



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
DOUTORADO EM ENGENHARIA CIVIL

**ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS NO
ESTUDO DO COMPORTAMENTO DO ATERRO DA
MURIBECA**

AUTORA: VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO

ORIENTADOR: JOSÉ FERNANDO THOMÉ JUCÁ

CO-ORIENTADORAS: JANETE MAGALI DE ARAÚJO

MARIA DE LOS ANGELES PEREZ PALHA

RECIFE, DEZEMBRO DE 2003

ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS NO ESTUDO DO COMPORTAMENTO DO ATERRO DA MURIBECA

Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS
PROGRAMAS DE PÓS GRADUAÇÃO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE
PERNAMBUCO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À
OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTORA EM ENGENHARIA CIVIL

Aprovada por:

Prof. José Fernando Thomé Jucá, D.Sc.
(Presidente)

Prof. Armando Borges de Castilhos Junior, D.Sc.

Prof.. João Alberto Ferreira, D.Sc.

Profª. Maria Alice Gomes de Andrade Lima, D.Sc.

Prof.. Ivaldo Dário da Silva Pontes Filho, D.Sc.

Recife, PE – Brasil

Dezembro de 2003

M775a**Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles.**

Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca. / Veruschka Escarião Dessoles Monteiro. - Recife : O Autor, 2003.

xii , 232 folhas : il., fig., tab., gráf. e fotos.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Engenharia Civil, 2003.

Inclui bibliografia e anexos.

1. Resíduos sólidos urbanos. 2 . Geotecnia ambiental.
3. Aterros de RSU 4. Biodegradação. I. Título.

624 CDD (21.ed.)

UFPE

BCTG/2004-18

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais Dessoles e Yara e aos meus irmãos, Petrov e Ivanoschka, que em todos os momentos, participaram e apoiaram a realização desse sonho que guardo comigo desde a infância.

A Marcio que participou ativamente da elaboração deste trabalho sendo o meu companheiro em todos os momentos, insentivando-me na busca do objetivo maior, o êxito de atingir a meta tão sonhada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por permitir-me o desenvolvimento deste trabalho sempre com entusiasmo e confiança, mesmo diante dos maiores obstáculos.

Aos meus pais e irmãos agradeço de coração por este convívio maravilhoso durante o qual, em todos os momentos, transmitiram mensagens de incentivo, apoio e coragem para elaboração deste trabalho. Agradeço, em especial, à minha irmã Ivanoschka pela colaboração na tradução do abstract e a meu pai pela dedicação na revisão ortográfica deste trabalho.

Ao orientador, Prof. José Fernando Thomé Jucá, que sempre me apoiou e me transmitiu segurança, incentivo e compreensão, desde a monitoria da disciplina Mecânica dos Solos 1, passando por pesquisa de aperfeiçoamento, mestrado e doutorado, durante esses 12 anos de orientação. Quero demonstrar o meu agradecimento com muito carinho e admiração.

Agradeço às Professoras e amigas Angeles, Alice e Magali pelas valiosas e sempre construtivas orientações e, sobretudo, pelo convívio maravilhoso.

A Marcio pela colaboração incansável no decorrer de todo este trabalho e pelo fascínio em aprender a biologia como uma ferramenta indispensável no entendimento dos resíduos sólidos.

Aos professores e amigos Amaro Henrique Pessoa Lins, Washington Moura de Amorim Jr., José Maria Justino da Silva e Bernard Genevois pela constante contribuição e transmissão dos seus conhecimentos, desde a minha formação profissional até o atual estágio da minha vida. Obrigada pelo apoio e confiança.

Aos meus queridos amigos, funcionários do Laboratório de Solos e Instrumentação da Universidade Federal de Pernambuco, “seu” Severino, João, Antônio, Chico, Everaldo, D. Laudence que tanto me ajudaram, cada um de uma forma especial. Quero demonstrar

o meu carinho e gratidão pela preciosa colaboração, maravilhosa convivência e amizade durante toda a minha formação até o cumprimento desta etapa.

A todos os amigos do Grupo de Resíduos Sólidos (GRS): Edu, Adriana, Antônio, Keila, Stela, Felipe, Andréa, Cecília, Raquel, Rodrigo, Elisângela Pará, Elisângela Paraíba, Perboyre, Beldson e Paulinho pelo convívio divertido e maravilhoso durante todos os momentos.

Aos amigos do Laboratório de Solos pelo tempo de convivência agradável e pela colaboração durante as diversas etapas da construção da minha formação.

Aos companheiros incansáveis do 6º andar: Marcio, Múcio, Ricardinho, Robson, Ivan, Valmir, Marília, Alberto, Henrique, Frank, Wiliam, Rafael, George, Gerson, Elisângela Pará, Elisângela Paraíba e Perboyre pela convivência maravilhosa, inclusive nos finais de semana, quando todos estiveram sempre dispostos a ajudar, a alegrar, a transmitir confiança e amizade em todos os momentos.

Um agradecimento especial a meu amigo Múcio pela enorme colaboração durante o decorrer deste trabalho e pelo excelente convívio e amizade.

À minha amiga Ana Ghislane pela amizade, pelo constante apoio e incentivo em todos os momentos.

A todos os funcionários que trabalham no Aterro da Muribeca pela incansável ajuda que recebi durante os meus trabalhos de campo e pela grande amizade e carinho que eles têm por mim.

Ao CNPq e EMLURB / ATEPE pelo suporte financeiro para desenvolvimento desta pesquisa.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para elaboração deste trabalho.

RESUMO

A disposição do lixo em aterros é bastante comum e é a técnica mais utilizada, devido a sua praticidade e baixo custo. Entretanto, os aterros sanitários não podem ser vistos como simples local de armazenamento de resíduos. Aterros são obras geotécnicas. Avaliar o seu comportamento quanto à sua eficiência na degradação, geração de líquidos e de gases tóxicos, torna-se necessário para entender e aperfeiçoar essa técnica de disposição e reaproveitamento de áreas. Entender o lixo depositado em aterros é estabelecer relações físicas, químicas e biológicas que acontecem durante o processo de degradação dos resíduos ao longo do tempo. Desta forma, é possível otimizar os processos degradativos e operacionais, além de estabelecer correlações entre o ambiente interno e externo e a massa de lixo.

Para a melhor compreensão do comportamento de resíduos sólidos urbanos depositados em aterros, faz-se necessário estabelecer inter-relações entre a geotecnia ambiental, a química, a microbiologia e a biotecnologia, bem como entre as condições climáticas locais. Os estudos destas interações são ferramentas para a análise do comportamento de aterros e seus fatores intervenientes. Estes estudos têm por objetivo a compreensão dos processos de degradação dos resíduos sólidos urbanos para avaliar as tecnologias de tratamento e as condições que permitem a melhor eficiência quanto à bioestabilização dos resíduos no menor espaço de tempo e obter-se um melhor aproveitamento da área de destinação final, menor impacto ao meio ambiente e à saúde pública. Para os estudos relacionados ao comportamento dos resíduos ao longo do tempo foram realizadas ensaios de campo e de laboratório e feitas análises como: geração de percolato e gases, parâmetros físico-químicos do chorume, análises microbiológicas, testes de fitotoxicidade, recalques superficiais e em profundidade medidos no aterro, além de outros parâmetros dos resíduos sólidos como umidade, sólidos voláteis, pH e temperatura.

