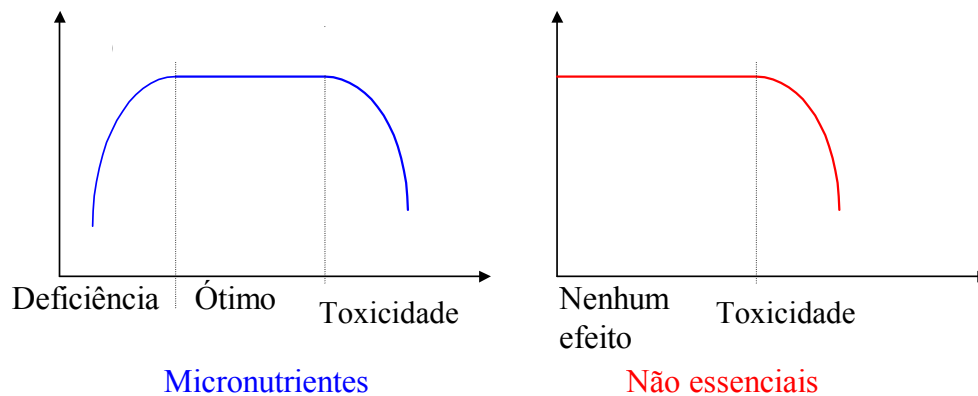
O cobre, o manganês, o ferro, e o zinco, por exemplo, são essenciais às plantas e animais. Enquanto que o cobalto, o cromo, o selênio e o iodo são essenciais somente às plantas e o molibdênio somente aos animais.

#### 4.6.5b. Elementos não-essenciais

Sua função bioquímica não é conhecida. São tóxicos se a concentração exceder a tolerância dos organismos vivos.

Entre seus potenciais efeitos tóxicos mais pronunciados destacam-se a competição com metabolismos essenciais, substituição de íons essenciais, reações com grupos -SH, danos à membrana celular e reações com o grupo fosfato do ADP e ATP.

Na Figura 4.3, pode-se verificar o rendimento das plantas em relação ao aumento da concentração de elementos não essenciais e essenciais ao seus metabolismos. Observa-se que em concentrações elevadas a toxicidade é alcançada em ambos os casos.



**Figura 4.4-** Rendimento das plantas em relação ao aumento da concentração de elementos não essenciais e essenciais aos seus metabolismos.

As concentrações tóxicas aos peixes foram apresentadas por BRAILE e CAVALCANTI (1979), para alguns dos metais pesados. Os valores propostos para o cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel e zinco estão apresentados na Tabela 4.9.

**Tabela 4.9-** Concentrações de metais pesados tóxicas aos peixes.

Metal pesado	Limite de toxicidade aos peixes (mg/l)
Cádmio	0,10
Cromo	0,70
Cobre	0,15
Chumbo	2,50
Níquel	1,50
Zinco	1,00

Fonte: BRAILE e CAVALCANTI (1979).

#### **4.6.6. Bioacumulação e biotransformação de metais.**

Na natureza os processos de atenuação de íons metálicos ocorrem naturalmente desde o aparecimentos desses organismos; entretanto, a atividade antropogênica vem proporcionando um aporte superior de metais no meio ambiente devido ao avanço das sociedades industriais.

Os microrganismos podem acumular ou transformar elementos metálicos, através de reações enzimáticas específicas ou de mecanismos decorrentes das características e das propriedades da parede celular e da membrana plasmática desses organismos (GARCIA JR., 2001).

Alguns metais como o ferro, o zinco, o cobre e o molibdênio são componentes essenciais de um grande número de enzimas e moléculas biológicas.

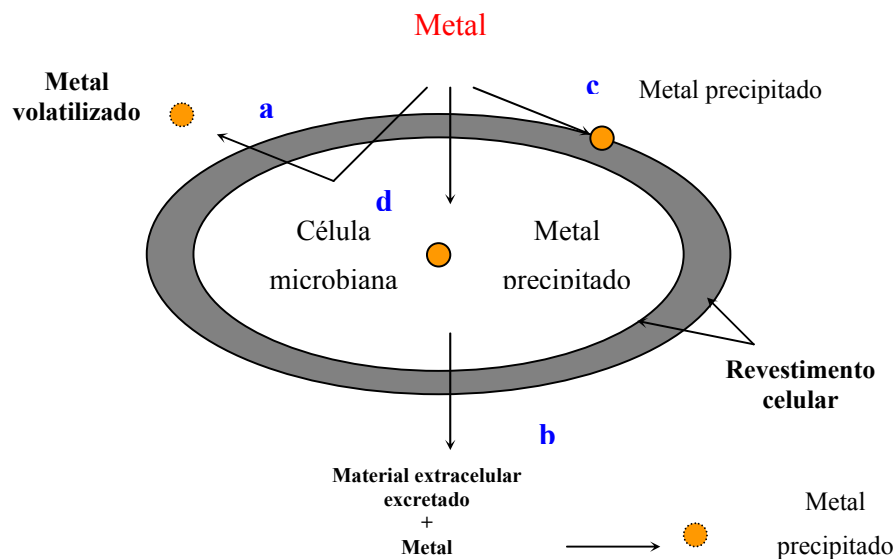
No caso de metais como o arsênio, o cádmio e a prata, os microrganismos foram capazes de desenvolver sistemas especializados em resistir a determinados níveis de concentração devido a diferenças nos sistemas de absorção e de transporte do metal.

O mercúrio, o arsênio e o cromo, geralmente são transformados em espécies menos tóxicas ou em espécies voláteis, por processos enzimáticos de oxidação, redução e metilação.

Do ponto de vista estrutural a membrana plasmática e a parede celular possuem características de carga elétrica que favorecem interações químicas com os cátions metálicos ou com ânions de metalóides (como selenato e selenito, arsenato e arsenito, telurato e telurito).

Essas características bioquímicas objetivam a retenção desses compostos antes de entrarem em contato com o material celular interno onde se tornariam tóxicos as estruturas celulares.

Os metais então ficam acumulados ou são biotransformados em formas menos tóxicas. Os principais mecanismos de interação são descritos na Figura 4.5 e na Tabela 4.10.



(a = volatilização, b = precipitação extracelular, c = ligação à superfície, d = bioacumulação intracelular)

**Figura 4.5-** Representação esquemática das possíveis interações entre metais e as células bacterianas. **Fonte:** BRIERLEY *et al.* (1985); ROSSI (1990) *apud* GARCIA Jr. (2001).

**Tabela 4.10-** Descrição dos processos de atenuação de metais por células microbianas e principais espécies destacadas na literatura.

PROCESSO	DESCRIÇÃO DO PROCESSO	MICROORGANISMOS ENVOLVIDOS DE DESTAQUE NA LITERATURA
<b>Volatilização</b>	Transformação de cátions metálicos tóxicos (Hg <sup>2+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Pb <sup>2+</sup> , etc) e metalóides (As, Se e Te) em formas metiladas.	<i>Clostridium cochlearium</i> , <i>Aspergillus Nigerscopuloriopsis brevicaule</i> , <i>Saccharomyces cerevisiae</i> (ROBIN E TUOVINEN, 1984).
<b>Precipitação extracelular</b>	Imobilização e acumulação de metais em solos e sedimentos através de sua ligação com produtos metabólicos excretados por microrganismos (compostos orgânicos que interagem com o metal formando complexos metálicos).	Bactérias redutoras de sulfato que reduzem o sulfato a H <sub>2</sub> S, que reage com os íons metálicos formando sulfetos metálicos: $M^{2+} + H_2S \longrightarrow MS + 2H^+$
<b>Ligação a superfície celular (adsorção)</b>	Ocorre devido a interações eletrostáticas entre os cátions metálicos e a superfície carregada negativamente da célula microbiana.	<i>Bacillus subtilis</i> , <i>Bacillus liqueniformis</i> (ROSSI, 1990), <i>Pseudomonas auruginosa</i> , <i>Saccharomyces cerevisiae</i> . <i>Hormidium fluitans</i> (STRANDBERG <i>et al.</i> ,1981), <i>Streptomyces longwoodensis</i> (MYERS-KEITH, 1986).
<b>Bioacumulação intracelular</b>	Pode ser entendida como a segunda fase do processo de absorção. Requer sistemas especializados e varia com o grau de tolerância de cada espécie	<i>Pseudomonas auruginosa</i> , (STRANDBERG <i>et al.</i> ,1981), <i>Neuspora crassa</i> (ROSSI, 1990)

**Fonte:** Adaptado de GARCIA JR (2001).

Esses processos podem ocorrer simultaneamente variando de acordo com as características fisiológicas de cada espécie microbiana, de sua resistência aos cátions metálicos e das condições ambientais.

#### 4.6.7. Limites brasileiros para os metais pesados

Além de estabelecer a classificação das águas do Território Nacional, a Resolução CONAMA N° 20/86 estabeleceu requisitos de qualidade para as águas das diferentes classes e para os efluentes.

Nas águas da classe Especial, embora não tenham sido explicitadas limitações à presença de metais pesados, não são tolerados lançamentos de águas residuárias domésticas ou industriais, resíduos sólidos, defensivos agrícolas, fertilizantes químicos, substâncias potencialmente tóxicas ou outros poluentes, mesmo que tratados.

Adicionalmente, nas águas desta classe que forem consumidas sem simples desinfecção, os coliformes totais deverão estar virtualmente ausentes. Por serem mananciais muito particulares do ponto de vista qualitativo e por não constituírem a regra dos mananciais superficiais, corpos d'água da classe especial não serão objeto de análise deste trabalho. Para as águas da classe 4, função de seus usos menos nobres, foram estabelecidas restrições apenas à presença de materiais flutuantes, substâncias facilmente sedimentáveis, fenóis, óleos e graxas, não sendo explicitados limites para os metais pesados. As concentrações limite estabelecidas para os diferentes metais pesados em efluentes e mananciais classes 1, 2 e 3 estão apresentadas na Tabela 4.8.

**Tabela 4.11-**Concentrações limite estabelecidas para os diferentes metais pesados em efluentes e mananciais classes 1, 2 e 3 .

CONSTITUINTE	LIMITES PARA EFLUENTE (mg/l)	LIMITES PARA OS CORPOS D'ÁGUA CLASSE 1 E 2 (mg/l)	LIMITES PARA OS CORPOS D'ÁGUA CLASSE 3 (mg/l)
Arsênio	0,5	0,05	0,05
Cádmio	0,2	0,001	0,01
Chumbo	0,5	0,03	0,05
Cobre	1	0,02	0,5
Cromo Hexavalente	0,5	0,05	0,05
Cromo Trivalente	2	0,5	0,5
Estanho	4	2	2
Merúrio	0,01	0,0002	0,002
Níquel	2	0,025	0,025
Prata	0,1	0,01	0,05
Selênio	0,05	0,01	0,01
Zinco	5	0,18	5

Fonte: CONAMA (1986).

No Brasil, partir de janeiro de 2000, a quantidade dos metais pesados como: mercúrio, cádmio e chumbo utilizados na produção de pilhas e baterias industriais, de celular, médico-hospitalares e automotivas, entre os diversos tipos, deverá ser reduzida a limites mínimos. Essa é uma das regras da resolução aprovada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (, 1999).

Atualmente, comerciantes e fabricantes do setor são obrigados a receber de volta as pilhas e baterias usadas, para dar uma solução ambientalmente correta para os produtos usados e ganham prazo de dois anos para montar o sistema de reciclagem, reutilização ou armazenagem em local segregado.

A resolução do CONAMA n ° 20/86, que tem força de lei, proíbe o lançamento do produto, depois de usado, a céu aberto ou em praias, rios, redes de águas pluviais e de esgoto. É vedada ainda a queima do produto ao ar livre ou em instalações impróprias.

Os métodos para a redução de resíduos sólidos incluem: redução na utilização de materiais não recicláveis; prolongamento da durabilidade dos bens; redução do volume das embalagens; aumento da eficiência de utilização dos materiais; substituição de substâncias e/ou produtos nocivos e desenvolvimento de técnicas adequadas de eliminação ou encapsulamento de substâncias perigosas contidas em resíduos. Como no Brasil há carência por usinas de reciclagem, uma solução bastante difundida é a armazenagem.



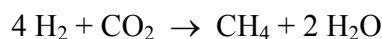
### 5.1. Breve histórico do tratamento anaeróbio

O desenvolvimento dos processos anaeróbios teve início a partir da observação de fenômenos ambientais associados à produção de metano em determinadas condições naturais. A descoberta em 1776, do “ar combustível” pelo físico italiano Alessandro Volta, associada à atividade de organismos em sedimentos no fundo de lagos e rios, é vista como um marco histórico importante.

Em 1856, Reiset observou o mesmo processo de formação de metano trabalhando com estrumeiras. Este cientista propôs estudos mais detalhados sobre o manejo desse resíduo como forma de elucidar o processo de decomposição anaeróbia.

Avanços significativos foram realizados por Bechamp, que em 1868 concluiu que o gás metano seria formado pela atividade microbiana. Popoff, em 1875, estudou a formação do metano através do uso de diversos substratos (MARÇAL Jr., 2000). Quinze anos após, Van Senus verificou que a decomposição anaeróbia seria o produto da ação de um diversificado número de espécies de microrganismos agindo conjuntamente.

Entretanto, coube a Omeliansui isolar alguns microrganismos produtores de hidrogênio, ácido acético e butírico, fazendo uso de um substrato mais complexo como a celulose. Este pesquisador demonstrou, através de uma reação química, que o metano seria formado a partir da redução do gás carbônico pelo hidrogênio.



No início do século 20, mais precisamente em 1910, Sonhgen já havia proposto que a fermentação de materiais orgânicos produziria compostos reduzidos, tais quais hidrogênio, ácido acético e gás carbônico. Este mesmo pesquisador por décadas seguidas causou polêmica no meio científico quando propôs que ocorria a redução do  $\text{CO}_2$  para a formação de metano e que o ácido acético seria descarbonizado neste processo. Esta hipótese, hoje, é considerada correta (MARÇAL Jr., 2000).

Outro avanço significativo se deu com a elucidação de que os processos de degradação por via anaeróbia ocorriam em duas fases, uma ácida e outra metânica. Datam de 1914, trabalhos de Thum e Reichle neste sentido. A denominação de digestão ácida e digestão metânica às fases do processo foi dada por Imhoff, dois anos após.

No início da década de 40 Barker conseguiu isolar a espécie *Methano Bacterium Omelianski*, que oxida o etanol a acetato e este por sua vez a metano. Oito anos após a descoberta de Barker, Buswell e Sollo conseguiram provar que o metano vindo do acetato não ocorria através da redução do CO<sub>2</sub>. MARÇAL Jr. (2000) destaca dois marcos históricos na elucidação das rotas microbianas dos processos anaeróbicos. O primeiro deles é a verificação realizada por Jerris de que cerca de 70% do metano produzido pela digestão anaeróbica provinha do acetato; o segundo marco, publicado em 1967 por Briant, destaca que existem 2 espécies de microrganismos que converteriam os substratos complexos a metano, uma por via do acetato e outra via por do hidrogênio.

Percebe-se, entretanto, através da literatura científica, que a utilização na prática de sistemas de tratamento anaeróbios veio antes mesmo de se entender mais profundamente os complexos mecanismos bioquímicos e microbiológicos que ocorriam nos biodigestores. Mc CARTY (1982) citado por FORESTI *et al.* (1999), destaca como a primeira contribuição significativa para os sistemas de tratamento anaeróbio, a *Fossa Automática Mouras*, cuja primeira patente francesa data de 1892. A partir desse sistema pouco eficiente surgiram inúmeras concepções, como o tanque Talbot em 1894 (Estados Unidos), o tanque séptico em 1895 (Inglaterra) e o muito disseminado tanque Imhoff em 1905 (Alemanha).

Apesar de nas décadas de 20 e 30 ter-se acumulado uma grande quantidade de informações técnicas e operacionais sobre o processo anaeróbico, foi apenas na década de 50 que se deu um grande desenvolvimento do processo, através da observação da necessidade da manutenção de uma grande biomassa metanogênica ativa no interior do reator (FORESTI *et al.*, 1999). Um salto qualitativo real, entretanto, se deu no ano de 1969 com os trabalhos desenvolvidos por Young e McCarty sobre filtros anaeróbicos. O domínio dessa tecnologia abria perspectiva para utilização de processos anaeróbios também para efluentes com matéria orgânica solúvel e diluída.

Segundo FORESTI (1990), citado por KOETZ *et al.* (1996), após a crise energética dos anos 70, os processos anaeróbios de tratamento de águas residuárias de natureza

variada emergiram como alternativa principal para a substituição de sistemas aeróbios usados para reduzir o teor de matéria orgânica. Nesta mesma década houve um grande avanço à otimização do processo anaeróbio com o desenvolvimento dos reatores UASB (*upflow anaerobic sludge bed*) e de leito fluidizado (FORESTI *et al.*, 1999).

## 5.2. O reator UASB

Segundo BERRUETA *et al.* (1996), os reatores UASB são indubitavelmente o tipo de sistema anaeróbio de alta taxa mais extensamente difundido e aplicado no mundo.

O reator UASB apresenta a vantagem de tratar efluentes diluídos ou concentrados, de material particulado ou dissolvido, e de natureza simples ou complexa, com elevadas eficiências sob condições de operação relativamente simplificadas (KATO *et al.*, 1999).

Este tipo de reator inicialmente foi desenvolvido e aplicado na Holanda a partir de inúmeros trabalhos científicos, em escalas variadas, de diversos pesquisadores dentre os quais pode-se destacar Lettinga e colaboradores.

Apresenta vantagens de não necessitar de material de enchimento para dar suporte físico à biomassa ativa ficando esta auto-aderida formando grânulos de granulometria variada, formando um leito de lodo concentrado no fundo do reator.

Outra vantagem a se destacar deste tipo de reator é que o mesmo desempenha funções variadas não necessitando, na maioria dos casos, de unidades acessórias em separado, como decantadores primários, já que o fluxo ascendente favorece que o material particulado fique retido a partir da entrada do reator no leito de lodo, sendo então devidamente digerido nesta região.

Um separador trifásico instalado na parte superior do reator possibilita a retenção de grande parcela do material biológico e particulado no interior do reator, facilitando também a separação da parcela do biogás produzido de forma dispersa e daquela aderida a grânulos que por ventura ascendem ao topo do reator.

O lodo anaeróbio devido, suas características de alta sedimentabilidade, permanece no fundo do reator, sendo esta região de alta atividade biológica denominada leito de lodo. Acima do leito de lodo encontra-se uma região mais dispersa denominada manta de lodo. Segundo CHERNICHARO *et al.* (1999), a concentração de bactérias ativas no leito de lodo

fica em torno de 4% a 10% (40 a 100 g ST/L) e na manta de lodo cerca de 1,5% a 3% (15 a 30 g ST/L). Segundo VON SPERLING (1996), a essas duas regiões pode-se denominar também zona de decantação. A maior parte dos processos biodegradativos ocorre na região do leito de lodo.

Operacionalmente os reatores UASB apresentam as vantagens dos processos anaeróbios de alta taxa tais como: pequenos períodos de detenção hidráulico (TDH), alta concentração de microrganismos ativos por unidade de volume, capacidade de suportar altas cargas biológicas e volumétricas, simplicidade de operação, baixa geração de lodo e baixos custos (POETSCH e KOETZ, 1998).

### 5.3. Critérios e parâmetros de projeto de reatores UASB

Na Tabela 5.1 apresentam-se os principais parâmetros de projeto, suas formulações matemáticas e seu significado.

**Tabela 5.1-** Principais parâmetros de projeto de reatores, suas formulação matemática e seu significado

Parâmetros de projeto	Formulação matemática	Significado
Tempo de detenção hidráulico	$TDH = \frac{V}{Q}$ (3)	Tempo necessário para que o efluente entre e saia do reator
Carga hidráulica volumétrica	$CHV = \frac{Q}{V}$ (4)	Carga aplicada por unidade de volume do reator
Carga orgânica volumétrica	$COV = \frac{Q.S}{V}$ (5)	Quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator por unidade de volume.
Carga biológica (aplicada ao lodo)	$CB = \frac{Q.S}{M}$ (6)	Quantidade de matéria orgânica aplicada diariamente ao reator por unidade de biomassa ativa.
Velocidade ascensional de fluxo	$v = \frac{Q}{A} = \frac{H}{TDH}$ (7)	Velocidade com a qual o fluido se desloca no reator.

**Obs:** V (m<sup>3</sup>); Q (m<sup>3</sup>/d); TDH (d); CHV (m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d); S (kgDQO/m<sup>3</sup>); COV (kgDQO/m<sup>3</sup>.d); CB (kgDQO/kgSVT.d); A (m<sup>2</sup>); H (m).

**Fonte:** Adaptado de CHERNICHARO *et al.* (1999).

#### 5.4. O lodo anaeróbio

O lodo anaeróbio é uma estrutura complexa que agrega um verdadeiro microecossistema onde variadas espécies de microrganismos se organizam em consórcios, de forma a otimizar a utilização de compostos presentes originalmente no meio e formados em etapas degradativas intermediárias. Esta especialização em rotas individualizadas ou alternativas viabiliza o processo macroscópico, conferindo ao mesmo eficiências elevadas na degradação de material orgânicos simples ou de natureza mais complexa.

O agrupamento de microrganismos em estruturas fibrosas ou granulares é um fenômeno natural que ocorre em ambientes naturais e artificiais e é denominado tecnicamente por imobilização (KATO *et al.*, 1999). Em reatores anaeróbios a imobilização geralmente ocorre de duas formas: auto-adesão ou em um meio suporte. No caso dos reatores UASB as características do lodo auto-aderido geralmente favorecem o surgimento de grânulos densos.

Segundo CHERNICHARO (1997), o fenômeno da granulação parece restringir-se principalmente aos reatores UASB e em menor escala aos filtros anaeróbios, associados geralmente à presença de carboidratos e ácidos voláteis no substrato a ser digerido.

Os mecanismos que controlam a formação do grânulo estão associados a fatores físicos, químicos e biológicos onde se destacam principalmente as características qualitativas e quantitativas do substrato, as condições de crescimento ideais no meio (temperatura, pH, nutrientes e micronutrientes, entre outros), a velocidade ascensional (que favorece o processo de auto-adesão das células), a ação gravitacional e a taxa de liberação de biogás superficial. (LETTINGA *et al.*, 1980; HULSHOFF POL *et al.*, 1984; WIEGANT e LETTINGA, 1985 *apud* CHERNICHARO, 1997).

Do ponto de vista da engenharia e operacional, a configuração granular do lodo apresenta vantagens tais como: alta densidade de microrganismos por unidade volumétrica, aproveitamento máximo do volume do reator devido a não necessidade de uso de meios suportes, alta capacidade de sedimentação e otimização da relação microrganismos/volume devido à forma esférica do grânulo (GUIOT *et al.*, 1992 *apud* CHERNICHARO, 1997).