Estes parâmetros foram confrontados entre si, a fim de se estabelecer interações físicas, químicas e biológicas para entender o comportamento do aterro durante o seu processo evolutivo e sugerir técnicas mais adequadas de disposição dos resíduos em aterros. Com os resultados obtidos pôde-se verificar que, de maneira geral, as condições climáticas da Região Metropolitana do Recife favorecem o processo biodegradativo com o tempo, havendo uma degradação dos resíduos relativamente rápida. Contudo, em muitos casos, houve uma desestabilização do meio interno, prejudicando o processo biodegradativo dos resíduos. A passagem de líquidos excessiva para o interior das Células, bem como a entrada extra de oxigênio através da camada de cobertura por caminhos preferencias; inversão do fluxo de gás, entre outros, são responsáveis pelo retardo no processo degradativo, impedindo principalmente a atividade das bactérias metanogênicas. Verificou-se também que, quando ocorreu grande número de microrganismos no interior da massa de lixo, havia grandes quantidades de matéria orgânica, bem como maiores concentrações de gás metano e maiores recalques. No decorrer do período de monitoramento ocorreu uma diminuição do número de microrganismos, acompanhado de menores valores de DBO, DQO e sólidos voláteis, assim como concentração de gás e menores magnitudes e velocidades de recalques. Um aspecto relevante que é destacado neste trabalho é a necessidade de adotar-se uma sistemática de monitoramento para o controle dos parâmetros e entendimento do comportamento do aterro. Além do mais essa prática é essencial para estabelecerem-se inter-relações que se consolidam durante o processo degradativo dos resíduos.

ABSTRACT

Disposal of waste in landfills is quite common and it is the more used technique, due to its practicability and low cost. However, the sanitary landfill cannot be seen as a simple place of waste storage. Landfills are geotechnics deed and evaluate its behavior according to its efficiency in the degradation, liquids and toxicant gases generation become necessary to understand and to improve that disposition technique and take advantage again of the used areas. To understand the waste deposited in landfills is to establish physical, chemical and biological relations, that happen during the degradation process of waste along the time. Thus, it is possible to optimize the degradation and operational processes, also establishing correlations between the internal and external atmosphere to the waste mass.

In order to have a better understanding of the behavior of urban solid waste deposited in landfills, it becomes necessary to establish interrelations among the environmental geotechnics, chemistry, microbiology and biotechnology, as well as the local climatic conditions. The studies of these interactions are tools to the analysis of landfills behavior and its intervening factors. These studies have as objective the understanding of the urban solid waste degradation processes, evaluating the treatment technologies and the conditions that allow the best efficiency according to the bioestabilization of the waste in the smallest length of time, being obtained a better use of the area of final destination, smaller impact to the environment and the public health. For the studies related to the behavior of the waste along the time laboratory and field rehearsals were accomplished and analyses such as: percolate generation and gases; physical-chemical parameters of the leachate; microbiological analysis; fitotoxicity tests; superficial and in depth settlement measured in the landfill were done, besides other parameters of the solid waste as moisture, volatile solids, pH and temperature.

These parameters were confronted to each other, in order to establish physical, chemical and biological interactions to understand the behavior of the landfill during its evolutionary process and to suggest more appropriate techniques of disposition of the waste in landfills. With the obtained results it could be verified that, in a general way, the climatic conditions of the Metropolitan Area of Recife favor the biodegradation process as time runs, with the waste having a relatively fast degradation. However, in many cases, there was a disestablishment of the internal middle, harming the biodegradation process of the waste.

The excessive passage of liquids through the interior of the Cells, as well as, the extra entrance of oxygen, through the covering layer by preferential ways; the inversion of the flow of gas; among others, are responsible for the retard in the degradation process, inhibiting especially the activity of the metanogenic bacterias. It was also verified, that when a great number of microorganisms inside the garbage mass was found, there were great amounts of organic matter, as well as, larger concentrations of gas methane and larger settlement. As the monitoring period ran there was a decrease in the number of microorganisms, accompanied of smaller values of BOD, COD and volatile solids, as well as concentration of gas and smaller magnitudes and speeds of settlement. An important aspect that is outstanding in this research it is the need to adopt a monitoring systematic for the control of the parameters and understanding of the behavior of the landfill. Besides, this practice is essential to settlement interrelations that are consolidate during the degradation process of the solid waste.

ÍNDICE

<i>CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO</i>	<i>1</i>
<i>1.1. Aspectos Gerais dos Resíduos Sólidos Urbanos</i>	<i>1</i>
<i>1.2. Dinâmica de Aterros</i>	<i>3</i>
<i>1.3. Objetivos da pesquisa</i>	<i>3</i>
<i>1.4. Estrutura da Tese</i>	<i>4</i>
<i>CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</i>	<i>6</i>
<i>2.1. Aspectos Gerais</i>	<i>6</i>
<i>2.2. Biodegradação dos Resíduos Sólidos</i>	<i>8</i>
<i>2.2.1. Microbiologia</i>	<i>13</i>
<i>2.2.1.1. Curva de Crescimento Bacteriano</i>	<i>14</i>
<i>2.2.1.2. Necessidades Nutricionais para o Crescimento Microbiano</i>	<i>16</i>
<i>2.2.1.2.1. Fontes de Carbono e Energia</i>	<i>16</i>
<i>2.2.1.2.2. Necessidades Nutricionais</i>	<i>17</i>
<i>2.2.1.2.3. Requisitos Ambientais</i>	<i>17</i>
<i>2.2.1.3. Microrganismos Presentes em Resíduos Sólidos Urbanos</i>	<i>18</i>
<i>2.2.1.3.1. Grupo Coliforme</i>	<i>19</i>
<i>2.2.1.3.1.1. Coliformes Totais</i>	<i>20</i>
<i>2.2.1.3.1.2. Coliformes Termotolerantes</i>	<i>20</i>
<i>2.2.1.3.2. Streptococcus faecalis</i>	<i>20</i>
<i>2.2.1.3.3. Staphylococcus aureus</i>	<i>21</i>
<i>2.2.1.3.4. Clostridium perfringens</i>	<i>21</i>
<i>2.2.1.3.5. Pseudomonas aeruginosa</i>	<i>21</i>
<i>2.2.2. Fatores que Interferem na Evolução dos Processos Biodegradativos</i>	<i>23</i>
<i>2.2.2.1. Potencial hidrogeniônico</i>	<i>23</i>
<i>2.2.2.2. Temperatura</i>	<i>23</i>
<i>2.2.2.3. Alcalinidade</i>	<i>24</i>
<i>2.2.2.4. Teor de Umidade</i>	<i>25</i>
<i>2.2.2.5. Teor de Sólidos Voláteis</i>	<i>26</i>
<i>2.2.2.6. Teor de Metais Pesados</i>	<i>27</i>
<i>2.2.2.6.1. Origem dos metais pesados no lixo urbano</i>	<i>29</i>
<i>2.2.2.6.2. Bioacumulação e Biotransformação de metais</i>	<i>29</i>
<i>2.2.3. Fitotoxicidade e Metais</i>	<i>31</i>
<i>2.2.4. Relação Carbono:Nitrogênio</i>	<i>31</i>

2.2.5. DQO	32
2.2.6. Outros Parâmetros Físico-químicos	32
2.3. Geração de Lixiviado em Aterros de RSU	34
2.4. Geração de Biogás em Aterros de RSU	40
2.4.1. Duração das Fases	45
2.4.2. Fatores que Influenciam na Produção do Biogás	45
2.5. Aspectos Geotécnicos em Aterros Sanitários	46
2.5.1. Escolha do local para disposição dos resíduos e parâmetros geotécnicos	46
2.5.2. Recalques	47
2.5.2.1. Tipos e Mecanismos de Recalques	49
2.5.2.2. Influência da Biodegradação na Magnitude e Velocidade dos Recalques	51
2.5.3. Ensaios de Penetração Dinâmica (SPT)	52
2.5.4. Compactação dos Resíduos Sólidos Urbanos	53
CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA	55
3.1. Campo Experimental para o Estudo: O Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca	55
3.1.1. Condições Climáticas	58
3.2. Instrumentação das Células	59
3.2.1. Ensaios SPT	65
3.2.2. Controle dos Recalques do Aterro	65
3.2.3. Temperatura	67
3.3. Programa de Ensaios	68
3.3.1. Ensaios no Chorume das Células	68
3.3.2. Controle da Vazão do Percolado	70
3.4. Descrição das Metodologias Utilizadas por Grupos de Ensaios	71
3.4.1. Ensaios Microbiológicos (Chorume)	71
3.4.2. Ensaios nas Amostras Sólidas (Lixo)	73
3.4.2.1. Ensaio Microbiológico (Lixo)	75
3.4.2.2. Fitotoxicidade (Chorume e Lixo)	75
3.4.2.3. Metais (Chorume e Lixo)	78
3.4.2.4. Ensaio de Umidade e Sólidos Voláteis	79
3.4.2.4.1. Ensaio de Umidade	79
3.4.2.4.2. Ensaio de Sólidos Voláteis	80
3.4.3. Controle dos Gases das Células	80
CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	82

4.1. Condições Climáticas	82
4.2. Controle da Vazão de Percolado	85
4.3. Chorume e Resíduos Sólidos das Células (Análise da Evolução com o Tempo e Profundidade)	88
4.3.1. Análises Físico-químicas	88
4.3.1.1. Parâmetros Físico-químicos (Chorume)	88
4.3.1.2. Metais (Chorume e Resíduos Sólidos)	111
4.3.2. Microbiologia (Chorume e Resíduos Sólidos)	133
4.3.3. Fitotoxicidade e Metais (Chorume e Lixo: Análise com a Profundidade)	149
4.3.4. Umidade e Sólidos Voláteis (Resíduos Sólidos: Análise da Evolução com o Tempo e Profundidade)	157
4.3.5. Recalque (Análise da Evolução com o Tempo e Profundidade: Magnitude e Velocidade)	164
4.3.5.1. Recalques versus Condições Climáticas versus Biodegradação	164
4.3.6. Temperatura (Evolução com o Tempo e Profundidade)	180
4.3.7. Ensaios SPT (Resistência x Biodegradação)	186
4.4. Gases das Células	191
4.5. Interações Físicas, Químicas e Biológicas na Análise do Comportamento do Aterro da Muribeca	195
4.6. Alternativas Tecnológicas mais Adequadas de Tratamento de Resíduos e Operação do Aterro da Muribeca	202
CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	205
5.1. Principais Conclusões	205
5.2. Sugestões para Futuras Pesquisas	208
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	210
ANEXOS	225

Lista de Figuras

Figura 1.1. Interações físicas, químicas e biológicas em aterros de RSU	2
Figura 2.1: Princípios da decomposição em aterros sanitários	10
Figura 2.2: Fase Aeróbia do processo	11
Figura 2.3: Digestão Anaeróbia	11
Figura 2.4: Grupos de Bactérias (Decomposição Anaeróbia)	12
Figura 2.5: Esquema resumido das etapas metabólicas desenvolvidas durante o processo de digestão anaeróbia num aterro de RSU	13
Figura 2.6. Curva de crescimento bacteriano mostrando as quatro fases (Tortora, 2000).	15
Figura 2.7. Representação esquemática das possíveis interações entre metais e as células bacterianas. Fonte: Garcia Jr (1997).	30
Figura 2.8. Padrão de produção de biogás. I) Fase Aeróbia, II) Fase anóxica de transição, III) Fase ácida, IV) Fase metanogênica, V) Fase de maturação. (Tchobanoglous et al., 1994).	41
Figura 3.1. Fluxograma da Metodologia Desenvolvida	55
Figura 3.2. Vista das Células do Aterro da Muribeca (Projeto Inicial)	56
Figura 3.3. Perfil de Enchimento e Idade do Lixo – Célula 1	57
Figura 3.4. Perfil de Enchimento e Idade do Lixo – Célula 4	58
Figura 3.5. Desenho Esquemático do Piezômetro Instalado no Aterro da Muribeca	60
Figura 3.6. Planta da Célula 1 do Aterro da Muribeca	62
Figura 3.7. Planta da Célula 4 do Aterro da Muribeca	63
Figura 3.8. Perfil da Célula 1 do Aterro da Muribeca	64
Figura 3.9. Perfil da Célula 4 do Aterro da Muribeca	64
Figura 3.10. Ensaio NMP (Tubos Múltiplos) e Tabela de Conversão de Resultados	73
Figura 3.11. Esquema dos ensaios de campo realizados no Aterro da Muribeca (Maciel & Jucá, 2000)	80
Figura 4.1. Comportamento hídrico no Aterro da Muribeca	85
Figura 4.2. Vazão de chorume no Aterro da Muribeca (Células 1,2,3,4,5,6,7 e 8)	85
Figura 4.3. Evolução do pH com o tempo (Célula 1)	89
Figura 4.4. Evolução do pH com o tempo (Célula 4)	90
Figura 4.5. Perfil de variação do pH ao longo da profundidade da Célula 4	91
Figura 4.6. Evolução da alcalinidade ao longo do tempo (Célula 1)	92
Figura 4.7. Evolução das concentrações de sódio na Célula 1	94
Figura 4.8. Evolução da alcalinidade com o tempo (Célula 4)	94
Figura 4.9. Perfil da alcalinidade ao longo da profundidade (Célula 4)	95
Figura 4.10. Evolução das concentrações de cloreto ao longo do tempo (Célula 1)	96
Figura 4.11. Evolução das concentrações de cloretos na Célula 4	97
Figura 4.12. Perfil da concentração de cloretos ao longo da profundidade (Célula 4)	97
Figura 4.13. Evolução da DQO com o tempo (Célula 1)	99
Figura 4.14. Evolução da DQO com o tempo na profundidade 10m (Célula 4)	100
Figura 4.15. Perfil de DQO com a profundidade (Célula 4)	101
Figura 4.16. Evolução da DBO com o tempo (Célula 1)	103
Figura 4.17. Evolução da DBO com o tempo (Célula 4)	104
Figura 4.19. Evolução do teor de sólidos voláteis do chorume (Célula 1)	109
Figura 4.20. Evolução do teor de sólidos voláteis do chorume com o tempo (Célula 4)	110
Figura 4.21. Teor de sólidos voláteis do chorume com a profundidade (Célula 4)	110
Figura 4.22. Concentração de sódio com o tempo (Célula 1 – Pz9)	115
Figura 4.23. Concentração de potássio com o tempo (Célula 1 – Pz9)	116
Figura 4.24. Concentração de cálcio com o tempo (Célula 1 – Pz9)	117
Figura 4.25. Concentração de magnésio com o tempo (Célula 1 – Pz9)	117
Figura 4.26. Concentração de alumínio com o tempo (Célula 1 – Pz9)	118
Figura 4.27. Concentração de fósforo com o tempo (Célula 1 – Pz9)	118
Figura 4.28. Concentração de manganês com o tempo (Célula 1 – Pz9)	120
Figura 4.29. Concentração de ferro com o tempo (Célula 1 – Pz9)	121
Figura 4.30. Concentração de zinco com o tempo (Célula 1 – Pz9)	122
Figura 4.31. Concentração de níquel com o tempo (Célula 1 – Pz9)	122
Figura 4.32. Concentração de chumbo com o tempo (Célula 1 – Pz9)	123
Figura 4.33. Concentração de manganês com o tempo (Célula 4)	127
Figura 4.34. Concentração de ferro com o tempo (Célula 4)	127
Figura 4.35. Concentração de zinco com o tempo (Célula 4)	128