## 5.5. Atividade metanogênica

A avaliação periódica da atividade da massa bacteriana dentro de um reator é uma forma de se detectar possíveis problemas operacionais no sistema.

Segundo POETSCH e KOETZ (1998), o teste de atividade metanogênica específica (AME) é um dos controles operacionais que mais tem merecido atenção de pesquisadores em todo mundo, visto que ainda não foi objeto de uma padronização, ficando cada grupo de pesquisa livre no uso de métodos mais adequados ao seu trabalho. Alguns métodos encontrados na literatura são por demais refinados ou caros e outros grosseiros ou imprecisos (CHERNICHARO, 1997).

De uma forma geral, o método se baseia na incubação de uma certa quantidade de biomassa anaeróbia, em um meio contendo uma certa concentração de acetato (um substrato adequado para as *arquea* bactérias, ou metanogênicas) e nutrientes, a uma determinada temperatura constante (HOSKONING, 1989 *apud* VAN HANDEL e LETTINGA, 1994; POETSCH e KOETZ, 1998). A quantidade de biogás produzido é devidamente medida por unidade de tempo e por unidade de massa microbiana; e a partir das medições de CH<sub>4</sub> realizadas em intervalos de tempo do teste, é possível determinar uma curva cuja maior tangente fornece o valor da atividade metanogênica máxima.

A metodologia do teste de atividade metanogênica pode também ser útil na determinação da biodegradabilidade anaeróbia (POETSCH e KOETZ, 1998), no grau de adaptação ao resíduo a ser degradado por aquele inóculo (JAWED e TARE, 1999; PINTO, 2000) e da toxicidade a certos compostos de determinados efluentes cujas características recalcitrantes exijam uma estimativa prévia da eficiência global do processo.

Destaca-se também que a determinação da AME é importante para o conhecimento de cargas aplicadas máximas admissíveis ao lodo, na avaliação de parâmetros cinéticos e na avaliação do comportamento do lodo sob efeito de compostos potencialmente inibidores (CHERNICHARO, 1997; HARADA *et al.*, 1994 e PERLE *et al.*, 1995 *apud* JAWED e TARE, 1999). Na Tabela 5.2 apresentam-se alguns dados relativos à atividade metanogênica de diversos tipos de lodos anaeróbios, sob diversas condições de temperatura, obtidos por diversos autores.

Observa-se uma não padronização das unidades de medição da atividade metanogênica, devido principalmente à aplicação de metodologias diferentes.

**Tabela 5.2-** Atividades metanogênicas de variados inóculos anaeróbios

Inoculo	Atividade metanogênica específica	Autor
Lodo de esgoto	0,13 l CH <sub>4</sub> /g lixo seco	BARLAZ (1990)
Biofilme	0,05 a 0,12 l CH <sub>4</sub> /gSSV.d	ARAÚJO (1995)
Lodo de esgoto	0,16 l CH <sub>4</sub> /gSSV.d	PENNA (1994)
Lodo de esgoto digerido	0,04 l CH <sub>4</sub> /gSSV.d (CNTP e 30° C)	BRUMMELER (1993)
Lodo UASB	0,06 l CH <sub>4</sub> /gST.d (30° C) 0,09 l CH <sub>4</sub> /gST.d (35° C)	
Lodo anaeróbio de efluente de fábrica de batata	0,035 a 0,05 l CH <sub>4</sub> /gST.d (CNTP e 30° C)	
Lodo de digestor em batelada	0,014l CH <sub>4</sub> /gST.d (35° C)	
Estrume de porco digerido	0,0142 l CH <sub>4</sub> /gST.d (CNTP e 30° C)	
Resíduo verde digerido	0,0085 a 0,01 l CH <sub>4</sub> /gST.d (CNTP e 30° C)	
Lodo UASB- Matadouro	0,28 l CH <sub>4</sub> /gSSV.d	
Lodo ETE (Chicanas)	0,05 a 0,52 l CH <sub>4</sub> /gSSV.d	POVINELLI (1999)
Lodo granular	0,5 a 1,5 g DQO <sub>CH<sub>4</sub></sub> / g SSV (30° C e 70-120 g SSV/l)	FIELD <i>et al.</i> (1988)
Lodo doméstico digerido	0,02 a 0,2 g DQO <sub>CH<sub>4</sub></sub> / g SSV (30° C e 15-40 g SSV/l)	
Esterco digerido	0,02 a 0,8 g DQO <sub>CH<sub>4</sub></sub> / g SSV (30° C e 20-80 g SSV/l)	
Lodo de tanque séptico	0,01 a 0,7 g DQO <sub>CH<sub>4</sub></sub> / g SSV (30° C e 10-50 g SSV/l)	
Lodo de lagoa anaeróbia	0,03 DQO <sub>CH<sub>4</sub></sub> / g SSV (30° C e 30 g SSV/l)	
Esterco fresco	0,01 a 0,02 g DQO <sub>CH<sub>4</sub></sub> / g SSV (30° C e 70-120 g SSV/l)	

**Fonte:** Adaptado de FIELD *et al.* (1988) e PINTO (2000).

VILLAS-BOAS (1990) citado por PINTO (2000) observa que a obtenção da biodegradabilidade anaeróbia real é de difícil determinação, já que parte do substrato consumido pelos microrganismos é convertido em CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, enquanto outra parte, de difícil quantificação, é transformada em novas células. O teste de biodegradabilidade anaeróbia apesar de não exato é um indicativo da taxa degradativa.

FIELD *et al.* (1988), destacam que alguns compostos encontrados em diversos tipos de água residuárias podem conter compostos inibidores da atividade metanogênica como: NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S, cátions de metais alcalinos e alcalinos terrosos (sobretudo Na<sup>+</sup>, Mg<sup>++</sup> e Ca<sup>++</sup>), formaldeído, cianeto (CN<sup>-</sup>), metais pesados e antibióticos, ácidos graxos voláteis de cadeia curta (AGV) e superiores (AGS), compostos fenólicos, taninos, terpenos.

Estes mesmos autores destacam que os compostos inibidores pode ser classificados de acordo com seu padrão de toxicidade, podendo ser distinguidos três tipos: metabólicos, fisiológicos e bactericidas. Na Tabela 5.3 apresenta-se um detalhamento dos efeitos dos padrões de toxicidade nos microrganismos em função do tempo de exposição.

**Tabela 5.3**-Detalhamento dos efeitos dos padrões de toxicidade nos microrganismos em função do tempo de exposição.

<b>Padrão da toxina</b>	<b>Durante a exposição</b>	<b>Imediatamente depois da exposição</b>	<b>Em longo prazo</b>	<b>Efeito nos microrganismos</b>
<b>Atividade inibitória</b>				
<b>Atóxica</b>	Baixa	Baixa	Baixa	Sem dano
<b>Metabólica</b>	Baixa	Alta	Alta	Sem dano
<b>Fisiológica</b>	Baixa	Baixa	Alta	Dano a componentes subcelulares
<b>Bactericida</b>	Alta	Alta	Alta	Toda a célula prejudicada

**Fonte:** Adaptado de FIELD *et al.* (1988)

O padrão de inibição pode ser esclarecido a partir da retirada do composto tóxico. No caso do padrão de inibição metabólico as alterações na atividade celular são reversível e de rápida recuperação. No caso do padrão fisiológico, a atividade pode ser recuperada a níveis iniciais, entretanto, a recuperação é mais lenta; porém, o incremento na atividade é



superior que o correspondente ao crescimento de novas células (FIELD *et al.*, 1988). Os compostos enquadrados no padrão bactericida ocasionam geralmente a morte das células sendo o incremento da atividade após a retirada do composto bactericida proporcional ao crescimento celular.

FIELD *et al.* (1988) destacam também que os efeitos inibitórios podem diminuir em virtude da adaptação do lodo às condições ambientais, que podem ser reais ou indiretas, devido principalmente às rotas degradativas alternativas ou modificação biológica da toxina. Destaca-se que estes tipos de adaptação são mais frequentes para toxinas orgânicas biodegradáveis. É sugerido então que, inicialmente se apliquem cargas subinibitórias da toxina, evoluindo crescentemente a valores capazes de adaptação.

### **5.6. Parâmetros importantes no monitoramento de reatores UASB.**

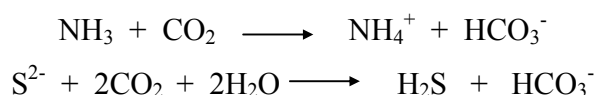
Alguns parâmetros possuem uma significância maior no monitoramento de reatores anaeróbios por serem um indicativo da eficiência, do estágio operacional e de alterações externas ou internas dos processos que ocorrem no seio do reator.

Podemos destacar a alcalinidade, o pH, os AGV's e a temperatura como os fatores mais preponderantes.

Segundo CHERNICHARO (1997) e HIRATA (1997), citados por ISOLDI *et al.*(2001), a alcalinidade de um sistema é a capacidade que este tem de neutralizar ácidos, resultado da presença de espécies químicas de natureza alcalina. A alcalinidade é um indicativo da capacidade tampão de um determinado sistema e sendo assim, para uma alcalinidade alta, não deve ser entendida que o pH esteja necessariamente alto (CHERNICHARO, 1997).

A espécie alcalina mais importante em um sistema de digestão anaeróbia é o íon bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), originário de espécies alcalinas provenientes do metabolismo de proteínas, a se destacar a amônia ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4\text{OH}$ ) e de formas oxidadas do enxofre ( $\text{S}^{2-}/\text{HS}^-$ ) e pela hidrólise de ácidos orgânicos fracos como o ácido acético (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994 *apud* CHERNICHARO, 1997).

A alcalinidade dessas substância é transferida ao bicarbonato através de reação subsequente com o composto ácido abundante no meio, o  $\text{CO}_2$  (ISOLDI *et al.*, 2001):



Segundo VAN HAANDEL e LETTINGA (1994), citados por ISOLDI *et al.* (2001), o sistema carbônico ( $\text{CO}_2$  /  $\text{HCO}_3^-$  /  $\text{CO}_3^{2-}$ ) além de garantir o pH adequado e estável, influi na composição do biogás gerado e sobre o equilíbrio sólido-líquido com relação à precipitação ou dissolução do  $\text{CaCO}_3$ .

METCALF e EDDY (1991) sugerem que valores de alcalinidade para que o processo de digestão anaeróbia ocorra de forma ótima devam encontrar-se na faixa de 1000 a 5000 mg/l.

Os ácidos graxos voláteis mantêm uma relação estreita com a alcalinidade. Os ácidos formados no processo tendem a reduzir o pH tornando-o ácido e inadequada aos processos anaeróbios. Neste sentido o efeito tamponante da alcalinidade evita quedas bruscas e oscilações freqüentes do pH. METCALF e EDDY (1991) sugerem valores para o AGV abaixo de 250 mg/l.

O pH é um importante parâmetro de acompanhamento do reator. Segundo LETTINGA *et al.* (1996), citados por METCALF e EDDY (1991), os efeitos do pH sobre a digestão anaeróbia se manifestam sobre duas vertentes: afetando a atividade microbiana e a toxicidade de vários compostos. As *arqueas* metanogênicas atuam na faixa ótima de 6,6 a 7,4, as acidogênicas na faixa de 5 a 6. FORESTI (1997) e CHERNICHARO (1997) citados por ISOLDI *et al.* (2001), destacam que a produção de ácidos pode seguir no reator apesar da produção de metano ter sido interrompida devido aos valores reduzidos de pH.

FORESTI (1997), citado por ISOLDI *et al.* (2001), destaca que o monitoramento da alcalinidade em sistemas anaeróbios é mais eficaz que o pH, visto que a escala do primeiro é linear enquanto a do segundo é logarítmica. E sendo assim, pequenas alterações de pH podem representar altos consumos ou produção de alcalinidade alterando significativamente a capacidade tampão do sistema. As interações dos diferentes sistemas ácido/base presentes no sistema de tratamento estão relacionadas com o equilíbrio iônico das espécies ácidas e alcalinas livres, em função do valor do pH.

A temperatura é uma variável que atua seletivamente junto às espécies mais aptas à degradação daquele substrato naquelas condições.

A temperatura dos microrganismos é regulada pela temperatura externa e sendo assim variações bruscas e por períodos maiores podem inibir determinados grupos e mesmo dizimar populações inteiras de microrganismos.

Os microrganismos são classificados como *psicrófilos* (faixa entre 0 e 20 °C), *mesófilos* (faixa entre 20 e 45 °C) ou *termófilos* (faixa entre 45 e 70 °C), segundo LETTINGA *et al.* (1996), citados por CHERNICHARO (1997). A gênese do metano pode ocorrer numa faixa bastante larga de temperatura que, segundo FORESTI (1997) citado por ISOLDI *et al.* (2001), pode variar de 0° a 97° C. Este mesmo autor destaca que a maioria dos digestores operam na faixa mesofílica cujas temperaturas ótimas variam de 30-35 °C.

A temperatura interfere diretamente na cinética microbiana. Reatores que operam numa faixa ótima de temperatura, que pode variar em função do inóculo, de condições operacionais e ambientais têm a vantagem da redução de volumes úteis do reator e de eficiências otimizadas. Quedas de temperatura podem provocar aumento do pH visto que a concentração de DQO digerida é reduzida com queda conseqüente da produção de CO<sub>2</sub> (LETTINGA *et al.*, 1996 *apud* CHERNICHARO, 1997). ÖZTÜRK (1993) citado por ISOLDI *et al.* (2001), destaca que oscilações bruscas da temperatura ocasionam queda na eficiência devido o acúmulo de ácido propiônico. Esse autor destaca que a manutenção da temperatura constante é mais importante para eficiência do processo que simplesmente a manutenção da temperatura numa determinada faixa oscilante.

## **5.7. Requerimentos nutricionais**

Segundo MONOD (1949) citado por PINTO (2000), os nutrientes apresentam importância para a digestão anaeróbia devido sua estreita relação com a taxa de crescimento microbiano.

SPEECE (1981) citado por PINTO (2000), destaca os nutrientes tais como: nitrogênio, enxofre, fósforo, cobalto, níquel, molibidênio, selênio, riboflavina e vitamina B<sub>12</sub>. Os organismos metanogênicos e acetogênicos requerem mais nutrientes que os hidrolítico-fermentativos.

SOUZA (1984) citado por PINTO (2000), destaca que as relações C:N e C:P para os microrganismos anaeróbios devem estar em torno de 30/1 e 150/1, respectivamente.

A determinação de relações ótimas de C: N: P para degradação de frações orgânicas de resíduos sólidos apresentam valores variados A relação encontrada por BRUMMELER (1993) citado por PINTO (2000), por exemplo foi de 24: 4: 1.

Na realidade essas relações variam de fato em função do resíduo e das condições ambientais. O conhecimento dessas relações e sua correlação com a otimização do processo degradativo são de uma importância crucial para a melhoria operacional de sistemas anaeróbios.

## CAPÍTULO 6 – METODOLOGIA

---

### 6.1. Caracterização do lixiviado

Na caracterização do chorume do aterro da Muribeca realizou-se um total de 10 coletas, no período de março a dezembro de 2002, cobrindo alguns meses de inverno (período chuvoso: março a julho) e verão (período seco: agosto a fevereiro).

As coletas foram realizadas inicialmente no riacho de chorume (ponto P2 destacado na Figura 3.3) afluente do rio Muribequinha, localizado no interior do aterro. Este ponto foi escolhido, pois devido às condições topográficas locais, havia um encaminhamento natural do fluxo de chorume produzido em todas as células para este ponto de cota inferior, e o chorume deste ponto era o resultante da mistura daqueles produzidos nas nove células de idades variadas do aterro. Neste ponto foram realizadas 5 das 10 coletas da caracterização (março a julho de 2002). Na Figura 6.1 pode-se observar o primeiro local de coleta.



**Figura 6.1-** Antigo riacho de chorume, afluente do Rio Muribequinha, primeiro ponto de coleta de chorume para sua caracterização (março a julho de 2002).

No período da realização dos estudos de caracterização, o aterro da Muribeca estava passando por grandes modificações na gestão dos resíduos líquidos produzidos. Neste sentido cerca de 2000 m de tubos corrugados (Figura 6.2) foram instalados no entorno das células, de forma que esta lixívia fosse encaminhada para uma estação de tratamento biológico de chorume (ETC) cuja operação iniciou-se em dezembro de 2002).



**Figura 6.2-** Detalhe dos tubos corrugados utilizados para a nova drenagem do chorume das células do aterro da Muribeca.

Uma vez pronto o sistema de drenagem a vazão do riacho de chorume cessou por completo e todo o percolado produzido no aterro foi encaminhado para um ponto próximo da ETC, (Figura 6.3). Três coletas de caracterização foram realizadas neste ponto (agosto a outubro de 2002).



**Figura 6.3-** Segundo ponto de coleta para caracterização do chorume do aterro da Muribeca (agosto a outubro de 2002).

A partir do momento em que a ETC entrou em operação o chorume provisoriamente vazante no segundo ponto, foi encaminhado para a ETC. As duas últimas coletas de caracterização (novembro e dezembro de 2002) foram realizadas neste terceiro ponto

(Figura 6.4) a partir de uma caixa de passagem na entrada da lagoa de decantação anaeróbia.



**Figura 6.4-** Terceiro ponto de coleta de chorume para sua caracterização (novembro e dezembro de 2002).

Destaca-se que em termos de qualidade e quantidade de chorume os três pontos apresentam a mesma representatividade em relação à caracterização.

No momento das coletas foram realizadas determinações de campo como pH (pHmetro digital LT LUTRON, modelo pH-206), temperatura, condutividade elétrica, salinidade e sólidos dissolvidos totais (TDS) (HACH, modelo CO 150). Os procedimentos de coleta e preservação de amostras foram baseados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1995). As coletas foram realizadas no período da manhã, de forma que logo após a coleta as amostras foram encaminhadas diretamente ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA-CTG-UFPE) onde as determinações físico-químicas eram realizadas de imediato. Em caso da impossibilidade de realizar todas as determinações no mesmo dia as amostras eram acondicionadas em um refrigerador a 5°C.

A metodologia das análises dos parâmetros físico-químicos também seguiu basicamente o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1995). Foram determinados: a série de sólidos totais e sólidos suspensos (membrana de filtração de  $47 \pm 0,5$  mm, GF 52-C ME-28 da Scheucher e Schuell), óleos e graxas, alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO), nitrito, nitrato, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fósforo

total, ácidos graxos voláteis (AGV), sulfato, cloretos, turbidez, cor, análise de metais alcalinos, alcalinos terrosos e ferro, coliformes fecais e totais.

A determinação de metais foi realizada em Espectrofotômetro de emissão atômica em plasma indutivamente acoplado (ICP) e em um fotômetro de chama. Na Tabela 6.1 segue a lista de equipamentos utilizados nas análises dos parâmetros físico-químicos em laboratório com sua respectiva marca e modelo.

**Tabela 6.1** Lista de equipamentos utilizados nas análises dos parâmetros físico-químicos.

<b>Equipamento</b>	<b>Marca/modelo</b>
pHmetro digital	LT LUTRON, pH-206
Centrífuga	FANEM, 204-N
Agitador Magnético	FANEM, 258
Espectrofotômetro	HACH, DR 210
Fotômetro de Chama	DIGIMED, DM 61
Chapa de aquecimento	QUIMIS
Balança analítica (sensibilidade 0,0001g e capacidade 200g)	BOSCH, S 2000
Balança analítica (sensibilidade 0,0001g e capacidade 200g)	FARTORIUS, BL 210-L
Balança semianalítica (sensibilidade 0,1g e capacidade 5000g)	MARTE, A 5000
Turbidímetro	HACH, 2100 P
Colorímetro	NESSLER, Quanti 200
Estufa a 60-65 °C	FANEM, S15 SE
Estufa a 105 ±5 °C	FANEM, S15 SE
Muflas	QUIMIS, ALTRÔNIC
Bloco para digestão de nitrogênio (15 e 40 provas)	TECNAL
Destilador de nitrogênio	TECNAL, TE-036/1
Espectrofotômetro de emissão atômica em plasma indutivamente acoplado (ICP)	IRIS Termo Jarrell Ash Corporation, Plasma Spectofotometer
Digestor de DQO	HACH, COD Reactor
Purificador de água MILIQ	UHS-USS Elga
Autoclave	PHOENIX
Seladora de teste de Coliformes	QUANTI TRAY , 2X
Capela de Fluxo laminar vertical	PACHANE, 064/02
Kit destilador para óleos e graxas	FANEM
Sistema de microfiltração a vácuo	MPS
Agitador de tubos	FANEM, 251



## **6.2. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia e aeróbia**

Devidos às características provavelmente recalcitrantes do percolado do aterro da Muribeca, fez-se necessário à determinação prévia de sua biodegradabilidade anaeróbia e aeróbia. Os seguintes testes foram realizados:

Teste 1: Atividade metanogênica de dois tipos de lodos anaeróbios que seriam utilizados no teste de biodegradabilidade anaeróbia.

Teste 2: Biodegradabilidade anaeróbia com dois tipos de lodos anaeróbios

Teste 3: Biodegradabilidade aeróbia sem inoculação e biótica.

### **6.2.1 Atividade Metanogênica**

O teste de atividade metanogênica objetiva a determinação da capacidade degradativa máxima de um determinado lodo anaeróbio em condições ambientais ótimas (temperatura, nutrientes disponibilidade de substrato pronto para ser degradado). Os testes de atividade metanogênica específica (AME) foram realizados no Laboratório de Saneamento Ambiental seguindo a metodologia proposta por FLORENCIO (1994) descrita no Apêndice 1.

O teste estático de AME foi realizado em reatores batelada de volume total de 600 ml (preenchidos até 500ml) e em duplicata numa sala devidamente climatizada a  $30^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}$ .

O volume de metano produzido foi medido indiretamente através do deslocamento de solução de NaOH (30 g/l) de uma garrafa de soro de 1000 ml invertida; o peso do líquido deslocado era determinado diariamente. A concentração de DQO em acetato foi de 4 g/l (20 g de acetato). Foi utilizado 20 g de lodo anaeróbio de indústria alimentícia (8,0% de SSV) e 3,71 g SSV/l de lodo de usina de açúcar 1,41 g SSV/l (9,2% SSV). O restante do volume foi preenchido com solução diluída de micronutrientes, nutrientes, e acetato (20 g/l) até alcançar 500 g. Foram utilizados dois tipos de lodos granulares anaeróbios: um de usina de açúcar e outro de indústrias alimentícia, de reatores UASB em escala real de operação. A partir desses dados foi traçada a curva de metano acumulada no tempo do experimento, cuja maior tangente fornece o valor da máxima atividade metanogênica específica ( $\text{ml CH}_4/\text{g SVT. d}$  ou  $\text{DQO}_{\text{CH}_4}/\text{g SVT.d}$ ) daquele inóculo e naquelas condições experimentais.