Figura 4.36. Concentração de chumbo com o tempo (Célula 4)	129
Figura 4.37. Concentração de cádmio com o tempo (Célula 4)	129
Figura 4.38. Concentração de cobre com o tempo (Célula 4)	130
Figura 4.39. Anaeróbios totais com o tempo - Célula 1	134
Figura 4.40. Aeróbios totais com o tempo - Célula 1	135
Figura 4.41. Coliformes Totais e Fecais – Célula 1	137
Figura 4.42. <i>Staphylococcus aureus</i> – Célula 1	138
Figura 4.43. <i>Clostridium perfringens</i> – Célula 1	138
Figura 4.44. <i>Streptococcus faecalis</i> – Célula 1	139
Figura 4.45. <i>Pseudomonas aeruginosa</i> – Célula 1	139
Figura 4.46. Anaeróbios totais com o tempo - Célula 4	141
Figura 4.47. Aeróbios totais com o tempo - Célula 4	141
Figura 4.48. Anaeróbios totais com a profundidade - Célula 4 - SP1B	144
Figura 4.49. Aeróbios totais com a profundidade - Célula 4 - SP1B	144
Figura 4.50. Coliformes totais e fecais com a profundidade - Célula 4 - SP1B	145
Figura 4.51. <i>Clostridium perfringens</i> com a profundidade - Célula 4 - SP1B	146
Figura 4.52. <i>Pseudomonas aeruginosa</i> com a profundidade - Célula 4 - SP1B	146
Figura 4.53. Germinação de sementes e comprimento da raiz de repolho e tomate (Célula 1)	150
Figura 4.54. Germinação de sementes e comprimento da raiz de repolho (Célula 4 – SP1B)	153
Figura 4.55. Variação dos teores de umidade ao longo do tempo e profundidade (Célula 1)	158
Figura 4.56. Variação dos teores de umidade ao longo do tempo e profundidade (Célula 4)	159
Figura 4.57. Variação dos teores de sólidos voláteis ao longo do tempo e profundidade (Célula 1)	160
Figura 4.58. Variação dos teores de sólidos voláteis ao longo do tempo e profundidade (Célula 4)	161
Figura 4.59. Recalques superficiais com o tempo (Célula 1)	165
Figura 4.60. Curvas de iso-recalques e localização das placas de recalques (Célula 4)	167
Figura 4.61. Evolução dos recalques superficiais com o tempo (Célula 4)	168
Figura 4.62. Evolução dos recalques em profundidade com o tempo (Célula 4)	168
Figura 4.63. Velocidades dos recalques em profundidade com o tempo (Célula 4)	169
Figura 4.64. Velocidades dos recalques em profundidade com o tempo (Célula 4)	169
Figura 4.65. Deformação específica ao longo do tempo (Placas)	170
Figura 4.66. Deformação específica de cada camada ao longo do tempo (Aranhas)	170
Figura 4.67. Desenho esquemático da Célula 4 mostrando em detalhes as camadas	172
Figura 4.68. Recalques superficiais ao longo do tempo (Célula 4)	174
Figura 4.69. Recalques profundos ao longo do tempo (Célula 4)	175
Figura 4.70. Recalques versus microbiologia com o tempo (Célula 4)	180
Figura 4.71. Medições de temperatura na Célula 1	181
Figura 4.72. Medições de temperatura na Célula 4	182
Figura 4.73. Ensaio SPT (Célula 1)	187
Figura 4.75. Concentrações de gases nos pontos de inspeção (Célula 1)	192
Figura 4.76. Fluxo de gás na cobertura (Fonte: Jucá 2003)	194

Lista de Tabelas

<i>Tabela 2.1. Espécies de bactérias e protozoários presentes em sistemas aeróbios</i>	18
<i>Tabela 2.2. Espécies de bactérias anaeróbias presentes em sistemas anaeróbios</i>	19
<i>Tabela 2.3. Concentração de metais pesados em chorume (mg/l) de aterros em diversos países</i>	28
<i>Tabela 2.4. Efeitos dos metais pesados na digestão anaeróbia</i>	28
<i>Tabela 2.5. Composição média do chorume produzido em aterros recentes e antigos</i>	33
<i>Tabela 2.6. Composição típica de chorumes de aterros sanitários</i>	33
<i>Tabela 2.7. Parâmetros físico-químicos de chorume de aterros de RSU de acordo com sua idade</i>	34
<i>Tabela 2.8. Valores encontrados na literatura para indicadores orgânicos usados para definir a decomposição de resíduos</i>	34
<i>Tabela 2.9. Composição típica do biogás</i>	40
<i>Tabela 3.1. Monitoramento das condições climáticas no Aterro da Muribeca</i>	59
<i>Tabela 3.2. Instrumentação das Células</i>	61
<i>Tabela 3.3. Parâmetros físico-químicos e microbiológicos de líquidos</i>	69
<i>Tabela 3.4. Profundidade das amostras de chorume coletadas nas Células 1 e 4</i>	70
<i>Tabela 3.5. Parâmetros dos resíduos sólidos monitorados</i>	74
<i>Tabela 3.6. Ensaio de Fitotoxicidade: Líquidos e Resíduos Sólidos</i>	75
<i>Tabela 3.7. Amostras coletadas para os ensaios de Fitotoxicidade</i>	76
<i>Tabela 4.1. Relação DBO/DQO com o tempo (Pz9 - Célula 1)</i>	107
<i>Tabela 4.2. Relação DBO/DQO com o tempo (Pz5 - Célula 1)</i>	107
<i>Tabela 4.3. Relação DBO/DQO com o tempo (Pz6 - Célula 1)</i>	107
<i>Tabela 4.4. Relação DBO/DQO com o tempo (Célula 4)</i>	108
<i>Tabela 4.5. Relação DBO/DQO com a profundidade (Célula 4)</i>	108
<i>Tabela 4.6. Concentrações de metais ao longo da profundidade (Célula 1 - chorume)</i>	124
<i>Tabela 4.7. Concentrações de metais ao longo da profundidade (Célula 4 - Chorume)</i>	131
<i>Tabela 4.8. Concentrações de metais ao longo da profundidade (Célula 4 – Resíduos Sólidos)</i>	131
<i>Tabela 4.9. Análise por elemento (chorume e resíduos sólidos – Furo SP1B)</i>	132
<i>Tabela 4.10. Faixa de temperatura para crescimento de bactérias</i>	183

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

1.1. Aspectos Gerais dos Resíduos Sólidos Urbanos

Desde a sociedade primitiva, os seres humanos têm utilizado os recursos da terra para a sobrevivência, gerando resíduos. Em tempos remotos, a eliminação de resíduos pelo homem não representava um problema de grandes dimensões, uma vez que o crescimento populacional não era tão intenso, as áreas disponíveis para a disposição de resíduos eram maiores, além do que os materiais perderem suas características ao longo do tempo. Atualmente, a preocupação com a problemática dos resíduos vem crescendo cada vez mais e isso gera a necessidade de desenvolver e aprimorar técnicas de disposição dos resíduos cada vez mais práticas, econômicas e ambientalmente corretas.

A disposição do lixo em aterros é bastante comum e é a técnica mais utilizada, devido à sua praticidade e ao baixo custo. Entretanto, os aterros sanitários não podem ser vistos como simples local de armazenamento de resíduos. Aterros são obras de engenharia. Avaliar o seu comportamento quanto a sua eficiência na degradação e prevenção da geração de líquidos e gases tóxicos, torna-se necessário para entender e aperfeiçoar essa técnica de disposição e reaproveitamento de áreas. Compreender o lixo depositado em aterros é estabelecer relações físicas, químicas e biológicas que acontecem durante o processo de degradação dos resíduos ao longo do tempo. Desta forma, é possível otimizar os processos degradativos e operacionais, além de estabelecer correlações entre o ambiente interno, externo e a massa de lixo.

A variação climática é um dos fatores que afetam a degradação dos resíduos depositados em aterros. Torna-se uma prática interessante utilizar os fatores ambientais como aliados no processo de biodegradação dos resíduos depositados em aterros. Assim, poderá ocorrer a otimização da técnica de disposição em aterros e poderá haver o aumento do rendimento no que se refere à conversão dos resíduos em subprodutos da degradação, diminuindo o tempo de estabilização dos materiais depositados.

O comportamento dos resíduos depositados em aterros é semelhante a um biorreator. Em condições ótimas o biorreator provê uma quebra completa da fração biodegradável do lixo pela ação dos microrganismos. Do ponto de vista da engenharia, a

quebra acelerada dos compostos através do controle das condições ambientais conduz a uma estabilização mais rápida, maiores recalques e eventual reúso do local (McDougall & Philp, 2001).

A composição química e física dos resíduos influencia na degradação biológica, além de impor as características estruturais ao aterro. O projeto de um aterro de RSU pode apontar conceitos claramente diferentes que determinam distintos comportamentos biológicos e estruturais. A princípio, tem-se o conceito de um aterro isolado do meio ambiente que minimiza a entrada de umidade e implica num longo período de estabilização. Tem-se também, o conceito de um aterro como um biorreator ou reator físico, químico, biológico, hidráulico, térmico, que controla o isolamento dos resíduos e promove a entrada de umidade e, eventualmente, nutrientes para estimular a biodegradação (Figura 1.1). Deve-se levar em conta, também, que a operação do aterro é essencial para alcançar os objetivos planejados no projeto inicial e ainda deve ser suficientemente flexível para corrigir e modificar as ações planejadas, de forma a fazer frente a novas situações mantendo as orientações gerais do projeto inicial.

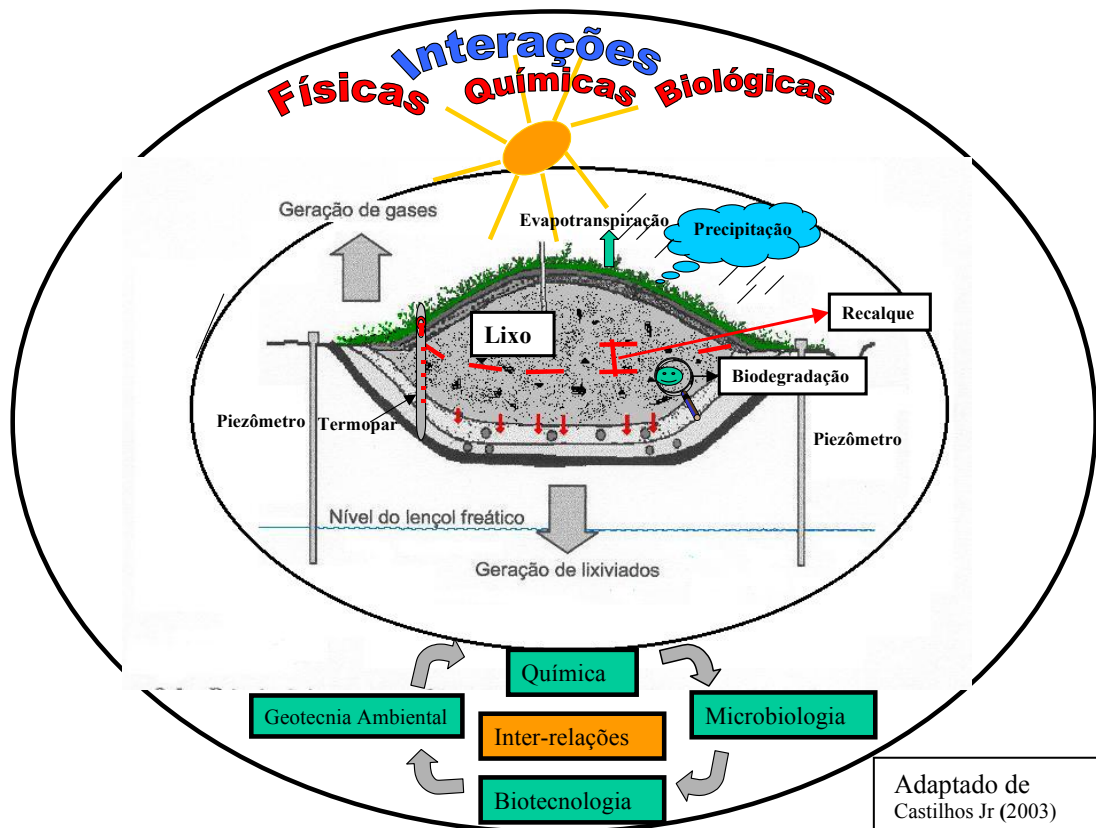


Figura 1.1. Interações físicas, químicas e biológicas em aterros de RSU

1.2. Dinâmica de Aterros

Desde o momento da disposição dos resíduos sólidos, até muitos anos depois do seu fechamento, o aterro sanitário experimenta uma série de processos físicos, químicos e biológicos. O conjunto destes processos é o que se denomina dinâmica de aterros sanitários. O conhecimento destes processos tem uma dupla importância com relação à seleção de locais para disposição de resíduos: primeiro que as características do local incidem sobre a dinâmica do aterro sanitário e segundo, que estes processos podem produzir impactos sobre o entorno natural e social do aterro sanitário.

Um aterro sanitário eficiente e satisfatório é o resultado de princípios de engenharia aplicados durante todas as fases de sua vida útil, desde a seleção da área até seu uso posterior à fase de exploração do aterro. Para alcançar este objetivo é essencial entender os processos de decomposição dos resíduos, assim como os fatores que os afetam, além dos impactos ambientais que provocam. Essencialmente, estas relações determinam o grau de estabilidade física, química e biológica do aterro sanitário, seu potencial contaminante e seu possível uso posterior.

Os resíduos sólidos depositados em um aterro sanitário são resultado da atividade bio-físico-química entre os materiais do aterro (Keller *et al.*, 2002).

1.3. Objetivos da pesquisa

De uma forma geral, o objetivo do estudo foi compreender o comportamento do Aterro de resíduos sólidos da Muribeca através da análise das propriedades físicas, químicas e biológicas e suas correlações, que abrangem inter-relações entre a geotecnia ambiental, química, microbiologia e biotecnologia e, buscar alternativas tecnológicas que propiciem um melhor aproveitamento dos resíduos com maior eficiência do tratamento do lixo aterrado.

Dentro deste contexto a pesquisa teve como objetivos específicos:

- entender a degradabilidade dos resíduos durante um longo tempo de monitoramento de um aterro em escala real;

- o uso da biodegradação na compreensão do comportamento mecânico, geração de líquidos e gases no aterro;
- determinar como as condições climáticas influenciam no comportamento do aterro e seus efeitos nos processos degradativos considerando uma Célula de lixo como um reator.

Para alcançar os objetivos da pesquisa foram realizadas análises com base em diversos parâmetros medidos no campo e laboratório, tais como:

- análise de geração de percolados e gases;
- análises de parâmetros físico-químicos do chorume: DBO, DQO, alcalinidade, cloretos, pH e metais;
- análise de parâmetros microbiológicos: identificação e quantificação de microrganismos aeróbios e anaeróbios; testes de fitotoxicidade (germinação e crescimento de raiz nos resíduos e chorume);
- verificação de recalques superficiais e em profundidade medidos no aterro;
- além de outros parâmetros dos resíduos sólidos, como: umidade, sólidos voláteis, pH, temperatura.