Na Figura 6.5 apresenta-se a montagem do aparato experimental do teste de AME.



**Figura 6.5-** Montagem do aparato experimental do teste de AME

### **6.2.2. Biodegradabilidade anaeróbia**

Os testes de biodegradabilidade anaeróbios foram realizados segundo metodologia proposta por FIELD *et al.* (1988), descrita no Apêndice 2. Utilizaram-se reatores de 1 litro (garrafas de soro rosqueadas dotadas de septos de borracha vedantes) nos quais eram introduzidos uma determinada massa calculada do inóculo anaeróbio (lodo granular) e o chorume a ser degradado.

Foram utilizados dois tipos de lodo granular: de usina de açúcar e outro de indústria alimentícia. Os testes também foram realizados em duplicata em temperatura controlada a  $30\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$ . A DQO centrifugada e filtrada foram determinadas diariamente, assim como o pH do sistema e a produção de metano.

Foram utilizados 3,71 g SSV/l de lodo de indústria alimentícia (8,3% de SSV) e 4,7 g SSV/l de lodo de usina de açúcar (8,9% SSV). A quantidade em massa de lodo utilizada foi de cerca de 29 g para os dois tipos de lodo. O restante do volume do reator era preenchido com chorume até alcançar a massa de 1 kg.

### 6.2.3. Biodegradabilidade aeróbia

O teste de biodegradabilidade aeróbia foi realizado em dois reatores de acrílico de 10 cm de diâmetro, de altura 40 cm e volume útil de 2,5 litros.

Dois testes de biodegradabilidade aeróbia foram realizados. O primeiro teste de não utilizou inoculo aeróbio (teste sem inoculação), de forma a avaliar o potencial degradativo dos microrganismos autóctone presentes no chorume e sua aptidão degradativa em um meio contendo oxigênio abundante como oxidante.

O segundo teste de biodegradabilidade utilizou um lodo aeróbio de uma estação de tratamento de efluentes (lodos ativados) (teste biótico), de forma a avaliar a interferência de microrganismos alóctones na degradação do chorume em um meio aeróbio. Neste caso foi preenchido cerca de 1/3 do volume útil do reator com este lodo. Ambos os testes em batelada procederam inicialmente com a neutralização do chorume a pH neutro (7,0) sendo a alimentação do oxigênio realizada por bombas compressoras caseiras (bombas de aquário), com as saídas de ar realizadas através de duas pedras difusoras (pedras porosas de aquário) que visavam melhorar a transferência gás-líquido, pela redução do tamanho das bolhas de ar.

Os testes foram realizados em temperatura ambiente e foram realizados em duplicata de forma que um dos reatores em teste (reator 1) possuísse um outro reator denominado de reator de controle (reator 2), sob as mesmas condições, de forma que a cada vez que se retirava uma alíquota para análise do primeiro reator em teste (reator 1), retirava-se uma alíquota de igual volume do segundo reator em teste (reator 2) e a introduzia imediatamente no primeiro reator em teste (reator1) de forma que o mesmo permanecesse sob volume constante.

O monitoramento desses reatores ocorreu inicialmente em horas e depois em dias, em função da evolução da redução da DQO observada em cada amostra retirada. A análise de DQO<sub>filtrada</sub> seguiu ao *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1995), utilizando uma membrana de filtração de 1,2 µm e 47 ± 0,5 mm (ME-28 da marca Scheucher e Schuell).

Também foram medidos periodicamente: a temperatura e o pH dos reatores. Na Figura 6.6 apresenta-se a montagem do aparato experimental dos testes de biodegradabilidade aeróbia realizadas no chorume do aterro da Muribeca.



**Figura 6.6-** Aparato experimental para o teste de biodegradabilidade aeróbia.

### **6.3. Reatores UASB para tratamento de chorume**

Esta parte da pesquisa foi dividida em duas etapas, a se destacar:

- 1- Construção do reator UASB em escala experimental;
- 2- Testes hidráulicos nos reatores;
- 3- Partida e operação dos reatores.

#### **6.3.1. Construção do reator UASB**

Para a construção dos reatores fez-se necessário determinar inicialmente seu diâmetro e sua altura. Neste sentido a seguinte metodologia foi seguida:

(i)- A partir de dados da literatura foram fixados três tempos de detenção (10, 12 e 18 horas) para a simulação da vazão máxima do reator em função de dois diâmetros (5 e 10 cm) pré-estabelecidos em função de várias alturas (variação entre 10 a 100cm).

(ii)- A fórmula matemática empregada nesta simulação foi a seguinte:

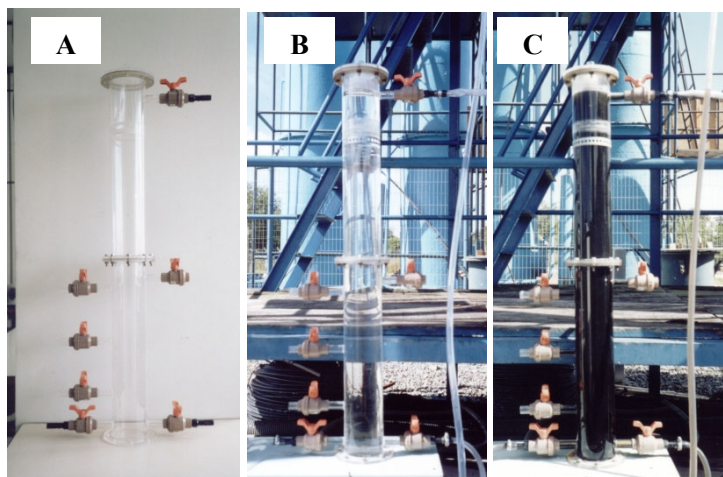
$$Q = \frac{Vr}{TDH} = \frac{\pi.R^2.h}{TDH} \quad (8)$$

Onde: Q = vazão (m<sup>3</sup>/h); TDH= Tempo de detenção hidráulico (h); Vr = Volume do reator (m<sup>3</sup>).

(iii)- Gerou-se então uma matriz (Anexo 2) com os resultados de forma que se pode simular o volume útil do reator (l), a quantidade de efluente gasta (l/d) por dia e por semana (l/semana) e as velocidades ascensionais (cm/h) do reator.

A partir da determinação do volume ótimo foi desenhado um reator anaeróbio do tipo UASB, contínuo, em escala de laboratório, com altura de 1 metro e diâmetro de 10 centímetros, confeccionado em acrílico, dividido em dois módulos flangeados, idealizado com duas entradas inferiores e válvulas em diversas alturas de forma a facilitar uma possível determinação de perfis de lodo. No Anexo 4 encontra-se um esquema do reator utilizado no trabalho. Um sistema de separação/coleta do biogás também foi desenhado de forma a facilitar a separação das fases sólido/líquido/gás dos grânulos de lodo que por ventura chegam até o domo do reator.

Na Figura 6.7 apresenta-se três fases do reator a se destacar: fase inicial-construção, fase intermediária-testes hidráulicos e fase final-partida e operação.



**Figura 6.7-** Reator UASB logo após sua construção (A), durante os testes hidráulicos (B) e em operação contínua (C).

Dois reatores com as dimensões e características já descritas foram instalados na estação de tratamento de esgotos da COMPESA localizada no bairro da Mangueira e situado na Região Metropolitana do Recife (PE).

Inicialmente os reatores ficaram por duas semanas operando apenas com água de forma que possíveis vazamentos ou problemas de instabilidade na bomba dosadora (JERCO, DL/LS-E) pudessem ser identificados. Nesta fase apenas as vazões eram medidas diariamente.

É importante destacar que antes da alimentação dos reatores com o inóculo anaeróbio, introduziu-se nos mesmos pequenos seixos de pequena granulometria (equivalentes ao volume de cerca de 390 ml) de forma a facilitar que o lodo anaeróbio não retornasse para as mangueiras de alimentação. Dessa forma o volume útil do reatores foi reduzido para cerca de 7,0 litros cada.

Na Tabela 6.2 encontram-se alguns parâmetros de projeto dos reatores UASB.

**Tabela 6.2-** Parâmetros de projeto dos reatores experimentais UASB.

Parâmetros	Valores
Altura útil do reator ( $H_u$ )	90 cm
Diâmetro nominal ( $D_n$ )	10 cm
Volume útil do reator ( $V_u$ )	7,0 litros
Tempo de detenção hidráulico mínimo ( $TDH_{\text{mínimo}}$ ) <sup>*</sup>	7,0 horas
Carga hidráulica volumétrica máxima ( $CHV_{\text{máxima}}$ ) <sup>**</sup>	3,25 l/l.d
Velocidade ascensional máxima ( $v_{\text{máx}}$ ) <sup>***</sup>	12,7 cm/h
Carga orgânica volumétrica máxima estimada ( $COV_{\text{máx estimada}}$ ) <sup>****</sup>	8,11 Kg.DQO/m <sup>3</sup> .d

\*  $Q_{\text{MAX}} = 1 \text{ l/h}$ ; \*\*  $TDH_{\text{mínimo}}$ ; \*\*\*  $Q_{\text{MAX}} = 1 \text{ l/h}$ ; \*\*\*\*  $DQO_{\text{máxima adotanda cálculo inicial}} = 2500\text{mg/l}$ .

### 6.3.2. Partida e operação dos reatores

Foi dada a partida e se operou dois reatores UASB em escala experimental inoculados com lodo granular obtido de um reator UASB em escala real usado no tratamento de efluentes de uma usina de açúcar.

O reator 1 teve por objetivo a avaliação da alteração do TDH e da carga orgânica volumétrica na eficiência do reator. A operação deste reator durou cerca de 115 dias. Na Tabela 6.2 destacam-se quatro fases distintas da operação do reator 1:

**Tabela 6.3-** Fases de operação do reator 1

Fase da operação	Condições de operação	TDH	Duração da fase
I	Alimentação do reator com chorume diluído (50% em volume de chorume e 50% de água)	52,3 horas	12 dias
II	Alimentação com chorume bruto e manutenção do TDH	57,1 horas	21 dias
III	Alimentação com chorume bruto e redução do THD	28,7 horas	50 dias
IV	Alimentação com chorume bruto e redução do TDH	18,5 horas	32 dias

O reator 2 por sua vez teve o objetivo de verificar o efeito da manutenção de uma carga hidráulica mais baixa (da ordem de 1,5 kg DQO/ m<sup>3</sup>.d) utilizando chorume diluído 50% em volume com água, com um tempo de detenção hidráulico mais alto (da ordem de 63 horas) na eficiência do reator.

O afluente e o efluente do reator foram monitorados três vezes por semana. Os seguintes parâmetros foram medidos *in-loco* através de equipamentos: condutividade, salinidade, pH, temperatura e sólidos totais dissolvidos (TDS).

A determinação dos parâmetros físico-químicos: ácidos graxos voláteis (AGV), alcalinidade, turbidez e DQO bruta e filtrada seguiram o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1995) e foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental. Na DQO filtrada foi utilizado um papel filtro de 1,2 µm e 47 ± 0,5 mm (ME-28 da marca Scheucher e Schuell).

No início do experimento as mostras de chorume coletadas em bombonas plásticas eram levadas para a estação de tratamento de efluentes da COMPESA, sendo parte delas mantida sob refrigeração até que fosse necessário realimentar o reator. Devido ao pH do chorume estar em torno de 8, sempre que uma nova quantidade de chorume era alimentada na reator procedia-se sua neutralização a pH em torno de 6,5-7,0 com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (1:1).

Foi realizado também para o reator 1 o acompanhamento da produção de metano ( $\text{CH}_4$ ) a partir do 28 dia de experimento através de um medidor de gás Alexander Wriqth London, modelo NDB-3A. O biogás inicialmente gerado no reator e encaminhado para o domo do mesmo seguia através de uma mangueira trançada envolvida com fita isolante (para evitar reações fotoquímicas com o  $\text{CH}_4$ ) e era introduzido em uma kitassato com uma solução de NaOH (30g/l) de forma que o  $\text{CO}_2$  gerado conjuntamente no processo anaeróbio fosse precipitado na forma de  $\text{NaCO}_3$  e apenas o metano fosse medido.



## CAPÍTULO 7 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 7.1. Caracterização do lixiviado

Seguem nas Tabelas 7.1, 7.2 e 7.3 os resultados dos 10 meses (março a dezembro de 2002) de caracterização dos parâmetros físico-químicos, das análises de metais e das determinações microbiológicas do chorume do aterro da Muribeca. São apresentados os valores mínimos, máximos, as médias aritméticas obtidas e o número de determinações (ND) realizadas para cada parâmetro. Na Tabela 7.1 são apresentados os parâmetros de caracterização físico-químicos do chorume do aterro da Muribeca. No Anexo 3 encontram-se todos os resultados da caracterização do chorume do aterro da Muribeca.

**Tabela 7.1-** Parâmetros de caracterização físico-químicos do chorume do aterro da Muribeca (março a dezembro de 2002)

Parâmetros	Mínimo	Máximo	Média	ND
T (°C)	25,3	35,1	31,2	18
pH	7,44	8,35	8,06	18
Salinidade (%)	1,4	13,6	8,9	18
TDS (mg/l)	1251	12900	8316	18
Condutividade (mS/cm)	2,97	23,5	14,9	18
DQO (mg/l)	691	3995	2733	18
DBO (mg/l)	120	1700	766	18
Turbidez (NTU)	79,8	2116	299,6	18
Cor (Pt-Co)	1750	6000	4000	18
Cloretos (mg Cl <sup>-</sup> /l)	949,7	4748,5	2460,3	10
Alcalinidade (mg/l CaCO <sub>3</sub> )	825	5650	2211	18
AGV (mg/l)	36	585,6	244,3	18
ST (mg/l)	3236,3	11039	6270,8	10
STF (mg/l)	2606,3	8634,7	4862,9	10
STV (mg/l)	630	2404,3	1340,2	10
SST (mg/l)	178,7	2766,7	753,7	10
SSF (mg/l)	85,3	2418,7	554,7	10
SSV (mg/l)	62,7	318,7	199,2	10
Óleos e graxas (mg/l)	11	155	90	10
Nitrogênio Total (N-NTK) (mg/l)	2,8	15,4	7,2	11
Nitrogênio amoniacal (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) (mg/l)	83	1189	343	10
Nitrato (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) (mg/l)	0,4	3,2	2,2	9
Nitrito (N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) (mg/l)	1,07	6,1	3,77	9
Fósforo (mg/l)	1,06	9,84	4,31	10
Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) (mg/l)	16,7	652,5	229,2	9

**Obs:** ND = Número de determinações realizadas para o parâmetro

Observa-se uma grande variação dos dados obtidos quando se comparam os valores máximos e mínimos obtidos durante os 10 meses de caracterização para a maioria dos parâmetros.

Os dados de caracterização apresentam certa similaridade com os apresentados na Tabela 3.6 por LEMA *et al.* (1987) e CONTRERAS *et al.* (1988) citados por MÈNDEZ *et al.* (1988). Entretanto, são um pouco superiores à maioria dos parâmetros apresentados na Tabela 3.4 para chorumes de aterros com mais de 10 anos (CROWFORD e SMITH, 1985; TCHOBANOUGLOUS *et al.*, 1986 *apud* FERNÁNDEZ-VIÑA, 2000).

Verificou-se que a relação DQO/DBO variou entre 2 e 6 com média em torno de 3 estando em concordância com os dados de BILA (2002) para chorumes de aterros com essa idade aproximada (mais de 12 anos).

É importante destacar que há uma grande influência da precipitação pluviométrica na região do aterro nos meses de inverno.

Em relação aos valores médios observados na Tabela 7.1, estes se encontram mais equilibrados em relação ao intervalo de variação dos parâmetros.

Na Tabela 7.2 apresentam-se as médias do período chuvoso e do seco para os parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Através dos dados da Tabela 7.2 pode-se claramente observar que há um considerável efeito de diluição que afeta praticamente a todos os parâmetros de caracterização do chorume.

**Tabela 7.2-** Parâmetros de caracterização do chorume do aterro da Muribeca para o período chuvoso e para o período seco para os parâmetros físico-químicos e microbiológicos (março a dezembro de 2002).

<b>Parâmetros</b>	<b>Média do período chuvoso</b>	<b>Média do período seco</b>
T (°C)	28,5	31,0
pH	8,0	8,1
Salinidade (‰)	3,7	8,6
TDS (mg/l)	3183,5	8045,5
Condutividade (mS/cm)	6,3	14,4
DQO (mg/l)	1407,8	2663,4
DBO (mg/l)	581,7	756,4
Turbidez (NTU)	631,7	317,1
Cor (Pt-Co)	2958,3	3945,2
Cloretos (mg Cl <sup>-</sup> /l)	1799,5	2571,9
Alcalinidade (mg/l CaCO <sub>3</sub> )	1870,8	2193,2
AGV (mg/l)	195,4	241,8
ST (mg/l)	4657,3	6548,5
STF (mg/l)	3590,0	5090,1
STV (mg/l)	1065,8	1412,0
SST (mg/l)	958,9	732,9
SSF (mg/l)	767,6	538,7
SSV (mg/l)	191,3	194,3
Óleos e graxas (mg/l)	94,9	84,6
Nitrogênio Total (N-NTK) (mg/l)	6,7	6,8
Nitrogênio amoniacal (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) (mg/l)	137,5	356,9
Nitrato (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) (mg/l)	2,7	2,2
Nitrito (N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) (mg/l)	5,2	3,9
Fósforo (mg/l)	3,7	4,2
Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) (mg/l)	200,3	215,0
Coliformes totais (NMP/100ml)	6,55. 10 <sup>7</sup>	3,81. 10 <sup>6</sup>
Coliformes fecais (NMP/100ml)	7,12. 10 <sup>5</sup>	4,64. 10 <sup>5</sup>

Observa-se por exemplo que as variáveis salinidade, TDS, condutividade, série de sólidos totais, DQO, DBO, cor, cloretos, alcalinidade, AGV e nitrogênio amoniacal tiveram um aumento significativo no período mais seco. Neste caso o efeito da concentração do chorume aumenta a quantidade de sólidos e sais, o que afeta diretamente os parâmetros que deles dependem (salinidade, TDS, condutividade, série de sólidos totais, cor e cloretos).

A diluição ocasionada pela intrusão da água de chuva reduz a quantidade de matéria orgânica e inorgânica por unidade volumétrica e sendo assim há uma redução desses parâmetros. Outro fator relacionado a esses dois parâmetros é a relação DQO/DBO observada. No período chuvoso esta relação média foi de 2,4 e no período seco de 3,5.

Este fator revela uma maior dificuldade do uso de tratamento biológico no período mais seco e sendo assim, o sistema proposto deve ser capaz de suportar esse aumento de recalcitrância.

Os parâmetros AGV, nitrogênio amoniacal e alcalinidade têm uma relação entre si.

As principais fontes de alcalinidade são as proteínas, que hidrolisadas produzem  $\text{NH}_3$  (mais tóxico), e que em meio alcalino tende a ficar nesta forma e na forma do íon  $\text{NH}_4^+$  (menos tóxico). Em meio contendo  $\text{CO}_2$  dá-se então a geração do bicarbonato. O aumento desses parâmetros deve estar associado à própria concentração do chorume no período seco. Segundo FORESTI (1996) citado por PINTO (2000), concentrações de amônia da ordem de 200 mg/l a 1000 mg/l são benéficas aos processos anaeróbios. Estudos de McCARTY (1964) citados por PINTO (2000) mostram que concentrações de AGV da ordem de 6000 mg/l a 8000 mg/l não têm efeito tóxico sobre o processo de digestão anaeróbia.

É plausível conjecturar que, estando o aterro em fase adiantada de degradação (metanogênica), a matéria orgânica em forma de DQO que não foi convertida a  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  dentro das células é de caráter altamente recalcitrante e que apresenta uma certa toxicidade (compostos aromático-substituídos, húmicos e/ou fenólicos). O aumento da alcalinidade (agente tamponante) parece ter sido suficientes para compensar o acréscimo de ácidos solúveis no chorume, já que o pH do chorume praticamente não sofreu alteração nos períodos de seca e chuva.

Notou-se, entretanto, que os parâmetros turbidez e série de sólidos suspensos sofreram redução nas médias dos valores no período mais seco. A turbidez é aumentada provavelmente pelo fato de que, no inverno, a água de chuva que percola na parte superior das células, arrasta materiais finos das argilas usadas na sua cobertura, sendo este fato muito reduzido no verão. A redução do teor de sólidos suspensos pode estar também relacionada à diminuição do carregamento de matérias argilosas e orgânicos mais finos arrastados com a água da chuva mais freqüente no período chuvoso.

Os parâmetros pH, nitrogênio total, óleos e graxas, nitrato, nitrito, fósforo e sulfato praticamente não sofreram alteração nos dois períodos. Esses fatores provavelmente não variaram em virtude de estarem associados à natureza e a idade dos resíduos sólidos em estado avançado de estabilização.

Observa-se também que o valor do pH médio obtido encontra similaridade com os apresentados na Tabela 4.6 (POHLAND e HARPER, 1985; MERBACH Jr., 1989; BIDONE e POVINELLI, 1999 e PINTO, 2000) para aterros de resíduos em fase metanogênica. Esta mesma constatação é relacionada com a alta relação DQO/DBO, segundo WELANDER *et al.*(1998) citado por SANCINETTI *et al.* (2001). Segundo esses autores esta alta relação indica que o resíduos já se encontrar em fase adiantada de maturação.

Na Tabela 7.3 apresentam-se os resultados das caracterizações de alguns metais de transição, alcalinos e alcalinos terrosos mais significativos ambientalmente para a caracterização do chorume do aterro da Muribeca.

**Tabela 7.3-** Resultados das análises de metais de transição, alcalinos e alcalinos terrosos mais significativos ambientalmente do chorume do aterro da Muribeca (março a dezembro de 2002).

Parâmetros	Mínimo (mg/l)	Máximo (mg/l)	Média (mg/l)	ND
Ag	0,01	0,05	0,03	3
Al	1,05	76,0	33,75	7
Cd	0,0	0,05	0,02	3
Cr	0,13	0,335	0,19	7
Cu	0,035	0,089	0,06	3
Fe	3,9	39,0	19,12	5
Mg	3,67	4,52	4,00	3
Mn	0,522	0,877	0,69	3
Ni	0,03	0,08	0,05	7
Pb	0,09	0,43	0,31	7
Ti	0,02	0,05	0,04	3
Co	0,01	0,03	0,02	4
Zn	0,21	0,82	0,55	7
Na	925	1049	976,7	4
Li	6,0	11,0	7,6	4
K	888	957	919	4
Ca	137,5	205	172,1	7

**Obs:** ND = Número de determinações realizadas para o parâmetro

Destacam-se os valores altos para os metais alcalinos potássio e sódio associados à presença de sedimentos areno-argilosos nos solos que são utilizados nos recobrimentos das células. O metal alcalino lítio mostrou valores mais baixos, assim como os metais alcalinos terrosos cálcio e magnésio.

Os demais metais apresentaram valores significativamente mais baixos em concordância com os dados de CONTRERAS *et al.* (1988) e ligeira discordância com os apresentados por RUSSO (1999) citados por RUSSO *et al.* (2000) para chorumes de aterros antigos (Tabela 3.7). Destacam-se os valores de ferro e alumínio relativamente um pouco altos associados provavelmente às características dos solos utilizados na cobertura das células. Destaca-se que nenhum dos metais pesados apresentou limite acima do permitido pelo N° 20/86 (1986) para lançamento de efluentes (Tabela 4.8). Esses metais também se encontram abaixo do limite de toxicidade a peixes, segundo BRAILE e CAVALCANTI (1979) (Tabela 4.6). Efeitos de bioacumulação e biotransformações de metais podem estar contribuindo para justificar as baixas quantidades observadas no lixiviado. Entretanto, o que parece mais provável, é que a parte mais significativa dos metais presentes já foi lixiviada ou adsorvida pelas argilas da impermeabilização de fundo e pelo próprio resíduo em estado avançado de bioestabilização. Na Tabela 7.4 apresentam-se os resultados das caracterizações microbiológicas realizadas no chorume.

**Tabela 7.4-** Caracterização microbiológica do chorume do aterro da Muribeca (março a dezembro de 2002).

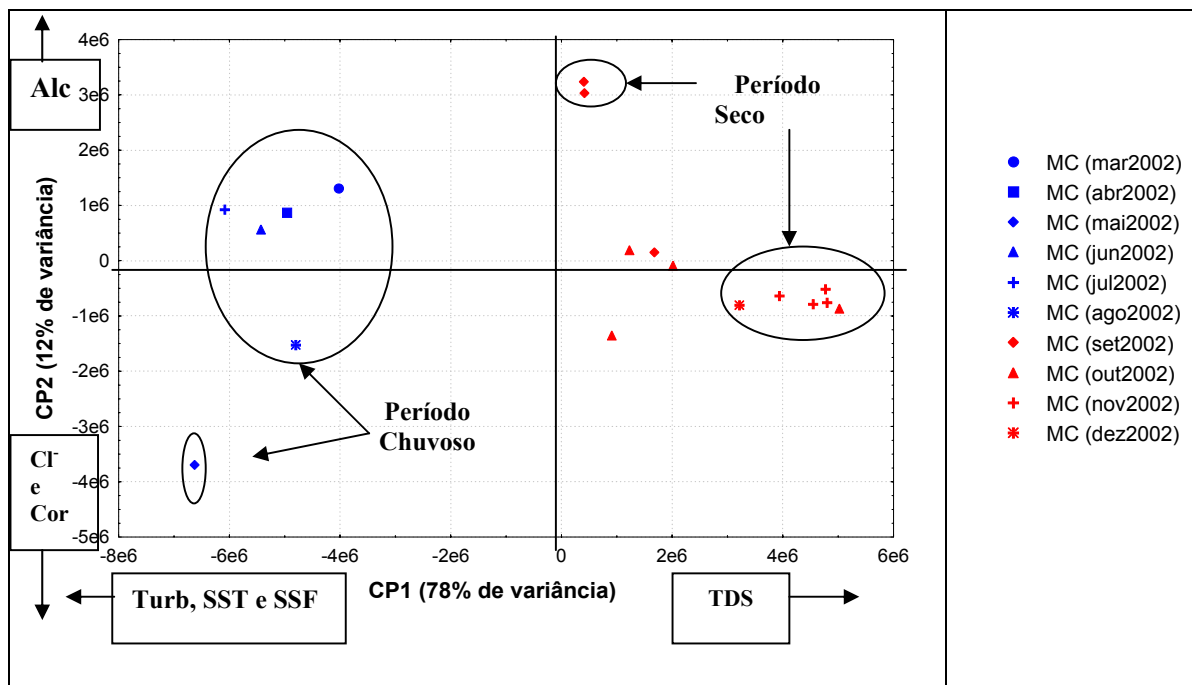
Parâmetros	Mínimo	Máximo	Média	ND
Coliformes Fecais (NMP/100ml)	$2 \cdot 10^4$	$2,1 \cdot 10^6$	$4,95 \cdot 10^5$	8
Coliformes Totais (NMP/100ml)	$1,37 \cdot 10^4$	$1,76 \cdot 10^8$	$3,47 \cdot 10^6$	8

**Obs:** ND = Número de determinações realizadas para o parâmetro

Observou-se uma tendência de redução da quantidade de coliformes fecais e totais em relação ao avançar do período de verão. Essa redução, da ordem de uma grandeza, no período seco pode estar associada ao aumento da toxicidade da lixívia (Tabela 7.2).

Nas Figuras 7.1, 7.2, apresentam-se os resultados obtidos a partir da correlação de todos os parâmetros físico-químicos e microbiológicos de caracterização do chorume do aterro da Muribeca através da Análise de Componentes Principais. Através dos dados obtidos pelo gráfico da Figura 7.1 observou-se que, considerando apenas os parâmetros físico-químicos da caracterização do chorume, foram necessárias duas componentes principais para correlacionar a parcela mais significativa dos dados. A primeira componente (CP1) deteve cerca de 78% das informações correlacionadas e a segunda componente (CP2) deteve apenas 12% desses dados.

Essas duas componentes foram suficientes para deter 90% da variância total das amostras da caracterização.

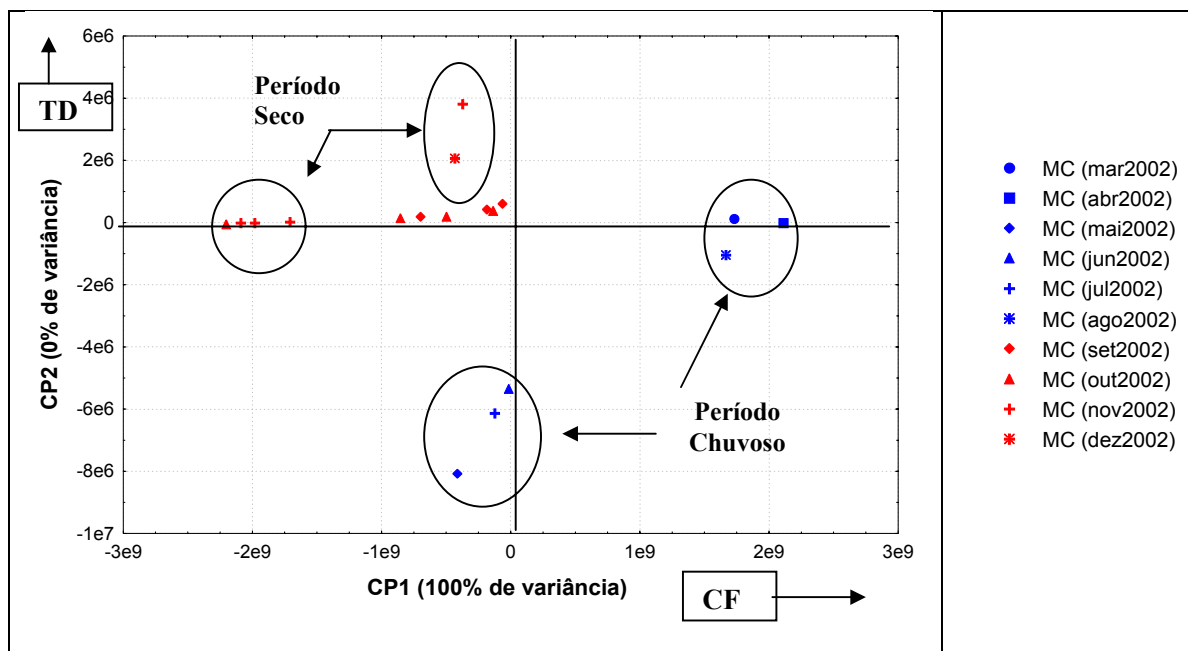


**Figura 7.1-** Gráfico dos escores das duas primeiras componentes principais da Análise de Componentes Principais para os parâmetros de caracterização físico-químicos do chorume do aterro da Muribeca destacando o período chuvoso e seco e os parâmetros mais significativos.

No gráfico da Figura 7.1, observamos uma nítida correlação entre os meses mais chuvosos e entre os mais secos. Os escores relativos aos meses mais chuvosos obtiveram uma correlação maior exceto para duas coletas do mês de setembro que se mostraram em relação às demais um pouco “atípicas” provavelmente por terem sido realizadas num momento de precipitação muito intensa. Os meses mais secos também tiveram correlação comprovada por estas duas componentes destacando, entretanto os meses de setembro e outubro um comportamento “atípico” em relação aos demais.

Destaca-se ainda, que para as coletas “atípicas” do mês de setembro, o parâmetro alcalinidade (eixo vertical positivo) teve grande influência, ao contrário dos sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e a turbidez (eixo vertical negativo). O TDS (eixo horizontal positivo) também teve menor influência para essas duas coletas.

Contrariamente as amostras do período chuvoso apresentaram alta turbidez (Turb), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos totais fixos (STF) e baixo teor de TDS, em virtude provavelmente da água de infiltração nas células.



**Figura 7.2-** Gráfico dos escores das duas primeiras componentes principais da Análise de Componentes Principais para todos os parâmetros de caracterização (físico-químicos e microbiológicos) do chorume do aterro da Muribeca destacando o período chuvoso e seco e os parâmetros mais significativos.

A correlação de todos os parâmetros de caracterização simultaneamente revelou que 100% da informação original se encontrou contida na primeira componente (CP1).

No gráfico da Figura 7.2 foram incluídos os dados de caracterização microbiológicos aos dados de caracterização físico-químicos. Observa-se nesta nova análise que foi necessário apenas a primeira componente para caracterizar 100% das amostras. Neste gráfico a diferenciação entre a estação chuvosa e a seca também pode ser verificada de forma clara. Os meses de março, abril e agosto apresentaram correlação entre si apresentando valores de escores de coliformes fecais mais elevados (eixo horizontal positivo).



Já os meses de maio, junho e julho apresentaram baixos escores de sólidos dissolvidos totais (TDS) (eixo vertical). O parâmetro sólidos totais dissolvidos (TDS) obteve maiores escores para os meses de novembro e dezembro.

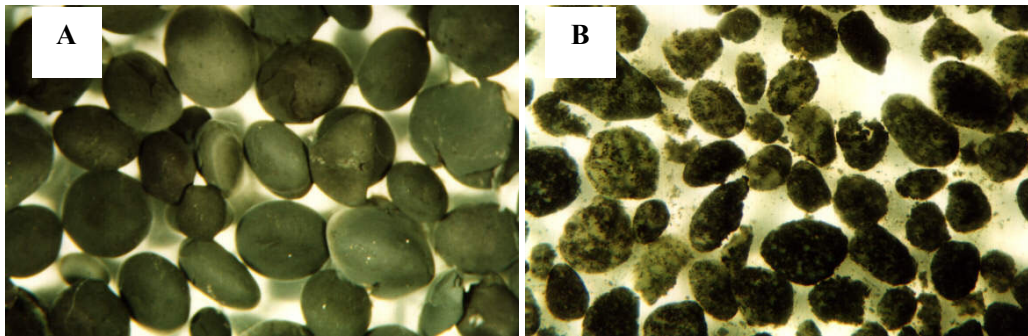
Em relação aos escores obtidos, os parâmetros nitrogênio amoniacal, DBO, TDS, salinidade, condutividade, cor, cloretos, alcalinidade e AGV apresentaram maiores escores (positivos) indicando que são mais representativos nas amostras de caracterização.

É importante destacar que, em relação aos escores obtidos para ambas as análises de componentes principais (Figuras 7.1 e 7.2), os metais que obtiveram uma maior significância em escores foram, em ordem decrescente: Ca, Li, Fe, Cr, Al, Pb e Ni (com sinais positivos); os demais obtiveram muito pouca significância (valores negativos).

### **7.2.1. Atividade Metanogênica**

Na Figura 7.3 apresentam-se as fotografias obtidas em um microscópio estereoscópico da marca WILD, modelo MPS-51, realizadas no Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães- UFPE, dos lodos dos anaeróbios utilizados nos testes de AME.

Observam-se mais detalhadamente as características físicas de cada lodo anaeróbio utilizado. O lodo de indústria alimentícia (A) apresenta grânulos maiores, mais regulares e bem definidos, com pouco material particulado e em suspensão e com características de sedimentabilidade muito boas. Já o lodo de usina de açúcar (B) apresenta uma granulometria mais irregular, grânulos menos desenvolvidos e material floculento e suspenso numa quantidade muito superior. Devido a essas características, este último lodo parece possuir características de sedimentabilidade menos favoráveis que o primeiro.

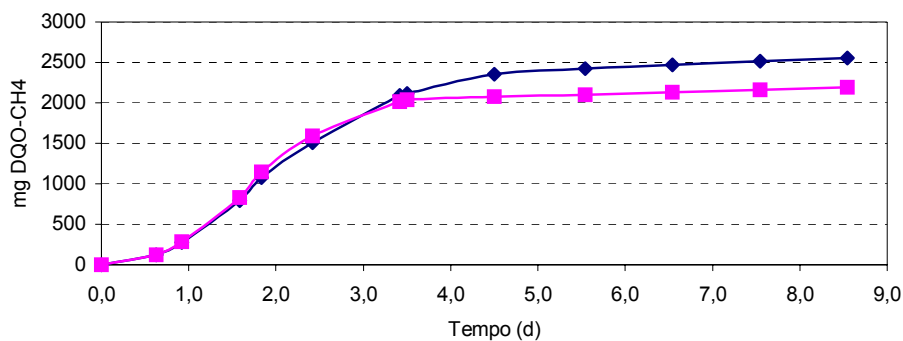


**Figura 7.3-** Fotografias realizadas em microscópio estereoscópico dos lodos anaeróbios de indústria alimentícia (A) e de usina de açúcar (B) utilizados no experimento de AME.

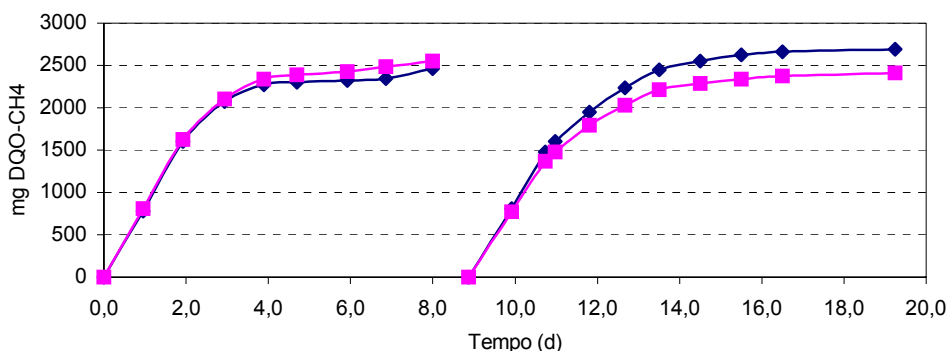
Os testes de AME foram realizados segundo a metodologia explicitada no Capítulo 6 (item 6.2.1) obtendo-se os seguintes resultados apresentados nas Figuras 7.4 e 7.5 e Tabela 7.5.

Na Figura 7.4 apresenta-se a curva de conversão de DQO a metano acumulada para o lodo de indústria alimentícia. Na Figura 7.5 apresenta-se a curva de conversão de DQO a metano acumulada, para o lodo de usina de açúcar.

Para este último lodo foi realizado uma realimentação a partir do nono dia do experimento com substrato (acetato) e nutrientes. Esta realimentação visou avaliar o efeito da adaptação deste lodo a este substrato sob as condições experimentais. A DQO inicial para ambos os experimentos foi de 4 g DQO/l (em acetato), segundo metodologia descrita por FLORENCIO (1994) (Apêndice 1).



**Figura 7.4-** Curva de conversão de DQO a metano acumulada durante o teste de AME de lodo anaeróbio de indústria alimentícia.



**Figura 7.5-** Curva de conversão de DQO a metano acumulada durante o teste de AME de lodo anaeróbio de usina de açúcar com uma realimentação ao nono dia

Nos dois experimentos percebeu-se que as duplicatas apresentaram um pequena diferença de valores próximo do terceiro dia de teste (Figura 7.4 curva rosa) bem como no 12º dia, para o teste com realimentação (Figura 7.5, em rosa). Essa pequena diferença provavelmente foi devido à falhas na vedação dos reatores deixando escapar algum biogás. Na Tabela 7.5 apresentam-se os resultados de atividade metanogênica desses lodos anaeróbios obtidos a partir da tangente da maior inclinação das curvas acumuladas de conversão de DQO a metano apresentadas nas Figuras 7.4 e 7.5.

**Tabela 7.5-** Resultados das atividades metanogênicas dos lodos anaeróbios

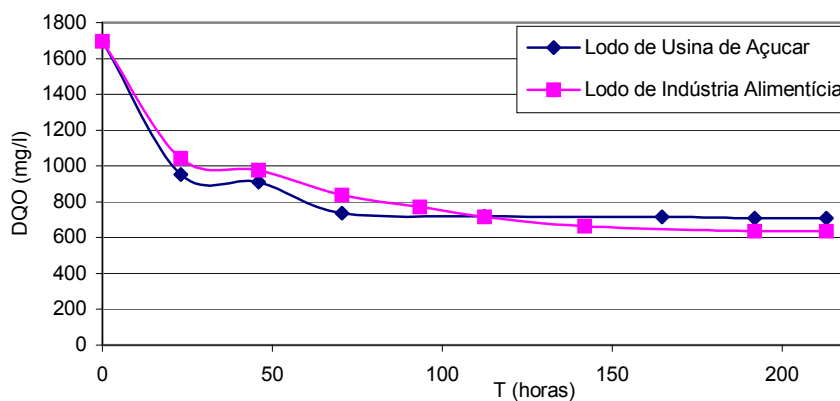
Resultados obtidos	Lodo de Indústria Alimentícia	Lodo de Usina de açúcar	
		1º Alimentação	2º Alimentação
g SSV/l	3,71	1,4	1,4
mL CH <sub>4</sub> / d	156,775	166,226	158,216
mL CH <sub>4</sub> /SSV. d	84,743	118,7329	113,0114
gDQO-CH <sub>4</sub> /g SSV.d	0,210	0,293	0,279

Observou-se que apesar das características físicas aparentemente se mostrarem mais favoráveis ao lodo anaeróbio de indústria alimentícia, em relação à atividade metanogênica este apresentou uma atividade (AME = 0,210 g DQO-CH<sub>4</sub> /g SSV.d) um pouco inferior ao lodo de usina de açúcar (AME = 0,293 g DQO-CH<sub>4</sub> /g SSV.d).

Destaca-se também que o efeito da segunda alimentação no teste do lodo da usina de açúcar não obteve resultado superior como se poderia esperar, provavelmente por possíveis escapamentos de gás ou crescimento da biota, dessa forma foi adotado o primeiro valor obtido ( $AME = 0,293 \text{ g DQO-CH}_4 / \text{g SSV.d}$ ) provavelmente porque os microrganismos, já estavam adaptadas ao substrato utilizado (acetato).

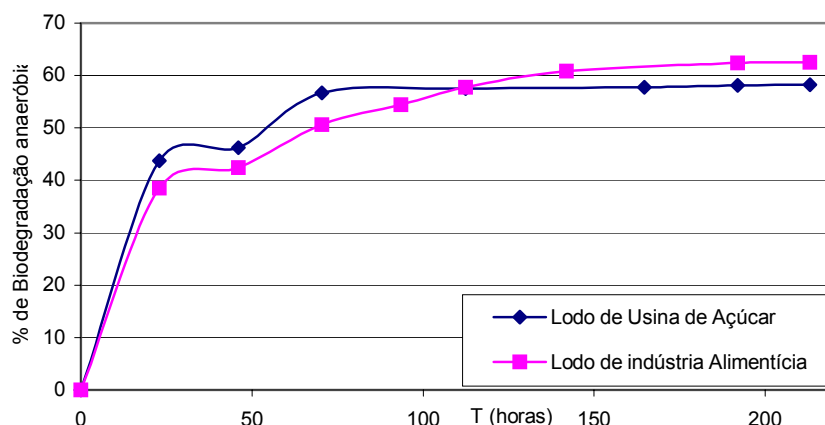
### 7.2.2. Biodegradabilidade anaeróbia

Nas Figuras 7.6 e 7.7 apresentam-se respectivamente as curvas de decaimento de DQO em meio anaeróbio para os lodos de indústria alimentícia e de usina de açúcar em função do tempo e a percentagem de degradação em relação a DQO inicial do chorume do aterro da Muribeca sob as condições experimentais descritas no Capítulo 6 (Item 6.7.2).



**Figura 7.6-** Decaimento da DQO em função do tempo no teste de biodegradabilidade anaeróbia do chorume do aterro da Muribeca.

Observa-se um rápido decaimento da DQO inicial do chorume nas primeiras 24 horas do experimento. Entretanto, um grande amortecimento desse decaimento a partir da 24ª hora até a 48ª hora do experimento pode ser atestado na Figura 7.6. A partir da 72ª hora do experimento nota-se que a taxa degradativa não evolui consideravelmente (Figura 7.7).



**Figura 7.7-** Percentagem de biodegradação anaeróbica do chorume do aterro da Muribeca

Os lodos apresentaram comportamento semelhante quanto à biodegradabilidade do chorume, estabilizando cerca de 45 % da DQO inicial num período de 50 horas atingindo cerca de 60% de redução da DQO inicial em até 200 horas. O lodo de indústria de açúcar obteve um comportamento um pouco melhor nas primeiras 24, entretanto, verificou-se que este comportamento modificou-se a partir da 100<sup>o</sup> hora do teste, quando o lodo de indústria alimentícia se tornou ligeiramente mais eficiente

Os resultados do teste de biodegradabilidade anaeróbica do chorume do aterro da Muribeca apresentaram-se muito semelhantes aos de BERRUETA *et al.* (1996) que trabalhou com biodegradabilidade de chorume de aterro antigo obtendo valores da ordem de 40-50% .

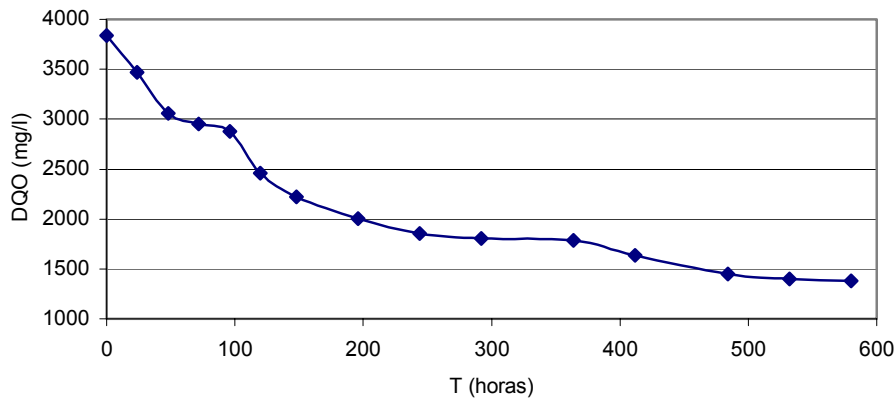
Um fator que pode ter interferido na baixa biodegradabilidade do processo anaeróbico foi a alta relação DQO/DBO obtida da ordem de 4,2. Indicando que havia pouca matéria orgânica degradável a ser anaerobicamente digerida.