Todos estes parâmetros foram interrelacionados e estabelecidas interações físicas, químicas e biológicas entre eles para entender o comportamento do aterro durante o seu processo evolutivo e sugerir técnicas mais adequadas de disposição dos resíduos em aterros.

1.4. Estrutura da Tese

Esta tese é estruturada em seis capítulos. No Capítulo 1 são apresentados o tema estudado e os objetivos e metas que norteiam o trabalho.

No Capítulo 2 apresenta-se uma revisão bibliográfica sobre os diversos aspectos que estão relacionados ao comportamento de aterros de resíduos sólidos urbanos, enfocando as inter-relações que correlacionam as interações físicas, químicas e biológicas durante o processo degradativo dos resíduos depositados em aterros.

No Capítulo 3 são descritas a área de estudo e as metodologias empregadas ao longo de todas as etapas da pesquisa. Explanam-se as metodologias utilizadas na execução dos ensaios de campo realizados no Aterro da Muribeca e metodologias utilizadas nos ensaios de laboratórios.

No Capítulo 4 são apresentados os resultados obtidos, com discussões dos temas abordados, levando-se em consideração aspectos microbiológicos, mecânicos e climáticos, além da toxicidade e parâmetros físico-químicos. Mostram-se também as interações físicas, químicas e biológicas que ocorreram durante os estudos desenvolvidos no decorrer da pesquisa. E ainda são sugeridas alternativas tecnológicas mais adequadas de tratamento de resíduos e operação do Aterro da Muribeca.

Finalmente, no Capítulo 5 são apresentadas as conclusões relativas ao trabalho e as sugestões para futuras pesquisas.

CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Aspectos Gerais

A geração de lixo se constitui hoje um dos principais problemas urbanos no mundo. O crescimento do consumo dos produtos industrializados, aliado a explosão populacional das grandes cidades, são fatores que contribuem para a geração acentuada de resíduos sólidos urbanos, contribuindo para o aumento do potencial contaminante do meio ambiente. A contaminação ambiental devido a resíduos eliminados ou depositados de forma inadequada, é um problema que pode afetar consideravelmente a qualidade de vida, justificando a busca de soluções para o problema. Estas soluções devem englobar as diversas etapas que constituem o ciclo dos resíduos sólidos urbanos: geração, manejo, tratamento e disposição final (Monteiro *et al.*, 2002).

Atualmente, no Brasil, a técnica de aterro sanitário é o método de tratamento de resíduos sólidos urbanos mais utilizado, e que apresenta menor custo. Os resíduos sólidos urbanos acumulados continuamente em aterros não são, contudo, inativos. Essa mistura de uma grande variedade química, sob a influência de agentes naturais como, chuva e microrganismos, é objeto de evoluções complexas, constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Além da dissolução dos elementos minerais e do carreamento pela água de percolação das finas partículas e do material solúvel, o principal responsável pela degradação dos resíduos é a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. O conjunto desses fenômenos conduz à geração de metabólitos gasosos e ao carreamento pela água de moléculas muito diversas, as quais originam os vetores da poluição em aterro sanitário: o biogás e os lixiviados (Castilhos Jr, 2003).

A disposição dos RSU em aterros tem sido objeto de intensa preocupação nos últimos anos; daí a necessidade de se estabelecer uma atividade investigadora nesse tema, uma vez que ainda subsistem importantes incertezas sobre o assunto.

Os aterros de resíduos sólidos urbanos, ao contrário dos maciços de solos compactados, são constituídos por diferentes tipos de componentes (metais, plásticos, papéis, vidros, matéria orgânica, solos etc.) que, ao serem depositados, interagem

formando um maciço heterogêneo e poroso de comportamento peculiar (Carvalho, 1999).

Para entender as interações físicas, químicas e biológicas que ocorrem em depósitos de resíduos sólidos urbanos e o comportamento do aterro ao longo do tempo, faz-se necessário estudar diversos fatores que interferem no processo de degradação biológica, principalmente pelo fato de que, em países subdesenvolvidos, a maior porcentagem de resíduos depositados é matéria orgânica.

Neste sentido, diversos estudos vêm sendo desenvolvidos, embora não haja uma abordagem clara e direta através de análises baseadas em dados obtidos em campo e laboratório, onde haja uma forte interação entre as diversas áreas do conhecimento, como engenharias e ciências biológicas. Baseado nisso, neste trabalho propõe-se buscar subsídios que aproximem o conhecimento destas diversas áreas para melhor entender o comportamento da massa de lixo e estabelecer prioridades e técnicas apropriadas para o tratamento de resíduos em aterros sanitários.

Na literatura técnica existem diversas abordagens no sentido de descrever aspectos físicos, químicos e biológicos que regem o comportamento ou a dinâmica de aterros de resíduos sólidos urbanos. Junqueira (2000) analisou o comportamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e sistemas dreno-filtrantes em diferentes escalas. McDougall & Philp (2001) e Espinace *et al.* (1999) têm estudado aspectos relativos à perda de massa, temperatura e outras variáveis para o desenvolvimento de modelos matemáticos, visando entender os recalques em aterros sanitários. Entretanto, ainda não há uma boa compreensão das inter-relações que envolvem diversos aspectos da química, microbiologia, biotecnologia e geotecnia ambiental. A geotecnia de aterros de resíduos sólidos envolve temas como: seleção de áreas para disposição de resíduos, concepção de projeto, cortinas de contenção de contaminantes, sistemas de drenagem de líquidos e gases, estudo de estabilidade de taludes, entre outros. Vários autores Yong (1997); Daniel (1993); Barbosa (1994); Rowe *et al.* (1995) abordam estes aspectos da geotecnia ambiental. Recentemente, estudos vem sendo desenvolvidos para entender o comportamento do lixo depositado em aterros e estabelecer relações físicas, químicas e biológicas que acontecem durante o processo de degradação do lixo (Melo, 2003; Jucá, 2003).

Devido à abrangência dos diversos aspectos que norteiam as interações físicas, químicas e biológicas que se estabelecem durante o processo degradativo em um aterro de resíduos sólidos urbanos, serão abordados aqui alguns aspectos que são necessários para que sejam estabelecidas estas correlações e permitam o entendimento do comportamento de um aterro com um todo.

2.2. Biodegradação dos Resíduos Sólidos

Considerando os resíduos sólidos contidos em um aterro sanitário como uma mistura de materiais orgânicos e inorgânicos, os resíduos sofrem processos de oxidação e decomposição biológica, em presença ou na ausência de oxigênio e água.

A água, que é um elemento essencial para a decomposição, é oriunda, em parte, dos próprios resíduos e de outras fontes como a água que se infiltra proveniente de precipitações, águas subterrâneas ou recirculação do chorume.

A quantidade de resíduos decompostos dependerá principalmente do seu conteúdo orgânico biodegradável, da temperatura ambiente, da disponibilidade de oxigênio, da umidade, dos microrganismos e das condições do meio interno e externo (Keller *et al.*, 2002).

Excluindo o plástico, a borracha e o couro, a fração orgânica da maioria dos RSU pode ser convertida biologicamente em gases e sólidos orgânicos e inorgânicos mais simples e podem-se classificar em:

- sólidos orgânicos de fácil degradação (mais solúveis);
- sólidos orgânicos de difícil degradação (menos solúveis).