### 7.2.3. Biodegradabilidade aeróbia

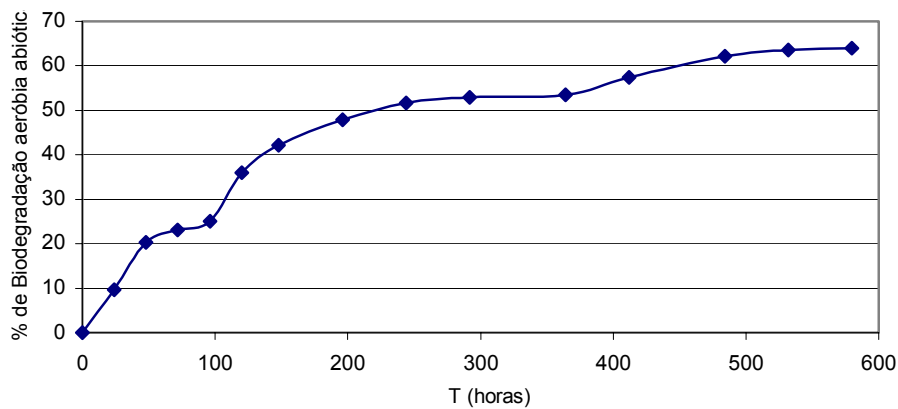
Os resultados do teste em batelada da biodegradabilidade aeróbia, sem inoculação de lodo, no chorume do aterro da Muribeca encontram-se nas Figuras 7.8 e 7.9.

Na Figura 7.8 observa-se o decaimento da DQO em função do tempo do experimento.

Na Figura 7.9 verifica-se o resultado em percentagem de degradação aeróbia sem inoculação de lodo no chorume do Aterro da Muribeca em relação a DQO inicial em função do tempo do experimento.



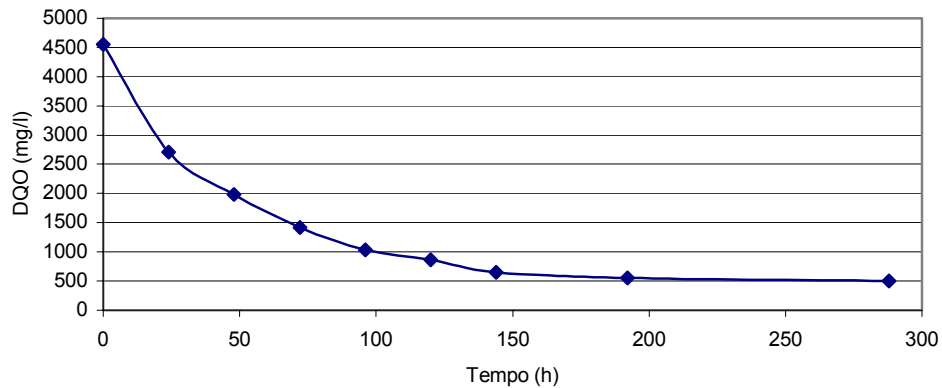
**Figura 7.8-** Decaimento da DQO em função do tempo no teste de biodegradabilidade aeróbia sem inoculação de lodo no chorume do aterro da Muribeca.



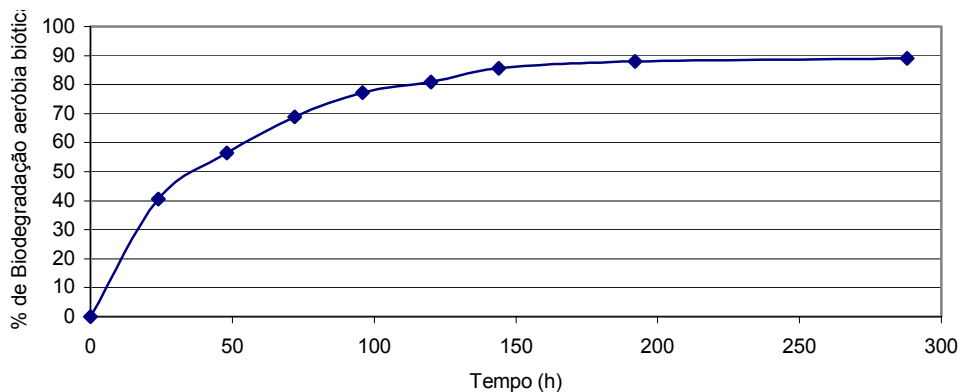
**Figura 7.9-** Percentagem de biodegradação aeróbia sem inoculação de lodo no chorume do aterro da Muribeca

Observou-se que, para a degradação aeróbia do chorume sem a inoculação de lodo aeróbio, seria necessário cerca de 230 horas para se degradar 50% da DQO inicial com injeção contínua de ar e agitação intensa. Também se observou que a taxa de degradação evoluiu pouco significativamente a partir da 300 º hora de experimento e que seriam necessárias cerca de 600 horas pra se degradar cerca de 65% da matéria orgânica inicial deste chorume.

Os resultados do teste aeróbio com inoculação são apresentados nas Figuras 7.10 e 7.11. Na Figura 7.10 observa-se o decaimento da DQO em função do tempo do experimento. Na Figura 7.11 verificamos a porcentagem de degradação aeróbia biótica do chorume do Aterro da Muribeca em relação a DQO inicial em função do tempo do experimento.



**Figura 7.10-** Decaimento da DQO em função do tempo no teste de biodegradabilidade aeróbia biótica do chorume do aterro da Muribeca.



**Figura 7.11-** Porcentagem de biodegradação aeróbia biótica do chorume do aterro da Muribeca

Observou-se que a inoculação de lodo aeróbio propiciou uma redução significativa do tempo para a degradação aeróbia. Foi necessário apenas cerca de 40 horas para se degradar 50% da DQO inicial do chorume e em 200 horas cerca de 87 % da DQO foi degradada.

Observou-se também que a taxa degradativa no meio biótico foi mais constante que no meio sem inoculação. Na Tabela 7.6 apresenta-se um quadro comparativo entre os testes aeróbios bióticos e sem inoculação.

**Tabela 7.6-** Quadro comparativo observado entre os testes aeróbios bióticos e sem inoculação.

<b>Observações comuns aos experimentos</b>	<b>Teste aeróbio biótico</b>	<b>Teste aeróbio sem inoculação</b>
Tempo necessário para degradar 50% da DQO inicial	40 horas	230 horas
Porcentagem de biodegradação máxima observada	87 % (200 horas)	65% (600 horas)
Problemas operacionais observados	Formação abundante de espuma nas primeiras horas do experimento	Formação moderada de espuma nas primeiras horas do experimento
Redução de cor	Significativa da ordem de 65 % ao fim do experimento	Pouco significativa da ordem de 30% ao fim do experimento

Na Figura 7.12 observa-se em destaque a formação de espuma logo após a inoculação do lodo aeróbio no reator biótico em batelada.



**Figura 7.12-** Detalhe da formação de espuma durante o período de início de operação dos reatores do teste de biodegradabilidade aeróbia biótico do chorume do Aterro da Muribeca.



Esta espumação intensa provocava a expulsão de um volume de lodo e chorume de cerca de 150 ml, em cerca de 5 horas de operação do reator até sua estabilização.

Este volume foi retornado ao reator que passou a operar ainda com formação de espuma, mas sem a expulsão da mesma. Este problema operacional não ocorreu tão significativamente com o reator aeróbio sem inoculação.

### 7.3. Reatores UASB para tratamento de chorume

O reator 1 objetivou verificar o aumento da carga orgânica em função da diminuição do TDH. Neste reator que operou durante 115 dias ininterruptos, foram realizados o monitoramento da DQO de entrada (bruta) e de saída (filtrada), da alcalinidade, do AGV, do pH, da temperatura, dos sólidos dissolvidos totais (TDS), da salinidade, da condutividade e da turbidez afluente e efluente ao reator.

Na Tabela 7.7 apresentam-se as médias de alguns parâmetros importantes do ponto de vista operacional das quatro fases de operação do reator 1.

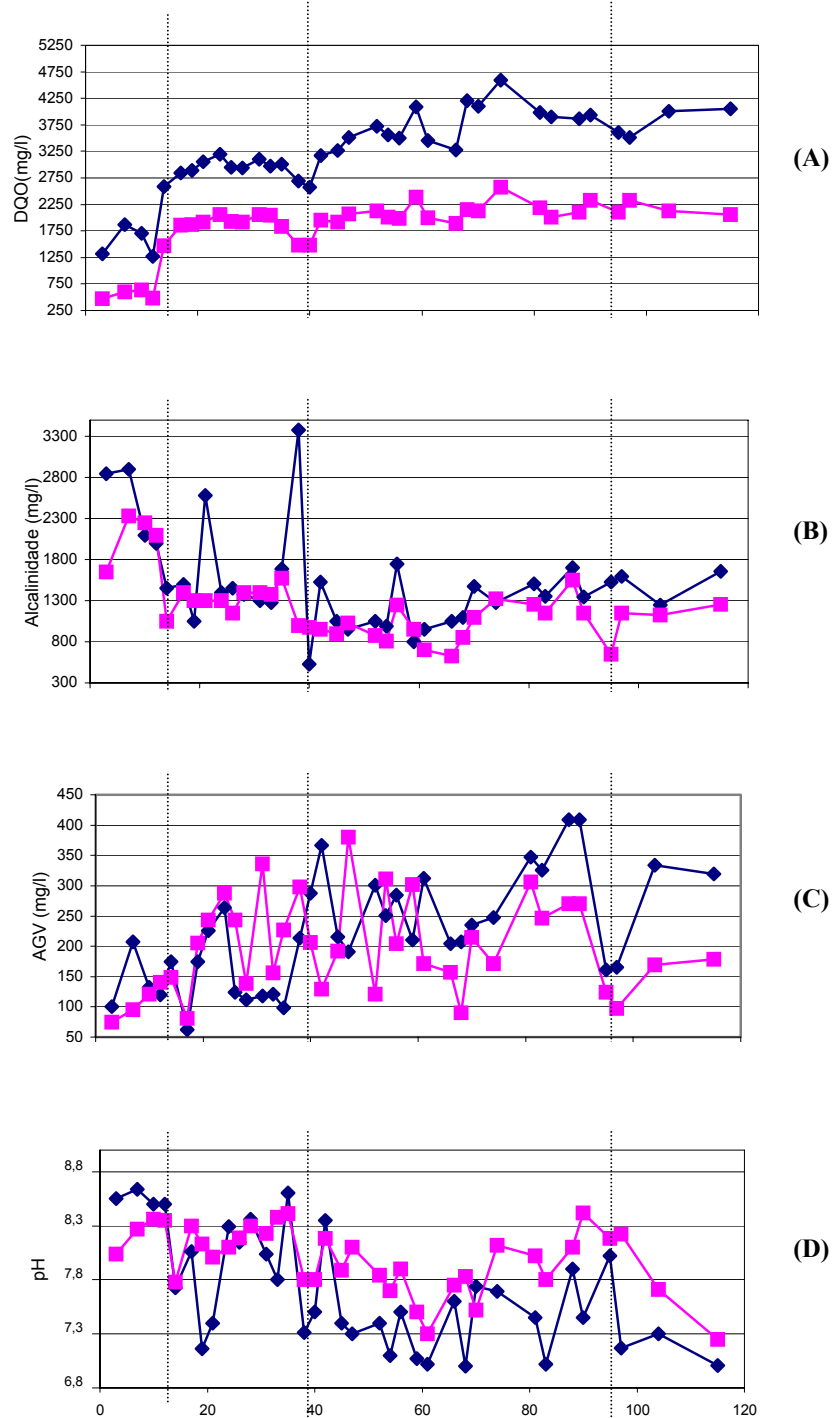
No Anexo 4, apresentam-se todos os resultados dos parâmetros de monitoramento e as médias de cada fase para cada um deles.

**Tabela 7.7-** Médias de alguns parâmetros importantes do ponto de vista operacional das quatro fases de operação do reator 1.

Fase da operação	Eficiência de remoção de DQO (%)	TDH (h)	Produção média de CH <sub>4</sub> (l/d)	Carga volumétrica aplicada reator (kg DQO/m <sup>3</sup> .d)	Carga Biológica aplicada ao lodo (kg DQO/kg SSV. d)	Período (d)
I	64,2	52,3	-	1,292	0,017	0-12
II	32,5	57,2	1,0	2,271	0,029	12-33
III	42,7	28,7	Início :1,5 (do 33 ° ao 60 ° dia) Fim:6,5 (do 60 ° ao 88 ° dia)	5,675	0,073	33-83
IV	43,0	18,5	4,6	9,120	0,118	83-115

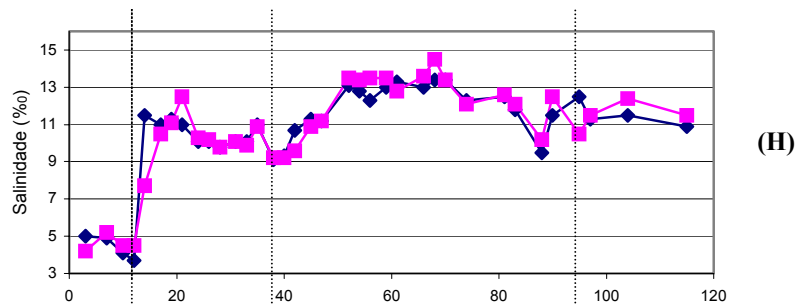
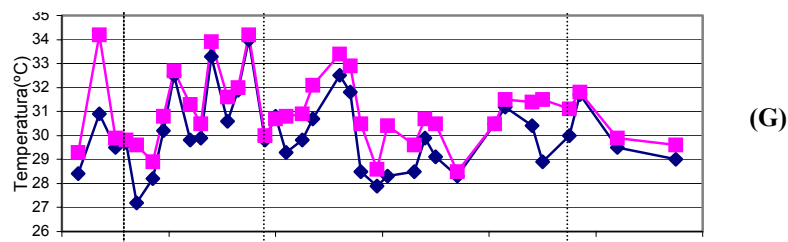
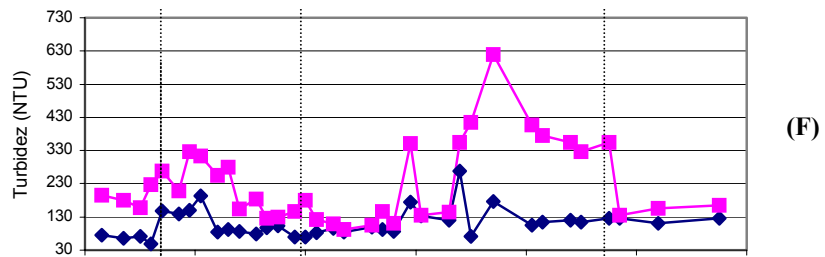
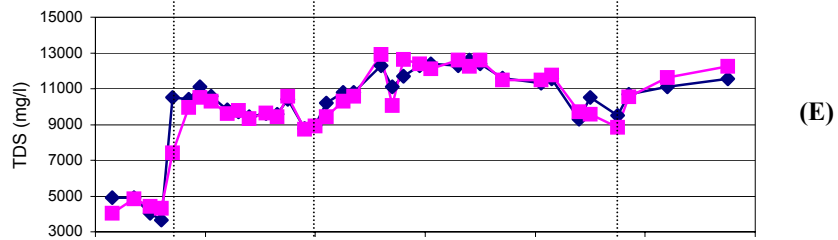
Nas Figuras 7.13, 7.14 e 7.15 apresentam-se os gráficos de todos os parâmetros monitorados em cada fase de operação do reator 1.

Fase	I	II	III	IV
TDH (h)	52,3	57,1	28,7	18,5



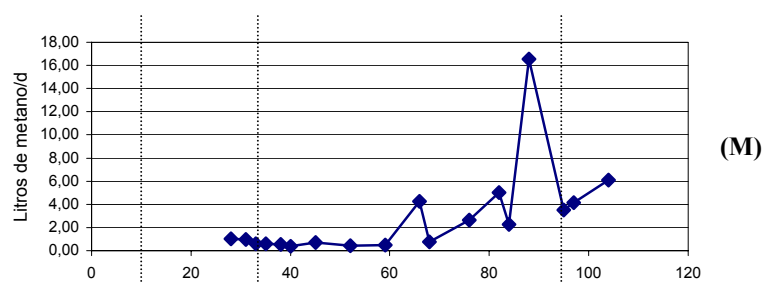
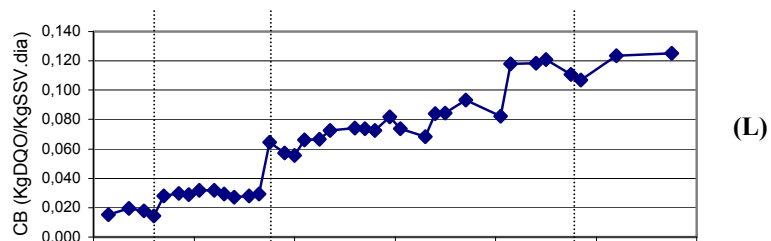
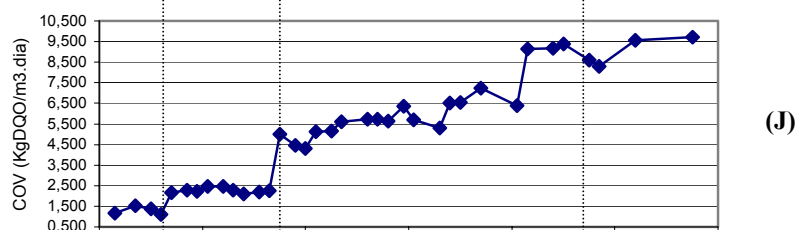
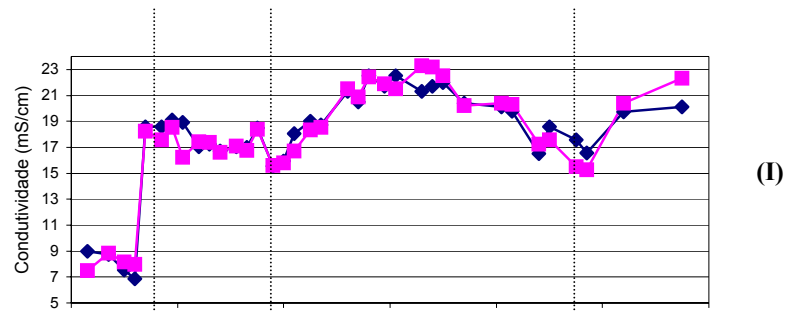
**Figura 7.13-** Parâmetros de monitoramento do reator 1. DQO (A), alcalinidade (B), AGV (C) e pH (D). Afluente (azul) e efluente (rosa).

Fase	I	II	III	IV
TDH (h)	52,3	57,1	28,7	18,5



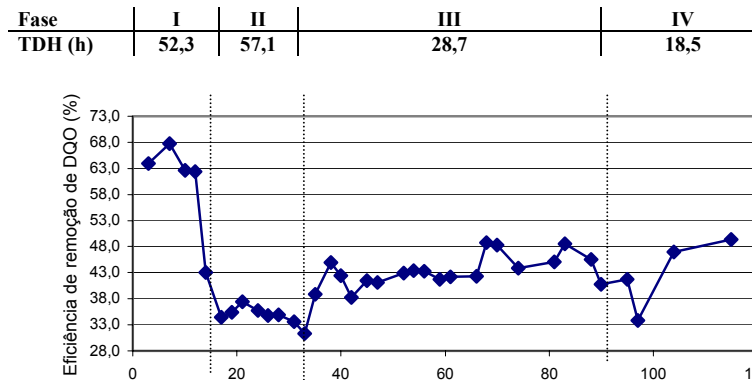
**Figura 7.14-** Parâmetros de monitoramento do reator 1. TDS (E), turbidez (F), temperatura (G) e salinidade (H). Afluente (azul) e efluente (rosa)

Fase	I	II	III	IV
TDH (h)	52,3	57,1	28,7	18,5



**Figura 7.15-** Parâmetros de monitoramento do reator 1. Condutividade (I), carga orgânica volumétrica aplicada ao reator (J), carga orgânica biológica aplicada ao lodo (L) e produção de metano média diária (M). Afluente (azul) e efluente (rosa)

Na Figura 7.16 apresenta-se o gráfico da eficiência de remoção de DQO (%).



**Figura 7.16**-Eficiência de remoção de DQO (%) do reator 1.

No gráfico A da Figura 7.13, observa-se a DQO afluyente (azul) e efluente (rosa). Observa-se que para todos os parâmetros houve uma correspondência entre a entrada e saída. Ou seja, a variação de saída correspondia à observada na entrada do reator indicando que a baixa eficiência do processo estava mais ligada a recalcitrância do chorume que às oscilações de carga orgânica. A relação média DQO/DBO para o chorume durante o experimento do reator 1 variou de 3,5 a 6. A baixa quantidade de matéria orgânica biodegradável favoreceu a baixa eficiência deste processo, em termos de DQO.

No gráfico B da mesma Figura observa-se que a alcalinidade de entrada oscilou bastante alcançando valores de cerca de 500 mg/l, até acima de 3300 mg/l, sendo estas oscilações menos freqüentes nas fases II e IV da operação. A alcalinidade de saída, entretanto, situou-se um pouco abaixo da de entrada e apresentou comportamento mais estável. A alcalinidade média na entrada do reator em todas as fases foi superior a 1000 mg/l (Anexo 1 Tabela A) alcançando valores médios máximos no afluyente na fase I (cerca de 2500 mg/l). Segundo METCALF e EDDY (1991), a faixa de variação da alcalinidade para um funcionamento satisfatório de sistemas anaeróbios deve estar entre 1000 e 5000 mg/l. A redução da alcalinidade efluente deve estar associado ao consumo de AGV produzido pelas bactéria acetogênicas como substrato para as metanogênicas.

O AGV, gráfico C da Figura 7.13, foi certamente o parâmetro, entre os monitorados, que apresentou maior instabilidade operacional.

Nas fases I e II de operação do reator é difícil distinguir um padrão de comportamento devido às inversões frequentes de tendência. Nas fases III e IV, entretanto, percebeu-se um que os valores de entrada, apesar de oscilarem muito (de cerca de 180 a 420 mg/l), foram superiores aos de saída. METCALF e EDDY (1991) indicam que os valores ótimos de AGV devem ser inferiores a 250 mg /l. As oscilações do AGV pode estar associadas às alterações das características do chorume na entrada do reator, que podem ter interferido diretamente nas fases de hidrólise (limitante da velocidade da reação), acidogênese e acetogênese.

Nas fases I e II de operação, o pH, gráfico D da Figura 7.13, apresentou padrões oscilantes que se estabilizaram mais nas fases III e IV da operação. Percebe-se que o pH da saída chegou a valores acima de 8,3. O pH de entrada, apesar do ter sido feita a correção do afluente para valores ótimos (6,5), na bombona de alimentação, apresentava alcalinização rápida logo após a realimentação do afluente. Esta alcalinização certamente teve relação ao efeito tamponante observado em meios contendo concentrações altas de amônia livre (base forte de Lewis).

Os valores de AGV médios na saída do reator 1 foram inferiores aos da entrada nas Fases I, III e IV. Este fato pode ter ocorrido paralelamente à redução da alcalinidade do afluente (em função das mudanças nas características temporais do chorume) que pode ter reduzido o efeito de tamponamento do sistema, favorecendo o aumento do pH na saída do reator 1.

A salinidade, a condutividade e o TDS, Figura 7.14 (H), Figura 7.14 (I) e Figura 7.14 (E) respectivamente, apresentaram padrão estável em todas as fases de operação variando certamente em função das características do chorume de alimentação. Os valores baixos da primeira fase são devido ao uso do chorume diluído (50%). As altas condutividades e salinidades certamente estão relacionadas a presença de sais ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ , entre outros íons metálicos dissolvidos no chorume).

As temperaturas de entrada e saída do reator, Figura 7.14 (B), apresentaram uma correspondência direta, sendo as observadas na saída apenas ligeiramente superiores em todas as fases de operação contínua do reator. As temperaturas médias variaram em função basicamente da temperatura ambiente externa. A não manutenção de uma temperatura constante pode ter interferido no processo anaeróbico, já que estas variações podem

provocar acúmulo de ácido propiônico e queda na produção de CO<sub>2</sub>, com conseqüente aumento de pH (VAN HAANDEL e LETTINGA (1994); ÖZTURK 1993 *apud* ISOLDI 2001). A temperatura de operação situou-se na faixa mesofílica (30 a 35 °C) considerada adequada para atividade de microrganismos metanogênicos (LETTINGA *et al*, 1996 *apud* CHERNICHARO, 1997; FORESTI, 1997 *apud* ISOLDI *et al.*, 2001)

A turbidez de saída, como era de se esperar, apresentou-se um pouco superior em todas as fases de operação do reator 1. Este fato se deve provavelmente ao arraste de material particulado mais fino do lodo e pela quebra de compostos de maior cadeia em outros de menor cadeia e mais solúveis. No final da fase III, a turbidez apresentou um comportamento diferenciado. A saída do reator apresentou valor de turbidez da ordem de 620 (NTU), enquanto entrada continuou na faixa de variação normal do chorume (80-250 NTU) (Figura 7.15(M)). Este fato deve estar relacionado à grande produção de gás observada no período. O aumento exagerado da produção de metano/dia pode ter estado relacionado à retenção de gás em bolhas no leito de lodo. O escape súbito dessas bolhas podem ter ocasionado o revolvimento da biomassa no leito e na manta de lodo aumentando a turbidez que retornou a valores normais logo após (fase IV).

As cargas orgânicas volumétricas aplicadas ao reator e a carga orgânica aplicada ao lodo, na Figura 7.15 (J) e (L) respectivamente, apresentaram comportamento correspondente. A carga orgânica volumétrica alcançou valores médios máximos da ordem de 9,12 kg DQO/m<sup>3</sup>.d (Tabela 7.7), um pouco abaixo do máximo recomendado por CLARETO (1997) citado por PESSIN (2001), de 10 kg.DQO/m<sup>3</sup>.d para reatores anaeróbios para tratamento de chorume. A carga biológica máxima média aplicada ao lodo, 0,118 kg DQO/g SSV.d, também ficou abaixo do valor da máxima atividade metanogênica específica determinada para o lodo anaeróbio utilizado no experimento (lodo de usina de açúcar) que foi cerca de 0,29 DQO/g.SSV.d (Tabela 7.5), como recomenda CHERNICHARO (1997).

A produção diária de metano, só foi medida a partir do 28<sup>a</sup> dia de operação, devido a problemas no equipamento de medição de gás. Nota-se uma discreta produção média diária de metano até o final da fase II (cerca de 1 l/d); um pequeno aumento até a metade da fase II, até cerca 1,5 l/d, alcançando valores da ordem de 6,5 l/d no final desta mesma fase.

Este crescimento pode ter influenciado no aumento da turbidez observado no final da fase III (Figura 7.15(M)), devido ao revolvimento da manta de lodo como já fora explicado.

No gráfico da Figura 7.16 apresentam-se as eficiências de remoção de DQO do reator 1. Nota-se que a transição para a segunda fase de chorume diluído (50%) para o chorume bruto, mesmo sem alteração significativa do TDH (52 para 57 horas), causou um redução da ordem de 50% da eficiência média conseguida na fase I, de cerca de 64 % (Tabela 7.7).

Percebeu-se também que logo após a alteração dos tempos de detenção ocorriam pequenas quedas na eficiência do reator (fases III e IV). Essas quedas apresentavam uma recuperação relativamente rápida como pode ser atestado no Gráfico da Figura 7.16. Observou-se também que mesmo com a redução dos tempos de detenção, houve gradativamente uma melhoria na eficiência do processo, podendo indicar que a baixa velocidade ascensional aplicada pode ter prejudicado o processo anaeróbio resultando em baixas eficiências provavelmente por problemas de distribuição mais uniformes do efluente no leito de lodo e pelo baixo contato biomassa-efluente.

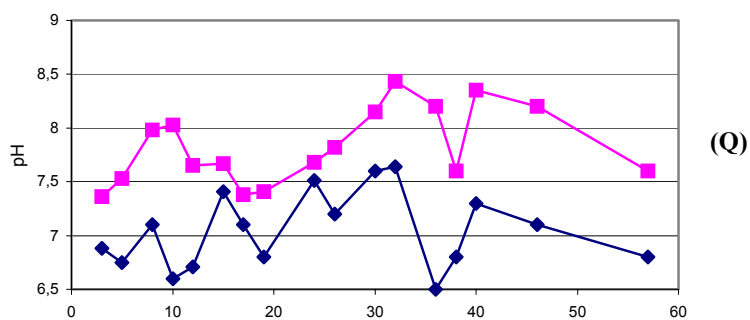
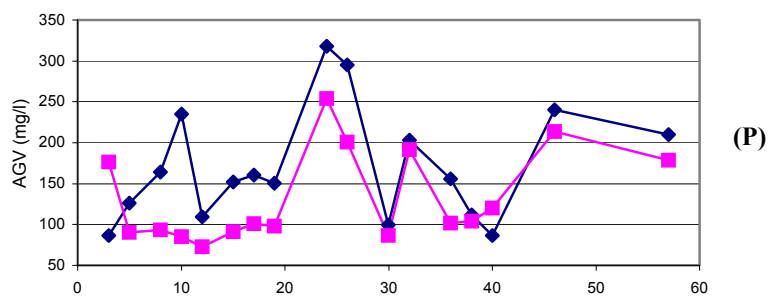
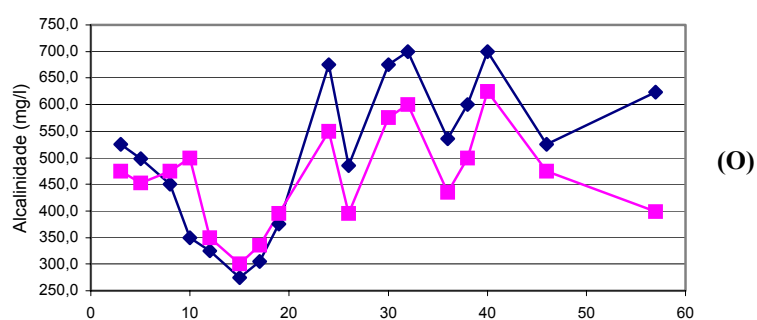
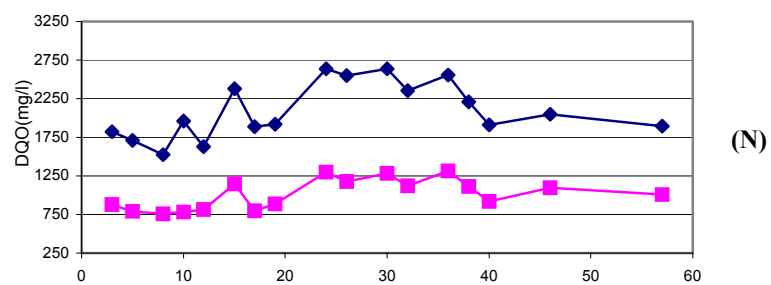
O reator 2 objetivou avaliar o efeito da manutenção de um tempo de detenção alto e de uma carga aplicada baixa, na eficiência do processo de tratamento de chorume via reator UASB. Este reator operou por 57 dias ininterruptos.

Na Tabela 7.8 são apresentadas as médias de alguns parâmetros importantes do ponto de vista operacional do reator 2. No Anexo 5, pode-se visualizar todos os resultados com suas respectivas médias afluentes e efluentes ao reator 2.

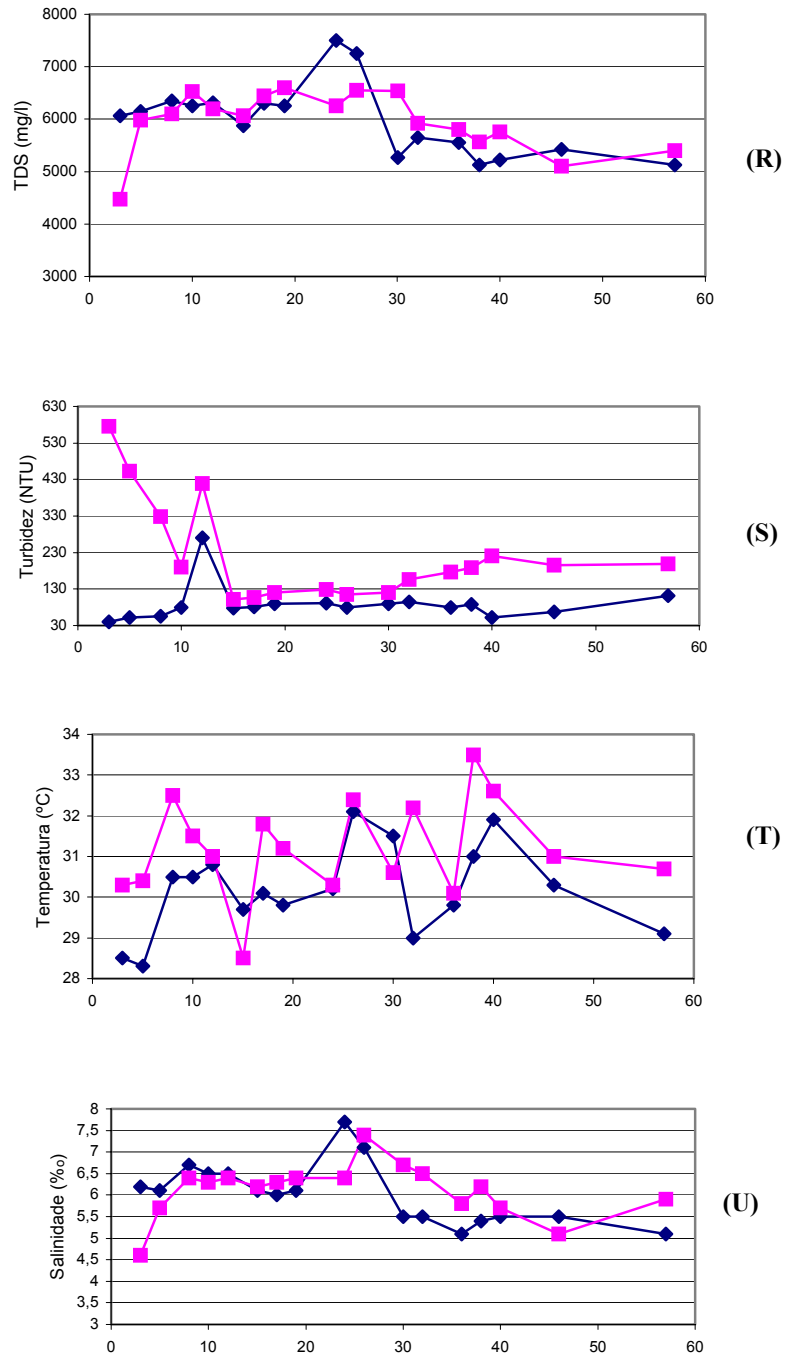
**Tabela 7.8-** Médias de alguns parâmetros importantes do ponto de vista operacional do reator 2.

Eficiência de remoção de DQO (%)	TDH (h)	Carga volumétrica aplicada ao reator (kg DQO/m <sup>3</sup> .d)	Carga biológica aplicada ao lodo (kg DQO/ kg SSV. d)
51,8	62,8	1,5	0,019

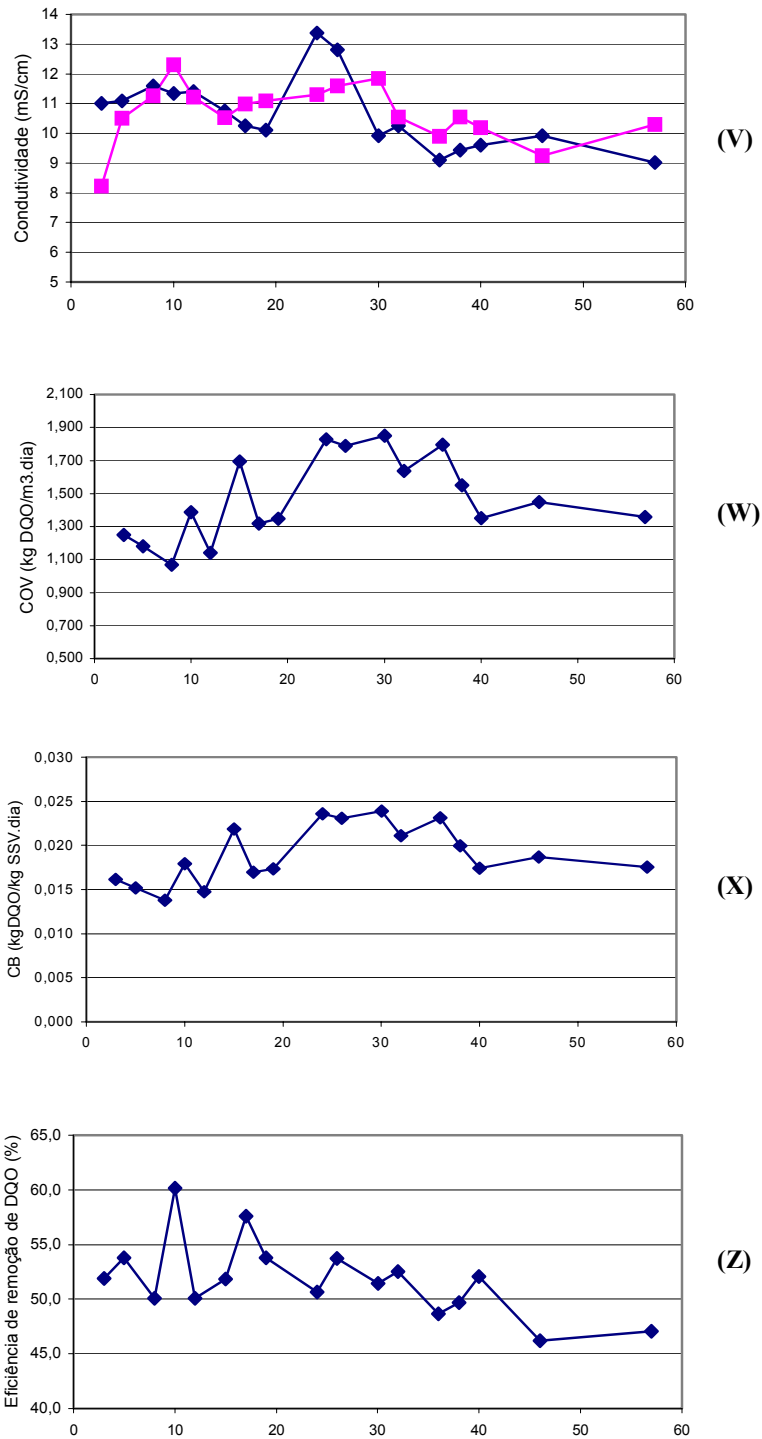




**Figura 7.17-** Parâmetros de monitoramento do reator 2. DQO (N), alcalinidade (O), AGV (P) e pH (Q). Afluente (azul) e efluente (rosa)



**Figura 7.18-** Parâmetros de monitoramento do reator 2. TDS (R), turbidez (S), temperatura (T) e salinidade (U). Afluente (azul) e efluente (rosa)



**Figura 7.19-** Parâmetros de monitoramento do reator 1. Condutividade (V), carga orgânica volumétrica aplicada ao reator (W), carga orgânica biológica aplicada ao lodo (X) e eficiência de remoção de DQO (Z). Afluente (azul) e efluente (rosa)

No gráfico N da Figura 7.17, podemos observar a DQO afluente (azul) e efluente em rosa. Observa-se que para todos os parâmetros houve também uma correspondência direta entre a entrada e saída.

No gráfico O da Figura 7.17, observa-se que a alcalinidade de entrada até o 21<sup>a</sup> dia do experimento foi maior que a saída. Este comportamento foi invertido a partir do 21<sup>a</sup> dia. A partir do 45<sup>a</sup> dia do experimento percebeu-se que a tendência de pouca diferença entre os valores de entrada e saída foi alterado chegando à alcalinidade na saída do reator ao valor mínimo de 400 mg/l. No caso de chorume diluído as oscilações foram menores e em virtude basicamente das características do percolado da entrada. Próximo do 15<sup>a</sup> dia do experimento foi observado o valor mínimo de alcalinidade de cerca de 250 mg/l.

A faixa de variação da alcalinidade esteve abaixo da faixa sugerida por METCALF e EDDY (1991), para o funcionamento ótimo de sistemas anaeróbios (1000 e 5000 mg/l).

O AGV, observado na Figura 7.17 (P) também teve oscilações mais frequentes como no reator 1. A saída se mostrou na maioria das análises abaixo da entrada com valores abaixo de 100 mg/l até o 20<sup>a</sup> dia. Porém, a partir do 20<sup>a</sup> dia em função das alterações do AGV afluente, a saída chegou a superar o valor de 250 mg/l sugerido por METCALF e EDDY (1991).

O controle operacional dos valores de entrada do pH foi mais fácil de realizar para a entrada do reator 2 que do reator 1. Percebe-se através do gráfico 7.17 (Q) que o pH médio de entrada situou-se na faixa de neutralidade favorecendo a atividade microbiana. O pH de saída, entretanto, alcançou valores da ordem de 8.4 com média em torno de 8.

A salinidade, a condutividade o TDS, Figura 7.18 (U), Figura 7.19 (V) e 7.18 (R) respectivamente, apresentaram padrão semelhante, como era de se esperar, e estável em todas as fases de operação variando certamente em função das características do chorume de alimentação.

As temperaturas de entrada e saída do reator, Figura 7.18 (T), apresentaram um comportamento mais oscilante sendo a temperatura de saída um pouco superior. As temperaturas situaram-se na faixa mesofílica de 28 a 34 °C e, portanto com limite inferior um pouco baixo pelo ótimo sugerido por FORESTI, 1997 *apud* ISOLDI *et al.* (2001) para esta faixa.

A turbidez de saída do reator 2 apresentou-se um pouco superior a entrada, com valores em torno de 200 NTU. Nota-se que o comportamento da turbidez de saída tendeu a um crescimento a partir do 40<sup>a</sup> dia de operação.

As cargas orgânicas volumétricas aplicadas ao reator variaram em torno de 1,0 a 1,9 kg DQO/m<sup>3</sup>.d como se pode atestar na Figura 7.19 (W), a média deste parâmetro ficou em torno de 1,5 kg DQO/m<sup>3</sup>.d (Tabela 7.8) um pouco acima do mínimo recomendado por CLARETO (1997) citado por PESSIN (2001) de 0,8 kg DQO/m<sup>3</sup>.d para reatores anaeróbios para tratamento de chorume.

A carga biológica máxima teve comportamento correspondente ao da carga volumétrica; a carga biológica média aplicada ao lodo, de 0,019 kg DQO/g SSV.d, ficou muito abaixo do valor da máxima atividade metanogênica específica do lodo anaeróbio utilizado no experimento (0,29 DQO/g SSV.d) (Tabela 7.5), como recomenda CHERNICHARO (1997).

Não houve medição de gás para este experimento.

No Gráfico da Figura 7.19 (Z) apresenta-se as eficiências de remoção de DQO do reator 2. As eficiências se situaram na faixa de 46 a 61 % para tempos de detenção médios de cerca de 63 horas e eficiências médias de 52 %. (Tabela 7.8).

#### **7.4. Considerações a respeito da viabilidade do tratamento biológico de chorume**

O uso de reatores biológicos para tratamento de chorume é extensamente estudado na literatura (WANG *et al.*, 2000; INANC *et al.*, 2000; KENNEDY e LENTZ, 2000; LAU *et al.*, 2001; FERNÁNDEZ-VIÑA, 2000; BERRUETA *et al.*, 1996). BERRUETA *et al.* (1996) destacam que em relação ao tratamento anaeróbio de chorume as referências são muito escassas. Neste sentido a busca de alternativas para tratamentos anaeróbios de chorumes é por si só justificável devido às vantagens reais inerentes a aplicação deste tipo de processo.

Para chorumes antigos onde a relação DQO/DBO é alta, como é o caso do chorume do aterro da Muribeca, sua baixa degradabilidade, presença de substâncias tóxico-recalcitrantes e baixa quantidade de nutrientes são fatores interferentes a serem avaliados.

Observou-se que em termos de eficiência os reatores 1 e 2 não tiveram modificações significativas apesar do segundo ter operado com chorume diluído e alto tempo de

detenção. Neste sentido o reator 1 pode indicar que as baixas velocidades ascensionais da ordem de 20 cm/h (velocidade máxima) podem ter interferido mais significativamente devido ao possível baixo contato biomassa-efluente, já que a eficiência evoluiu com a redução do tempo de detenção.

Apesar dos choques observados, a capacidade recuperativa da biomassa foi grande e dessa forma podemos conjecturar que o afluente, apesar da presença de compostos recalcitrantes, de traços de metais e amônia abundante, não foi capaz de inibir a atividade microbiana a níveis de toxicidade bactericida, provocando efeito bacteriostático em função das alterações de carga e das freqüentes alterações do TDH ocasionalmente, como sugere FIELD *et al.* (1988). Nota-se também que o efeito da toxicidade foi reduzido com o tempo, devido à adaptação microbiana.