Estes últimos são os que definitivamente controlarão a velocidade do processo de degradação, principalmente na etapa de hidrólise, uma vez que, durante esta fase, será degradado o substrato mais solúvel. Os principais compostos orgânicos de difícil degradação encontrados nos RSU são: celulose, lignina, hemicelulose e proteínas. Medições realizadas em lisímetros de teste sugerem que aproximadamente entre 25% a

40% do total de RSU estariam inclinados à degradação biológica em condições favoráveis (Wall & Zeiss, 1995).

A fração orgânica constitui a maior parcela dos resíduos sólidos urbanos gerados pelos municípios brasileiros (Pinto *et al.*, 2000). Uma comparação feita entre diversos países do mundo, segundo Rodrigues & Cavinato (1997) indicaram que o lixo domiciliar brasileiro possui uma das taxas mais elevadas de resíduos orgânicos em sua composição. A composição média do lixo do Brasil obtida por Castilhos Jr & Navarro (1989), a partir de resultados de análises da composição do lixo de 20 cidades brasileiras, indica que a matéria orgânica e agregado fino corresponderam a $59 \pm 15\%$ do total dos resíduos com uma umidade de 65%.

Pinto *et al.* (2000) afirmam que, tradicionalmente, os resíduos sólidos urbanos têm sido classificados de acordo com as categorias visuais, sempre separando matéria orgânica dos outros elementos como papel, vidro, metais etc. Enquanto que esta classificação é útil para estudos de reciclagem, segundo Barlaz (1996), a composição orgânica dos resíduos sólidos é mais útil para estudos de biodegradação.

A composição química da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos realizada por Peres *et al.* (1990) na cidade de São Paulo, mostrou em termos de percentuais de sólidos totais, a presença de 32,9% de celulose seguida de 12,5% de lignina, 9,61% de proteínas, 5,94% de lipídios e 5,1% de hemicelulose. Esta matéria orgânica pode ser biodegradada por processos aeróbios e anaeróbios.

Barlaz *et al.* (1990); Baldochi (1997) e Brummeler (1993) ressaltaram que pouca atenção tem sido dada à pesquisa fundamental sobre a decomposição de resíduos sólidos. Há necessidade de estudos mais profundos referentes à microbiologia e à bioquímica, principalmente da hidrólise e da fermentação da matéria complexa, visando propiciar um processo balanceado com elevada produção de metano.

Klein (1972) e Gorgati (1993) citaram que a digestão anaeróbia aplicada aos resíduos sólidos apresenta as seguintes vantagens:

- baixa formação da biomassa, reduzindo o volume para disposição em aterros;

- produção de matéria estabilizada;
- produção do gás metano;
- menores necessidades nutricionais se comparado ao processo aeróbio.

Nos processos de decomposição anaeróbia, igual aos aeróbios, utiliza-se o carbono, nitrogênio, fósforo e outros elementos nutrientes para a formação celular. Este processo de decomposição anaeróbia caracteriza-se por um conjunto de reações associadas ao metabolismo de numerosos microrganismos, os quais ocorrem em múltiplas etapas. A decomposição anaeróbia produz-se sobre a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Durante este processo as complexas partículas sólidas de matéria orgânica são reduzidas a compostos mais simples e solúveis em água. Uma vez solubilizados, os produtos da decomposição são eliminados em forma de chorume ou convertidos em metano e dióxido de carbono (Arias, 1994).

McBean *et al.* (1995) descrevem os princípios da decomposição do lixo em aterros sanitários, comparando-os a reatores bioquímicos (Figura 2.1). Os autores separam o processo em três fases: aeróbia, anaeróbia ácida e anaeróbia metanogênica. A fase aeróbia apresenta curta duração e é responsável por uma parcela reduzida da decomposição. A reação da matéria degradável com o oxigênio produz dióxido de carbono, água, materiais parcialmente degradáveis e biomassa, além de promover uma elevação da temperatura do meio (Figura 2.2). Tais autores comparam os processos que ocorrem no interior de aterros de RSU a reatores anaeróbios.

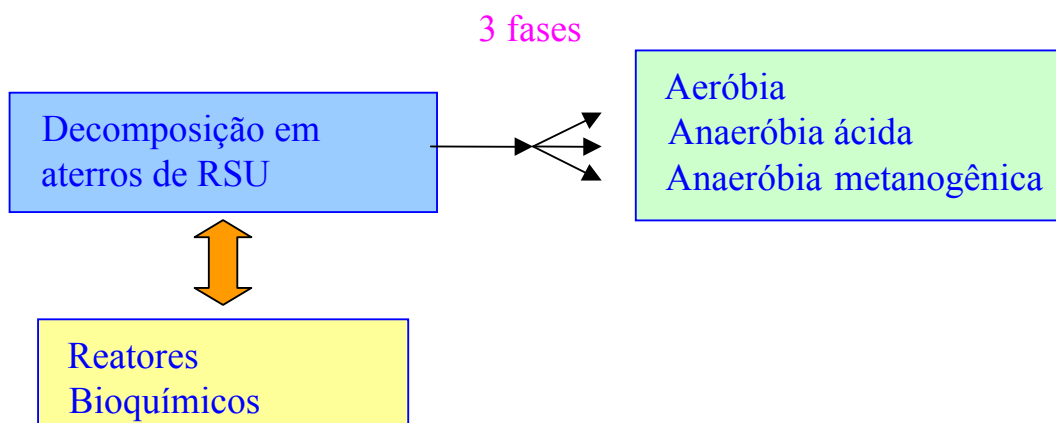


Figura 2.1: Princípios da decomposição em aterros sanitários

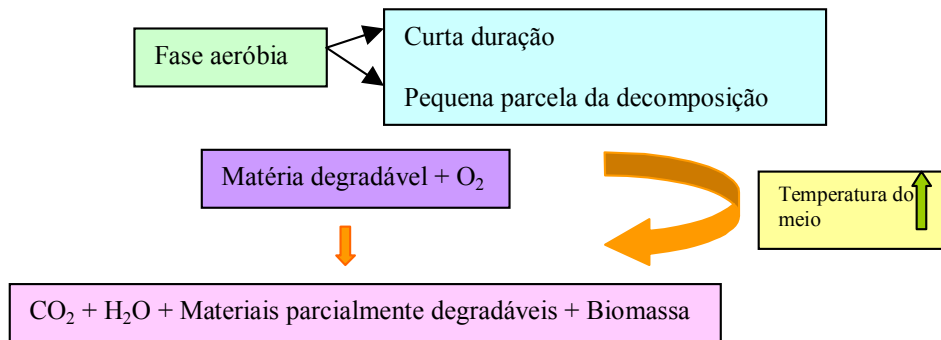


Figura 2.2: Fase Aeróbia do processo

Simões (2000) descreve de acordo com Chernicharo (1997), o processo de biodegradação em aterros de resíduos sólidos como semelhante ao processo de digestão em reatores anaeróbios para tratamento de águas residuárias. Estes conceitos são descritos a seguir:

A digestão anaeróbia pode ser considerada como um ecossistema onde diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão de matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia além de novas células bacterianas (Figura 2.3).