O pH deve ter interferido mais significativamente. Em ambos os reatores percebemos valores altos (acima de 8,0) no efluente podendo indicar que as *arqueas* metanogênicas (pH ótimo 6,6-7,4) não estavam utilizando-se de sua capacidade degradativa máxima em virtude de sua maior sensibilidade ao pH elevado.

Neste sentido alguns valores de AGV no efluente acima do afluente podem indicar que parte do substrato orgânico biodegradável era biotransformado em AGV pelas bactérias acidogênicas, mas em virtude do pH não estar ótimo às metanogênicas, estas não eram capazes de transformar todos estes ácidos livres no meio em CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>.

Nos teste de biodegradabilidade anaeróbio encontramos valores um pouco superiores da ordem de 60% de redução da DQO inicial. Este resultado superior se deve basicamente estabilidade das condições operacionais (carga constante, temperatura constante e pH neutro do chorume). Destaca-se também que no momento desse teste a relação DQO/DBO era um pouco inferior da ordem de 2,5. No caso dos reatores esse valor oscilou de 3 a 6.

Os testes aeróbios apresentaram-se bastante vantajosos na redução de carga em DQO. Em particular o teste biótico (lodo ativado) apresentou elevada eficiência em remoção de DQO (90%) e cor (65%). Este efeito foi muito inferior ao teste aeróbio sem inoculação (DQO da ordem de 65% e cor da ordem de 30%). Esse melhor resultado do reator com o inoculo aeróbio se deveu provavelmente a maior quantidade de colônias ativas livres aptas à degradação em meio com excesso de oxidante livre (O<sub>2</sub>).

Estes resultados podem indicar uma viabilidade de processos anaeróbio-aeróbio seqüenciais já que a redução de cor média nos reatores UASB foi de apenas 28%.

## CAPÍTULO 8 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

---

### 8.1. Caracterização do lixiviado

Através dos dados obtidos na caracterização do chorume do aterro da Muribeca pode-se concluir que:

- O chorume do aterro da Muribeca possui alta relação DQO/DBO, variando de 2 a 6, possuindo características de baixa biodegradabilidade quando da aplicação de sistemas de tratamento de efluente biológicos;
- Devido às características físico-químicas deste lixiviado, o aterro encontra-se em fase metanogênica de degradação e os resíduos em fase de maturação adiantada;
- Existe um significativo efeito de diluição que ocorre nos meses mais chuvosos (março a agosto) que afeta significativamente os parâmetros: salinidade, TDS, condutividade, série de sólidos totais, DQO, DBO, cor, cloretos, alcalinidade, AGV e nitrogênio amoniacal;
- Os parâmetros pH, nitrogênio total, óleos e graxas, nitrato, nitrito, fósforo e sulfato, não foram significativamente afetados pelo do efeito de diluição no período de precipitações mais intensas, podendo indicar que estes estão relacionados à natureza e à idade dos resíduos sólidos em estado avançado de estabilização;
- A concentração de metais pesados encontra-se abaixo dos limites determinados pelo CONAMA N° 20/86, para lançamento de efluentes, para todos os metais analisados;
- A Análise de Componentes Principais ratificou a relação que ocorre entre as amostras coletadas no período seco e no período chuvoso sendo um instrumento eficiente na avaliação de coletas atípicas e na verificação da evolução temporal dos parâmetros avaliados.



## 8.2. Biodegradabilidade anaeróbia e aeróbia

Através dos dados obtidos nos testes de biodegradabilidade anaeróbia e aeróbia do chorume do aterro da Muribeca pode-se concluir que:

Para a atividade metanogênica específica dos lodos anaeróbios:

- Os lodos de usina de açúcar (0,293 g DQO-CH<sub>4</sub> /g SSV.d) e de indústria alimentícia (0,210 g DQO-CH<sub>4</sub> /g SSV.d) apresentaram valores de atividades metanogênicas máxima específica semelhantes aos da literatura pesquisada;
- Os lodos apresentam excelentes condições de granulação e sedimentabilidade, sendo eficientes como inóculos para reatores anaeróbios;

Para os testes de biodegradabilidade anaeróbia:

- Os dois lodos utilizados no teste de biodegradabilidade anaeróbia (usina de açúcar, AME= 0,293 g DQO-CH<sub>4</sub> /g SSV.d e de indústria alimentícia, AME= 0,210 g DQO-CH<sub>4</sub> /g SSV.d) apresentaram valores de remoção de DQO similares e da ordem de 60%;
- O lodo de indústria alimentícia mostrou-se ligeiramente mais eficiente na remoção de DQO a partir da 100<sup>o</sup> hora do experimento, provavelmente devido a uma melhor difusão substrato-lodo e a melhor evolução do inóculo ao substrato (chorume);
- A relação DQO/DBO da ordem de 4,5 indica que o chorume é realmente de baixa biodegradabilidade;
- A presença de traços de metais e amônia em excesso pode ter interferido com efeito bacteriostático;

Para os testes de biodegradabilidade aeróbia sem e com inoculação temos:

- O teste sem inoculação apresentou-se menos eficiente na remoção de DQO que o teste com inoculação de lodo, como se esperava, em virtude provavelmente do segundo conter um número substancialmente mais elevado de colônias aptas ao consumo de substrato livre em meio rico em oxigênio;
- Em termos de eficiência o teste sem inoculação obteve remoção máxima da ordem de 65% em 600 horas de teste. O teste com inóculo aeróbio obteve uma resposta em eficiência muito superior, cerca de 87 %, em 1/3 do tempo do experimento sem inóculo aeróbio (200 horas);
- O teste sem inóculo aeróbio apesar de ter tido um resultado inferior serve como um indicativo que no chorume existem colônias aptas à degradação em um meio com disponibilidade de oxigênio;
- O teste com inoculação também se mostrou eficiente na remoção de cor do chorume da ordem de 65 % em 200 horas, podendo indicar sua viabilidade como pós-tratamento;
- Ambos os testes aeróbios apresentaram problemas de formação abundante de espuma (mais intensa no reator com inoculação), o que deve ser observado com cuidado quando a escala do experimento for aumentada.

### **8.3. reatores UASB para tratamento de chorume**

Para os reatores 1 e 2 podemos concluir que :

- O efeito da redução do TDH e do aumento da carga afetam o processo anaeróbio por um curto espaço de tempo sendo o sistema capaz de reagir positivamente às alterações voltando às condições de eficiência anteriores;
- As baixas eficiências observadas podem ter relação diretamente ao fato das altas relações DQO/DQO, que variaram de 3 a 6 no período de realização do experimento do reator 1;

- O pH teve uma interferência grande na eficiência do processo. E neste caso destaca-se a amônia como o principal agente alcalinizante e tamponante do afluente ao reator, em valores por vezes acima de 8, apesar de haver controle do pH afluente no momento da alimentação da bombona;
- O pH elevado pode ter interferido na faixa ótima de atuação das *arqueas* metanogênicas e por isso ocorreram grandes oscilações na alcalinidade e no AGV efluente aos reatores;
- Apesar do reator 2 trabalhar com baixa carga e alto tempo de detenção não houve alteração significativa na eficiência do processo anaeróbico comparando com o reator 1. Este fato pode ter relação a questão do baixo contato lodo-substrato, já que no reator 1 percebeu-se uma ligeira melhora na eficiência com a redução do TDH;
- A toxicidade de metais e da amônia não parece ter interferido diretamente nos processos biológicos (efeito bacteriostático apenas);
- A baixa quantidade de nutrientes pode ter interferido no processo biológico;
- A baixa velocidade ascensional pode ter interferido na eficiência de contato substrato-lodo e interferido no desempenho do reator UASB;
- O aumento da produção de metano no final da terceira etapa de operação do reator 1 pode ser um indicativo de uma adaptação do lodo às condições operacionais e do substrato;
- As freqüentes alterações das características físico-químicas do chorume de alimentação favoreceram a uma certa instabilidade do processo;
- A quantidade de AGV no efluente de ambos os reatores demonstra que os reatores UASB ainda possuem potencialidade para obtenção de maiores eficiências.

#### **8.4. Conclusão geral**

As características recalcitrantes do chorume do aterro da Muribeca dificultam substancialmente o uso de processos biológicos de tratamento. As etapas de determinação de atividade metanogênica específica máxima e da avaliação da biodegradabilidade são de

fundamental importância no momento da escolha do tipo de sistema aeróbio/anaeróbio a ser implantado.

A própria natureza do chorume, de suas características particulares e de suas variações sazonais devem ser levadas também em consideração na hora de se determinar qual a melhor tecnologia deve ser empregada em face daquela realidade específica.

A viabilidade do uso de reatores UASB como tratamento primário de chorume com alta relação DQO/DBO foi atestada por este experimento, entretanto as baixas eficiências obtidas são indicativo que o processo deve ter um acompanhamento operacional mais rígido, a tempo de evitar quedas de eficiência muito grandes, perda de lodo ou mesmo efeitos de inativação da biomassa. Pode-se lançar mão de outros processos conjuntos como dessorção de amônia como pré-tratamento, lodos ativados ou lagoas de estabilização como pós-tratamentos ao reator UASB, de forma a otimizar o tratamento como um todo.

As vantagens do uso desse tipo de reator são relativas ao baixo custo operacional, a capacidade de suportar altas cargas orgânicas, a grande redução de áreas e de suas facilidades operacionais. Entretanto, deve-se avaliar o efeito do aumento da escala do reator na eficiência do processo, bem como o efeito da recirculação do efluente de forma a melhorar o contato entre as fases sólido-líquido (lodo-chorume), através de uma maior turbulência hidrodinâmica provocada por uma maior velocidade ascensional.

### **8.5. Sugestões para trabalhos futuros**

Em vista ainda do não esclarecimento por completo da viabilidade do uso de sistemas UASB para tratamento de chorume sugere-se:

- Novos estudos avaliando o efeito de recirculação do chorume;
- Aumento da escala de laboratório para piloto e real;
- Controle de pH em linha para evitar oscilações frequentes no afluente;
- Avaliação de um pré-tratamento por dessorção de amônio;
- Avaliação de um pós-tratamento por processos aeróbios para a remoção de cor;
- Realização de testes de biodegradabilidade com agitação, com inoculação de nutrientes e micronutrientes;

- Avaliar a viabilidade do tratamento conjunto com esgotos domésticos, o que seria muito viável para pequenas comunidades;
- Avaliar custos envolvidos num processo UASB, em escala real, em comparativo a sistemas mais tradicionais (lodos ativados e lagoas de estabilização);
- Comparar as eficiências do processo com outros tipos de inóculos anaeróbios;
- Verificar efeito do uso de reatores UASB em série na eficiência do processo;
- Monitorar reatores em diferentes escalas por períodos de tempo maiores;
- Verificar aumento da escala na eficiência de remoção de cor para reatores aeróbios (lodos ativados).

## CAPÍTULO 9 – REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA CITADA

---

ABNT; *Resíduos Sólidos: classificação – NBR 10.004; Lixiviação de resíduos - NBR 10.005; Solubilização de resíduos - NBR 10.006; Amostragem de resíduos - NBR-10.007; Classificação RSS-NBR 12808*. Rio de Janeiro, 1987.

AHEL, M. *et al.* The impact of contamination from municipal solid waste landfill (Zagreb, Croatia) on underlying soil. *Water Science and Technology*. v. 37, n. 8, p. 203-210. 1998.

ALONSO, L. Sólidos Resíduos, *Revista DAE-SABESP*, n. 164, mar/abr. 1992.

AMARAL, R.D.; BARROS, N.F.; COSTA, L.M. *et al.* Efeito do resíduo de uma indústria de zinco sobre a química de amostras de solo e plantas de milho. *Revista Brasileira do Solo*, Campinas. n. 20. 1996.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APWA; AWWA; WPCF, 19<sup>o</sup> edition, Washington, 1995.

AMOR, L; KENNES, C.; VEIGA, M.C. Kinetics of inhibition in the biodegradation of monoaromatic hydrocarbons in presence of heavy metals. *Bioresource Technology*. v. 78, p. 181-185. 2001.

ARAÚJO, J. M. *et al.* Tecnologia e monitoramento ambiental na gestão de resíduos sólidos urbanos. In: IV SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 2002, Recife. *Anais...* Recife: ABES, 2002. CD.

ARIGALA, G. S.; TSOTSI, T. T.; WEBSTER, I. A.; YORTSON, Y. C.; KATTAPURAM, J. Gas generation, transport and extraction and landfill. *ASCE J. Environmental Engreg.* v.121, n.1, p. 33-44. 1995.

BENKER, K. W. Removing metals from soil. *Civil Engineering.* v. 65, n. 10, october, p. 60-71. 1995.

BEPPU, R.C.; ARIMA, K. Induction by mercuric ion of extensive degradation of cellular ribonucleic acid in E. coli. *Journal bacteriology.* v. 98. 1969.

BERTON, R. S. *Risco de contaminação do agroecosistema com metais pesados.* In: Impacto ambiental do uso agrícola do uso agrícola do lodo de esgoto. Editores BETTIOL.; CAMARGO, O. A. Jaguariúna, SP: EMBRAPA Meio Ambiente. cap. 16, p. 259-268, 2000.

BERRUETA, J.; GUTÉRREZ, A.; FUEYO, G. Anaerobic treatment of leachates in pilot-scale UASB: strategy of start-up. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology.* v. 67, n. 3, p. 302-314, 1996.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos.* EESC/USP-Projeto Reenge. São Carlos, São Paulo, 1999.

BILA, D.; MONTALVÃO, F.; DEZOTTI, M. Aplicação de um processo oxidativo no aumento da biodegradabilidade do chorume do aterro de Gramacho.2001

BIRCHLER, D. R.; MILKE, M.W.; MARKS, A. L. Landfill leachate treatment by evaporation-Closure. *Journal of Environmental Engenering - ASCE.* v. 122, n.2, p.163-163, feb. 1996.

BRAILE, P. M., CAVALCANTI, J. E. W. A. *Manual de tratamento de águas residuárias.* São Paulo, CETESB. 1979.

BRASIL. *Glossário de engenharia ambiental*. Secretaria do Meio Ambiente. Brasília: SEMA, 118 p. 1988.

CAPELO NETO, J.; SUETÔNIO, M.; SILVA, F. J. A. Geração de percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 4, n. 3 - jul/set e n. 4 – out/dez. p. 160-167. 1999.

CASTILHO JR., A. B. Estimativa da distribuição e dos teores dos metais pesados nas diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil. *BIO - Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente*. p. 57- 60. 1988.

CHIANESE, A.; RANAURO, R.; VERDONE, N. Treatment of landfill leachate by reverse osmosis. *Water Research*. v. 33, p. 209-214. 1999.

CONAMA. *Resoluções do CONAMA*; 1984/91. 4 ed. rev. e aum. Brasília, IBAMA, 1992. 245. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 20, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salgadas do Território Nacional. (1999).

CHERNICHARO, C.A.L.; Reatores anaeróbios. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFGM, 1997. 246p.

CHERNICHARO, C.A.L.;VAN HAADEL, A; AISSE, M.M.; CAVALCANTI, F.F. Reatores anaeróbios de manta de lodo. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Jose Roberto Campos (organizador). Rio de Janeiro: ABES, 1999.

COOKSON JR., J.T. *BIOREMEDIATION*. Engineering - Desing and application. McGraw-Hill Inc., EUA. 524 p. 1995.



CPRH. *Inventário de Resíduos Sólidos Industriais do Estado de Pernambuco*. Projeto CRH/GTZ, 2000.

DAMASCENO, S. *Remoção de metais pesados em sistemas de tratamento de esgoto sanitário por processo de lodo ativado e por um reator compartimentado anaeróbio*. São Carlos, 1996. 141p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

DASS, P., TAMKE, G. R., e STOFFEL, C. M. *Leachate Production at Sanitary Landfill Sites*, Journal of the Environmental Engineering Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, 103(E6). p. 981-989. 1977.

DAVIS, M.L.; CORWELL, D.A. *Introduction to environmental engineering*. Mc Graw-Hill, 1998.

DIBBLE, J.T e BARTHA, R. Effects of environmental parameters on the biodegradation of oil sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 1979.

EISNER, P.; LEONHARD, K.; WILDERER, P. A. Landfill leachate treatment by evaporation. *Journal of Environmental Engineering - ASCE*. v. 122, n.2, p.163-163, feb. 1996.

EWER, U; SCHLIPKOTER, H. *Metal and their compounds in the environmental: occurrence, analysis, and biological relevance*. Wilhelm:VCH. 1991.

FELLENBERG, G. *Introdução aos problemas de poluição ambiental*. São Paulo: EPUSP. Glossário de engenharia ambiental. Brasília: SEMA, 1980. 118 p.

FENN, D. G. K., HANLEY, K. J., AND DEGEARE, T. V. *Use of the Water Balance Method for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites*. USEPA, SW-168. 1975.

FERNÁNDEZ-VIÑA, M. B. D. Gestión de lixiviados - *Vertederos controlados de residuos sólidos urbanos: una perspectiva internacional*. Curso (10.7), ministrado pela Universidade de Cantabria - Aula de meio Ambiente. septiembre 2000.

FERREIRA, J. A. *et al.* Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, Paraíba. *Anais...* Paraíba: ABES, 2001. CD.

FIDEM/IBGE. *Situação atual da gestão dos resíduos sólidos na Região Metropolitana do Recife*. Recife, 2000.

FIELD, J.; ALVAREZ, R. S.; LETTINGA, G. Ensayos anaerobios. In: 4º SEMINARIO DE DEPURACION ANAEROBIA DE AGUAS RESIDUALS. 1988, Spain. *Anais...* Universidad de Valladolid. Spain. p. 52-81. 1988.

FIELD, J.A.; STAMS, A.J.M.; KATO, M. e SCHRAA, G. Enhanced biodegradation of aromatic pollutants in cocultures of anaerobic and aerobic bacterial consortia. *Antonie van Leeuwenhoek*, v. 67, p. 47-77. 1995.

FOSTER, S.; HIRATA, R. *Determinação do risco de contaminação de águas subterrâneas*. Centro panamericano de engenharia sanitária e ciências do ambiente - CEPIS. Lima, Peru, 81 p. 1991.

FOSTER, T. J. Plasmid determined resistance to antimicrobial drugs and toxic ions in bacteria. *Microbiolver*. v. 47. 1983.

FORESTI, E.; Fundamentos do processo de digestão anaeróbia. In: *Anais III Taller y Seminario Latinoamericano: tratamiento anaerobio de aguas residuales*. Montevideo, Uruguai, pp 97-110.

GARCIA JR. O. *Microorganismos e metais*. In: Microbiologia ambiental. Jaguaraúna: EMBRAPA – CNPMA. cap. 1, p. 11-41. 1997.

GAULGLHOFER, J; BIANCHI, V. *Cromium in MERIAN, e. (ed). Metal and their compounds in the environmental: occurrence, analysis, and biological relevance*. Wilhelm:VCH, 1991.

GLAZER, A.N. e NIKAIDO, H. *Environmental applications*. In: Microbial Biotechnology. Eds. W.H. Freeman e Co. N. York. p.561-620. 1995.

GRIFFITHS, M. *Biotechnology for a clean environment*. Mike Griffiths Associates, The Pantilles, Ivy Lane, Woking. Inglaterra. 19 p. 1992a.

GRIFFITHS, C. M., BOARD, N. P. Approaches to the assessment and remediation of polluted land in Europe and America. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, v. 6, p. 720-725. december, 1992.

HENTON, M.P., YOUNG, P.J. Contaminated land and aquifer protection. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*. v. 7, p. 539-547, october, 1993.

KATO, M.T.; NETO, C.; CHERNICHARO, C.A.L.; FORESTI, E; CYBIS, L.F. Configurações de reatores anaeróbios. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Jose Roberto Campos (organizador). Rio de Janeiro: ABES, 1999.

KEENAN, J. D.; STEINER, R. L.; FUNGAROLI, A.A. Chemical-physical leachate treatment. *Journal of Environmental Engineering*. v. 109, n. 6, p. 1371-1384. 1986.

KEENAN, J. D.; STEINER, R. L.; FUNGAROLI, A.A. Landfill leachate treatment. *Journal WPCF*. v. 56, n. 1, p. 27-33. 1984.

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

KOETZ, P. R.; FARIA, O. L. V.; NUNES, W. A. Tratamento de efluentes da indústria de arroz parboilizado por digestão anaeróbia em reatores de fluxo ascendente. *Revista Brasileira de Agrociência*. v. 2, n. 2, p. 117-120. 1996.

IBGE. *Censo Demográfico*. In: PMSS, vol. 4. Rio de Janeiro, 1991.

IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro: IBGE, 1992.

INANC, B.; CALLI, B.; SAATCI, A. Characterization and anaerobic treatment of the sanitary landfill leachate in Istanbul. *Water Science and Technology*. v. 41, n.3, p. 223-230. 2000.

IPT; Manual de saneamento. 3 ° Edição. Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 1999. 374 p.

ISOLDI, L. A.; KOETZ, P. R.; FARIA, A. L.; ISOLDI, L. A. Parâmetros de operação do reator UASB em um sistema combinado reator UASB – reator aeróbio. Fundação Universidade Federal do Rio Grande do Norte. *Revista Eletrônica do Mestrado em Educação ambiental*. v. 6, p. 16-30. julho/agosto/setembro 2001.

IZA, J.; KEENAN, P. J.; SWITZENBAUM. Anaerobic treatment of municipal solid waste landfill leachate: operation of a pilot scale hybrid UASB/AF reactor. *Water Science and Technology*. v. 25, n. 7, p. 255-264, 1992.

JAWED, M.; TARE, V. Microbial composition assessment of anaerobic biomass through methanogenic activity tests. *Water SA*. v. 25, n.3 p. 345-350. july, 1999.

JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, T. H. Colloidal and dissolved metals in leachates from four danish landfills. *Water Research*. v. 33, n.9, p. 2139-2147. 1999.

JEONG-HOON, I. M. *et al.* Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. *Water Research*. v. 35, n. 10, p. 2403-2410. 2001.

JONES, L. H. P.; CLEMENT, C.R.; HOPPER, M.J. Lead uptake from solution by perennial ryegrass and its transport from roots to shoots. *Plant and soil*, v. 38. 1973.

JUCÁ, J.F.T.; MARIANO, M.O. H.; CAVALCANTI, R.C. *Estudos para uma proposta de gestão de resíduos sólidos no Estado de Pernambuco - Subsídios para a elaboração de uma política pública*. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL. 2000. Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: ABES, 2000. CD.

JUCÁ, J.F.T; MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C. Monitoramento ambiental da recuperação do aterro de resíduos sólidos da Muribeca, Brasil - 11ª parte. *Resíduos*. n. 65, p. 68-76. 2002.

JUCÁ, J.F.T; MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C. Monitoreo ambiental de la recuperación del vertedero de residuos sólidos de Muribeca, Brasil. *Asociacion tecnica para la gestion de residuos y meio ambiente*. año XII, n. 65, p. 68-76. marzo-abril, 2002.

LANGERWERFF, J.V. Uptake of cadmium, lead and zinc by radish from soil and air. *Soil Science*, v 3. n 2. 1971.

LAU, I. W. C.; WANG, P.; FANG, H. H. P. Organic removal of anaerobically treated leachate by fentos coagulation. *Journal of Environmental Engeenering - ASCE*. v 127, n.7, p. 666-669, july 2001.

LECKIE, J. O. PACEY, J.G., HALVADAKIS, C. Landfill Management with Moisture Control. *Jour. Environ. Engineering Division*. American Society of Engineers, 105(E2): p. 337-355.1979.

LIN, C. Y.; CHANG, F. Y. CHANG, C. H. Co-digestion of leachate whit septage using a UASB reactor. *Bioresource Technology*. v. 73, p. 175-178. 2000.

LINDE, K.; JONSSON, A.; WIMMERSTEDT, R. Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. *Desalination*. v. 101, p. 21-30. 1995.

LOPES, W. S. Avaliação dos impactos ambientais causados por lixões: um estudo de caso. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL. 2000. Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: ABES, 2000. CD.

LU, J. C. S.; MORRISON, R. D.; STEARNS, R. J. *Leachate Production and Management from Municipal Landfills: Summary and Assessment in Land Disposal of Municipal Solid Waste*. In: 7TH ANNUAL RES. SYMPOSIUM. Ed. Shultz, D.W., USEPA, Cincinnati, Ohio, p. 1-17. 1981.

LU, J. C. S., MORRISON, R. D., STEARNS, R. J. *Production and Management of Leachate from Municipal Landfills: Summary and Assessment*. USEPA-600/2-84-092, Cincinnati, Ohio, Municipal Environmental Laboratory. 1984.

LUTON, R. J., REGAN, G. K., AND JONES, L. W. *Design Construction of Covers for Solid Waste Landfills*. USEPA, EPA-600/2-79/165, Cincinnati, Ohio, Municipal Environmental Laboratory. 1979.

LO, I. M. C. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environment International*. v. 22, n. 4, p. 433-442. 1996.

MALAVOLTA, E., HAAG, H. P.; MELO, F. A. F. *Nutrição mineral e adubação de plantas cultivadas*. São Paulo: Pioneira, p. 371-419, 1974.

MANAHAN, S. E. *Environmental chemistry*. 6 th ed. N.W. 793 p. 1994.

MARIANO, M.O.H.; JUCÁ, J.F.T. *Monitoramento dos recalques no Aterro de Resíduos sólidos da Muribeca*. In: XI CONGRESSO BRASILEIRO DE MECÂNICA DOS SOLOS E ENGENHARIA DE FUNDAÇÕES. Brasília-DF, v. 3, p. 1671. 1998.

MARÇAL JR ., E.; *Curso de tratamento de esgotos*. Apostila. 2000. 212p.

MELO, M. C., *et al.* Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos. *Biotecnologia Ciência e desenvolvimento*. n. 28, p. 48-52. 2002.

MELO, V. L. A; JUCÁ, F. T. Estudo de referência para diagnóstico ambiental em aterros de resíduos sólidos. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL. 2000. Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: ABES, 2000. CD.

MÉNDEZ, R.; LEMA, J.; BLAÚZQUEZ, R.; PAN, M.; FORJAN, C. Characterization, digestibility and treatment of leachates from old and young landfills. *Water Science Technology*. v. 21. p. 145-135. 1989.

MERBACH JR, P. S. *Estudos de avaliação de metais pesados em percolado de aterro sanitário em função do tempo de disposição*. São Carlos, 1989. Dissertação de mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1989.

METCALF e EDDIE. *Wastewater Engineering: Treatment, disposal and reuse*-Second edition-Revised by George Tchobanoglous-Mc Graw-Hill Book Company, 1972.

MIYAZWA, M; GIMENEZ, S.M.N.; FERNNDES, F.; OLIVEIRA, E.L. e SILVA, S.M.C.P. *Efeito do lodo de esgoto nos teores de metais no solo e na planta*. In: Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções. Curitiba; SANEPAR, FINEP, cap. 4, p. 118-237. 1999.

MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C.; JUCÁ, J. F. T. Biological degradation analysis in Muribeca solid waste landfill associated whit local climate – Recife, Brazil. In: FOURTH INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHICS, 2001, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, 2002.

OFICINA PAN-AMERICANA DE LA SALUD/OMS. *Dados de 1990*. Zepeda, 1995.

OLIVEIRA F.J. S, J. L. JUCÁ NETO e MELO, V. L. A. M. *Análise e monitoramento da contaminação por metais em águas superficiais e profundas no lixão da Muribeca*. Orientador: Prof. José Fernando T. Jucá, Dept<sup>o</sup> de Eng. Civil, LSI, CTG, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 1995.

OLIVEIRA, F.J.S. *Condutividade hidráulica e transporte multicomponente de contaminantes em solos da região dos aterros de resíduos sólidos de Aguazinha e Muribeca-PE*. UFPE, 1999.

ORMROD, D. P. *Impact of trace element pollution on plants*. In: TRESHOW, M. (ed) Air pollution and plant life. John Wiley e Sons Ltd. 1984. cap. 13, p. 291-317. 1984.

PALMISANO, C.; BARLAZ, M.A. *Microbiology of solid waste*. CRC Press. 1996.

PAXÉUS, N. Organic compounds in municipal landfill leachates. *Water Science and Technology*. v. 42 n. 7-8, p. 323-333. 2000.

PEREIRA NETO, J. T. *Relatório interno do laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental – LESA/UFV. Universidade Federal de Viçosa - MG. 1996.



PERRIER JR. G.S.; *Poluição do aquífero freático ns proximidades do lixão da Muribeca, na região Metropolitana do Recife*. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, 142 p. 1998.

PERRIER, E. R., AND GIBSON, A. C. *Hydrologic Simulation on Solid Waste Disposal Sites*. EPA/SW-868, Cincinnati, Ohio, USA, p. 111.1980.

PESSIN, N.; BRUSTOLIN I.; FINKLER, R. Determinação da eficiência de tratabilidade de reatores biológicos para atenuação de carga orgânica presente no chorume proveniente de aterros sanitários. In: IX SILUBESA - SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA ANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Bahia. *Anais...* Salvador, 2000. CD.

PFEFER, J. T. *Treatment of Leachate from Land Disposal Facilities, in proceedings of the Waste. Tech 86 Conference: Preparing now for tomorrow's needs*. Chicago, USA, p. 22-23. 1986.

PINTO, D.M.C.L., *Avaliação da partida da digestão anaeróbica da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado*. Tese (Doutorado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2000. 175 p.

POERSCH P. B.; KOETZ, P. R. Sistema de determinação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios. *Agrociência*. v. 4, n. 3, p. 161-165, set-dez., 1998.

POHLAND, F.G. e GOULD, J.P. *Fate of Heavy Metals During Landfill Estabilization of Solid Wastes Material With Lechate Recycle*. Draft Fianal Report-USA/EPA Project R-806468. Geórgia Tech. Proj. n. E-20-666, 1984.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter – Discussion. *Water Science and Technology*. v. 21, n.12, p. 1543-1550. 1985.

POHLAND, F.G.; KIM, J.C. In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors. *Water Science and Technology*. v. 40. p. 203-210. 1999.

QIN, W.; EGOLFOPOULOS, F. N.; TSOTSIS, T.T. Fundamental and environmental aspects of landfill gas utilization for power generation. *Chemical Engineering Journal*. v. 82, p. 157-172. 2001.

RAUTENBACH, R.; VOSENKAUL, K.; LINN, T. Waste water treatment by membrane processes- New development in ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis. *Dessalinization*. v. 108, n.1-3, p. 33-40. 1997.

REITZEL, S.; FAQUHAR, G.; McBEAN, E. Temporal characterization of municipal solid waste leachate. *Can. J. Civ. Eng.* v. 19, p. 668-679. 1992.

ROCCA, A. C.C. *et al. Resíduos sólidos industriais*. 2. ed. São Paulo: CETESB, 234 p. 1993.

RUSSO, M. AT; FERREIRA, M.; VIEIRA, C. *Caracterização de lixiviados de aterros sanitários de alta compactação*. In: IX SILUBESA. 2000. Porto Seguro. *Anais...* Bahia: ABES, 2000.

RUSSO, M. A. T e VIEIRA, J. M. P. *Estudos sobre tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos*. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre. dez. 2000.

SANCINETTI, G. P.; FIGUEIRA, M. S.; COELHO, M. G. Uso de lodos ativados no tratamento de chorume proveniente de aterro sanitário. In: IX SILUBESA - SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA ANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Bahia. *Anais*. Salvador, 2001. CD.

SCHALCH, V. *Produção e características do chorume em processo de decomposição de lixo urbano*. São Carlos, 103 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1984.

SCHEINBERG, H. *Copper*. In: MERIAN, E. (ed.) *Metal and their compounds in the environment: occurrence, analysis, and biological relevance*. Weinheim: VCH, 1438 p. Pt. II. 9, p. 893-908. 1991.

SCHULTZ, C. L.; HUTCHINSON, T.C. *Metal tolerance in higher plants*. In: MERIAN, E. (ed.) *Metal and their compounds in the environment: occurrence, analysis, and biological relevance*. Weinheim: VCH, 1991.

SECTMA/CPRH. *Inventário de Resíduos Sólidos Industriais do Estado de Pernambuco*. Projeto CRH/GTZ. 2001.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. Caracterização do chorume do aterro sanitário de Baurú. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre. dez., 2000

TECHOBANOGLUS, H.T.; VIGIL, S. *Integrate Solid Waste Management*. NY. Mc Graw Hill, 1993.

TIMUR, H.; OZTURK, I. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. *Water Research*. v. 33, n. 15, p. 3225-3230. 1999.

TREBOUET, D. et al. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. *Water Research*. v. 35, n. 12, p. 2935-2942. 2001.

TORRES, P. et al. Tratabilidade biológica de chorume produzido em aterro não controlado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.2, p.55-62. 1997.

TREBOUET, D.; SCHLUMPF, J.P.; JAOUEN, P.; QUEMENEUR, F. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration processes. *Water Research*. v. 35, n. 12, p. 2935-2942, 2001.

TRINDADE, A.V.; VILDOSO, C. I. A.; MUCHOVEJ, R. M. C.; COSTA. Interação de composto de lixo urbano e fungos micorrízicos na nutrição e crescimento do milho. *Revista Brasileira do Solo*. Campinas, v. 20, p. 199-208. 1976.

UETA, J; PEREIRA, N. L.; SHUHAMA, I. K.; CERDEIRA, A. *Biodegradação de Herbicidas e Biorremediação -Microorganismos degradadores do herbicida Atrazina*. Dept. Ciências Farmacêutica da Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto-USP-CNPMA/EMBRAPA, Jaguariúna, São Paulo. 2000.

VAN DER MEER, J.R.; LEVEAU, J.H. e WERLEN, C. *Genetic adaptations of microorganisms to environmental pollutants*. EAWAG News (Swiss Federal Institute Science and Technology), 35E: 8-15. 1994.

VAN HAADEL, A.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbico de esgotos:um manual para regiões de clima quente, 1994.

VAZOLLER, R.F. *Microbiologia e saneamento ambiental* - USP. 2001.

VAZOLLER, R.F.; GARCIA, M.A.R.; GARCIA, A.D.; CONCEIÇÃO NETO, J. *Manual Técnico sobre Microbiologia de Lodos Ativados*. CETESB - Séries Anuais, 22 p. 1989.

VAZOLLER, R.F, *et al.*, Biodegradability potential of two experimental landfills in Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology*. v. 32, p. 87-92. 2001.

VOGTMANN, H., FRICKE, K., TURK, T. Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. *Compost Science e Utilization*. v.1, n. 4, p. 69-87. 1993.

WANG, P.; LAU, I.W.C.; FANG, H.H.P; ZHOU, D. Landfill leachate treatment with combined UASB and fenton coagulation. *Journal of Environmental Science Health*. v. A35, n. 10, p. 1981-1988. 2000.

WILLIAMS, R.T.; ZIEGENSFUSS, P.S.; MARCKS, P. J. *Field demonstracion: Compostin of explosives-Contaminated Sediments at Lousiana Army Ammunition Plant*. Report no.AMXTH-Ir-TE-88242. 1988.

YABE, M. J.S; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. *Química Nova*, v. 21, n. 5. 1998.

YANGIN, C.; YILMAZ, S.; ALTINBAS, M.; OZTURK, I. A new process for the combined treatment of municipal wastewaters and landfill leachates in coastal areas. *Water Science and Technology*. v. 46, n.8, p. 111-118. 2002.

ZEHNDER, A.J.B. *Biology of anaerobic microorganisms*. John Wiley and Sons, EUA. 872p. 1988.

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA CONSULTADA

---

ARANTES, R.F.M.; A viabilidade da utilização de reatores EGSB para o tratamento e pós-tratamento de esgotos domésticos. Dissertação (Mestrado). CTG. Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, 2001. 104p.

BESSADA, S. E.; STEPHENSON, J. A.; ELLIOTT, M. D. Sanitary landfill leachate treatment methods. *Process Safety Environmental*, v. 71, n. B3, p. 215-217. 1993.

BIRCHLER, D. R., *et al.* Landfill leachate treatment by evaporation. *Journal of Environmental Engineering*. v. 120, n. 5, 1994.

BORZACCONI, L. *et al.* Comparación de tratamientos aerobios y anaerobios aplicados a lixiviado de relleno sanitario. 2002.

BRIDLE, T. R. *et al.* Evaluation of heavy metal leachate from solid wastes. *Water Science and Technology*. v. 19, n. 7, p. 1029-1036. 1987.

BRITO, A. G.; MELO, L. F. A simplified analysis of reaction and mass transfer in UASB and EGSB reactors. *Environmental Technology*. v. 18, p. 35-44. 1997.

CERVO, A.L.; BERVIAN, P.A. Metodologia científica, 5 ° edição. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

CINTRA, I. S. *et al.*, *Estudo da aclimação de biomassa aeróbia na degradação de chorume em aterro sanitário*. Subprojeto 1: Digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: Estudo da influência da recirculação de percolado gerado em aterro sanitário. UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais. p. 9-18, 2002.

EGREJA, F. B. F.; REIS, E. L.; JORDÃO, C. P.; PEREIRA NETO, J. T. Avaliação quimiométrica da distribuição de metais pesados em composto de lixo urbano domiciliar. *Química Nova*. v. 22, n. 3, p. 324-327. 1999.

ELLIS, B. On-site treatment of contaminated land. *Wastes Management*. p. 16-18. april, 1993.

FARQUHAR G. J. *Leachate*: production and characterization, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Waterloo, Canadá. 1988. Disponível em: <<http://www.resol.com.br/textos>>. Acesso em: 08 maio 2001.

FUSCONI, R.; GODINHO, M. J. L. Bacteria and protozoa populations in groundwater in a landfill area in São Carlos, SP. *Revista de Microbiologia*. v. 29, n.4, p. 196-202. 1999.

HAQ R. U.; SHAKOORI, A. R. Microorganisms resistant to heavy metals and toxic chemicals as indicators of environmental pollution and their use in bioremediation. *Folia Biologica (Kraków)*. v. 48, n. 3-4. p. 143-147. 2000.

HENTON, M.P., YOUNG, P.J. Contaminated land and aquifer protection. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*. v. 7, p. 539-547, october, 1993

JEONG-HOON, I. M. *et al.* Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. *Water Research*. v. 35, n. 10, p. 2403-2410. 2001.

KAO, C. M., *et al.* Application of microbial enumeration technique to evaluate the occurrence of natural bioremediation. *Water Research*. v. 35, n. 8, p. 1951-1960.2001.

KATO, M.T.; FIELD, J.A.; LETTINGA,G. Anarobe tolerance to origins and potentials of anaerobic cocultures for wastewater teatment. *Brasilian Journal of Chemical Engineering*. Vol 14, n ° 4, pp395-307, december, 1997.

LIBÂNIO, P. A. C.; COSTA, B. M. P.; CINTRA, I. S.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação da partida de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos urbanos e de chorume. In: XXVIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 2002, Cancún. *Anais*. México, octubre, 2002.

LIBÂNIO, P. A. C.; COSTA, B. M. P.; CINTRA, I. S.; OSÓRIO, N. E.; CHERNICHARO, C. A. Estudo de metodologia empregada na determinação de metais para monitoramento da digestão anaeróbia de lixo urbano. In: XXVIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 2002, Cancún. *Anais...* México, octubre, 2002.

LIN, S. H.; CHANG, C. C. Treatment of landfill leachate by combined electro-fenton oxidation and sequencing batch reactor method. *Water Research*, v. 34, n. 17, p. 4243-4249. 2000.

LIU, S.; SUFLITA, J. M. Ecology and evolution of microbial populations for bioremediation. *TIBTECH*. v. 11, p. 344-52. 1993.

MORGAN, S. A.; GASTUME, J. M.; JIMÉNEZ, B.; NOYOLA, A. Tracer studies in a laboratory and pilot scale UASB reactor. *Environmental Technology*. v. 18, p. 817-825. 1997.

NASCIMENTO, I.; von MUHLEN, C.; CARAMÃO, E. B. Estudo de compostos orgânicos em lixiviado de aterros sanitários por EFS e CG/EM. *Química Nova*. V.24, n.4, p. 554-556, 2001.

ONAY, T. T.; POHLAND, F. G. *In Situ* nitrogen management in controlled bioreactor landfills. *Water Research*. v. 32, n. 5, p. 1383-1392. 1998.



PINTO, D. M. C.; BALDOCHI, V. M. Z.; POVINELLI, J. Procedimento para elaboração de resíduo sólido urbano doméstico padrão. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.5, n.1, p. 25-30, 2000.

POHLAND F. G.; KAMG, S. J. Anaerobic Processes. *Journal WPCF*. v. 43, n. 6, p. 1129-1134. 1971.

POON, C. S.; CHEN, Z. Q.; WAI, O. W. H. The effect of flow-through leaching on the diffusivity of heavy metals in stabilized/solidified wastes. *Journal of Hazardous Materials*. B81. p. 179-192. 2001.

QUEIROZ, J. E.; LIMA, J. S.; KORN, M. G. Efeito do uso do composto selecionado e não-selecionado, provenientes de lixo urbano, no teor de metais pesados e na produção de biomassa na cultura do milho. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 5, n.1, p. 59-67, 2000.

RAUTENBACH, R. *et al.* Waste water treatment by membrane processes – new development in ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis. *Desalination*. v. 108, p. 247-253. 1996.

REIS, J.A.T., MENDONÇA, A S. F. Metais pesados em mananciais de água doce- Uma avaliação dos limites impostos pelo CONAMA. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL. 2000. Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: ABES, 2000. CD.

RULKENS, W. H.; TICHY, R.; GROTENHUIS, J. T. C. Remediation of polluted soil and sediment: perspectives and failures. *Water Science and Technology*. v. 37, n. 8, p. 27-35. 1998.

SABESP. Biossólidos na Agricultura. Editores: Milton Tomoyuki Tisytiya, João Baptista Comparini, Pedro Alem Sobrinho, Ivanildo Hespanhol, Paulo de Campos, Adolfo Melfi, Wanderlei de Melo e Marcos Omir. 1ª Edição. São Paulo. SABESP, 2001.

SALGUEIRO, A. A.; SILVA, E. F.; LIMA, M. A. G. Investigação microbiológica das águas residuárias do aterro da Muribeca – PE. In: 8º CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA. 1999. Pernambuco. *Anais eletrônicos...* Recife. 1999. Disponível em: <[http://www.sne.org.br/congresso/resumos/impactos\\_ambientais/288.htm](http://www.sne.org.br/congresso/resumos/impactos_ambientais/288.htm)> Acesso em: 20 maio 2001.

SAN, I.; ONAY, T. T. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*. B87. p. 259-271. 2001.

SCHNEIDER, I. A. H.; NAIME, R.; CAUDURO, F. Qualidade das águas em uma antiga área de recebimento de resíduos sólidos urbanos em Passo Fundo – RS. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. *Anais...* ABES, v.1, p. 45-52. 2001.

SILVA, A. M.R.B; Caracterização e avaliação do potencial de uso de lodos de estações de tratamento de esgoto doméstico da Região Metropolitana do Recife. Dissertação de Mestrado-Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Engenharia Civil, 2001. 249 p.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. *Caderno de Saúde Pública*. Rio de Janeiro. v. 12, n. 4, p. 515-523. 1996.

STRYDOM, J. P.; BRITZ T. J.; MOSTERT, J. F. Two-phase anaerobic digestion of three different dairy effluents using a hybrid bioreactor. *Water SA*. v. 23, n.2, p. 151-156. 1997.

TÁVORA, J.L.; LUCENA, L. F. L. *Destino de resíduos sólidos urbanos: instrumentos econômicos para escolha de alternativas*. In: IV SEMINÁRIO NACIONAL SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS - GESTÃO INTEGRADA. Recife. nov, 2000.

TAYLOR, M.R.G., McLEAN, R.A.N. *Overview of clean-up methods for contaminated sites*. Journal of the Institution of Water and Environmental Management. v. 6, p. 408-417. august, 1992.

TOMIOKA, N. A; UCHIYAMA, H. YAGI, O. Cesium acumulation and growth characteristics of *Rhodococcus erithropolis* CS98 and *Rhodococcus* sp. Strain CS402. *Appl. Virment. Microbiol.* v. 60, p. 2227-2231.1994.

THORNTON, R. J. BLANC, F. C. Leachate treatment by coagulation and precipitation. *Journal of the Environmental Engineering Division.* v. 99. n. EE4, 1973.

TYRREL, S. F.; LEEDS-HARRISON, P. B.; HARRISON, K. S. Removal of ammoniacal nitrogen from landfill leachate by irrigation onto vegetated treatment planes. *Water Research.* v. 36, p. 291-299.2002.

VON SPERLING, M. Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos.* v. 3, n.1, p.111-132. 1998.

VAN DER MEER, J.R. *Potential and limitations to the use of microbiological methods for the treatment of environmental pollution*. EAWAG News (Swiss Federal Institute Science and Technology), 36E: 20-3, 1994.

VAN ROOSEMALEN, G. R. E. M.; LUSTENHOUWER, J. W. A.; *Resources e Conservation*. Oosthoek, J.; Senden, M. M. G.; 14, 321. 1987.

WENDT, M. R.; KOETZ, P. R.; ABIB, E. N. Biodegradabilidade anaeróbia de águas residuárias de suinocultura. *Agrociência.* v. 5, n.2, p. 161-163. 1999.

## **CAPÍTULO 10 – ANEXOS E APÊNDICE**

---