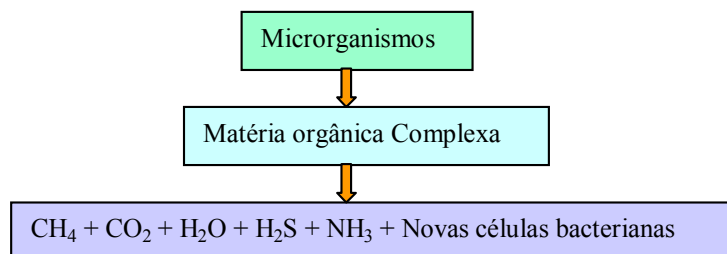


Figura 2.3: Digestão Anaeróbia

No processo de decomposição anaeróbio existem basicamente três grupos de bactérias (Figura 2.4) que participam do processo: as **fermentativas** que, por hidrólise, transformam os compostos orgânicos complexos (polímeros) em compostos mais simples (monômeros) e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose; as **acetogênicas**, ou produtoras de hidrogênio, que convertem os produtos gerados pelo primeiro grupo em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, e as **metanogênicas**, também chamadas de **archeas** ou **arquibactérias**, que utilizam os substratos produzidos

pelas bactérias do segundo grupo, transformando-os em metano e dióxido de carbono. Estas últimas apresentam funções primordiais: elas produzem um gás insolúvel (metano), possibilitando a remoção do carbono orgânico do ambiente, resultando, assim, na perda de massa, e utilizam o hidrogênio favorecendo o ambiente para que as bactérias acidogênicas fermentem compostos orgânicos com a produção de ácido acético que é convertido em metano.

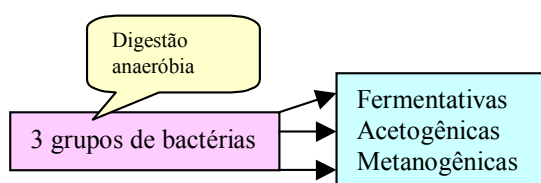


Figura 2.4: Grupos de Bactérias (Decomposição Anaeróbia)

A Figura 2.5 mostra o esquema resumido das etapas metabólicas desenvolvidas durante o processo de digestão anaeróbia num aterro de RSU.

A primeira fase corresponde à hidrólise, que consiste na transformação dos compostos orgânicos complexos presentes nos resíduos em outros mais simples, de cadeias curtas, que podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas. Para o caso de reatores anaeróbios, são identificados alguns fatores que controlam a velocidade com que a hidrólise ocorre, tais como: temperatura operacional, tempo de residência, composição do substrato, tamanho das partículas e pH do meio.

Na segunda fase, denominada acidogênica, os produtos gerados na hidrólise são metabolizados no interior das bactérias fermentativas, sendo convertidos em compostos mais simples incluindo ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas.

Na fase acetogênica, as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogênica em substrato apropriado para as bactérias metanogênicas. Os produtos gerados são o hidrogênio, o dióxido de carbono e o acetato.

A etapa final do processo de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelas bactérias metanogênicas e corresponde à quarta fase do processo, denominada fase metanogênica. Na produção dos dois gases,

participam dois grupos de bactérias denominadas acetoclásticas e hidrogenotróficas, que desempenham papel importante, pois consomem o hidrogênio produzidos nas fases anteriores, reduzindo a pressão parcial deste gás e tornando possível as reações de produção das acidogênicas e acetogênicas. As primeiras produzem metano a partir do acetato e são responsáveis pela produção de 60% a 70 % do gás. As outras produzem os gases a partir do hidrogênio.

Conforme salientam os autores, caso os despejos contenham compostos de enxofre, poderá ocorrer ainda a sulfetogênese, na qual ocorre a redução do sulfato e formação de sulfeto.

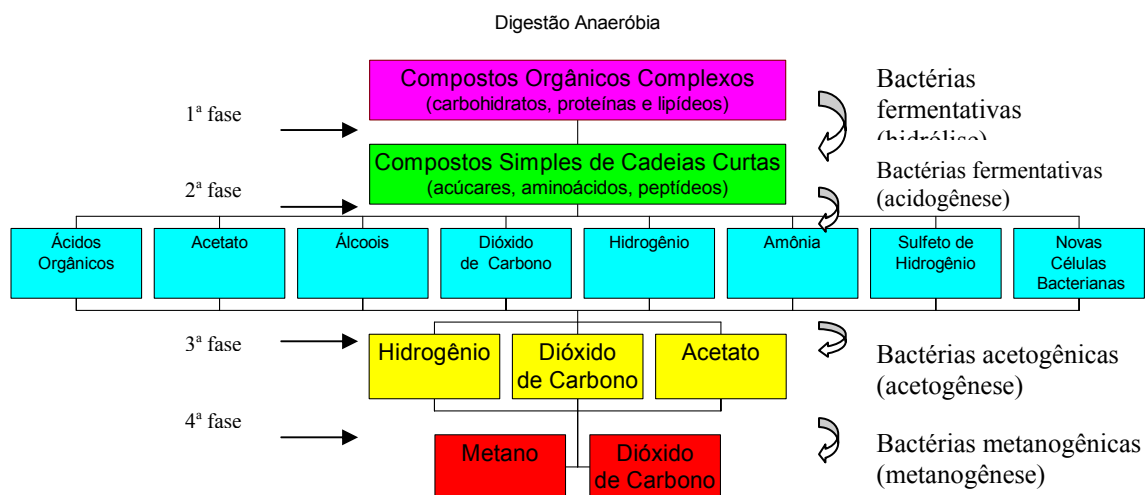


Figura 2.5: Esquema resumido das etapas metabólicas desenvolvidas durante o processo de digestão anaeróbia num aterro de RSU

2.2.1. Microbiologia

A microbiologia em aterros sanitários é, sem dúvida, um tema bastante atraente, uma vez que a utilização de microrganismos nos processos de degradação de lixo constitui um instrumento da biotecnologia de inestimável valor.

De acordo com Vazoller (2001), a utilização de microrganismos no saneamento básico e ambiental é prática comum desde os primórdios do desenvolvimento dos processos biológicos de tratamento de águas residuárias e resíduos sólidos. É evidente, que a capacidade microbiana de metabolizar diferentes compostos orgânicos e

inorgânicos, naturais ou sintéticos, extraído-se desses compostos fontes nutricionais e energéticas, é o que possibilitou o emprego desses agentes biológicos pela engenharia sanitária, como solução aos problemas gerados pelos rejeitos lançados no meio ambiente.

Também, segundo Vazoller (2001), os seres vivos, especialmente os microrganismos, possuem estruturas protéicas que são responsáveis pela transformação/quebra de uma substância em outra (metabolismo), as quais são denominadas enzimas. Os microrganismos possuem um sistema enzimático notável, que consegue degradar uma enorme variedade de substâncias naturais de diferentes origens. Conforme a mesma autora salienta, as células microbianas possuem "arsenais" enzimáticos que são também capazes de atuar sobre substâncias químicas sintéticas, oriundas das atividades antropogênicas. Esta resposta do metabolismo de certos microrganismos, sem dúvida, confere algumas vantagens adicionais às células microbianas, tais como, a exploração de novos nichos ecológicos e fontes energéticas.

2.2.1.1. Curva de Crescimento Bacteriano

As culturas bacterianas crescem exponencialmente durante o crescimento ativo, aumentando em progressão geométrica. Esse crescimento é influenciado pela composição nutricional do meio e pelas condições físicas. Se o crescimento bacteriano se dá num sistema fechado, ou seja, sem a entrada de um novo nutriente e nem a remoção dos metabólitos gerados no processo, ocorre a exaustão do sistema. Durante o crescimento, a população em sistema fechado é balanceada, havendo um aumento ordenado em todos os constituintes de cada célula. Quando é atingida a população máxima, ocorre a exaustão de nutrientes e a intoxicação pelos produtos metabólicos gerados pelos próprios microrganismos. A reprodução é inibida e começa a morte celular. O crescimento bacteriano é demonstrado por meio de uma curva de crescimento das células durante um período de tempo (Figura 2.6). Existem, fundamentalmente, quatro fases de crescimento.

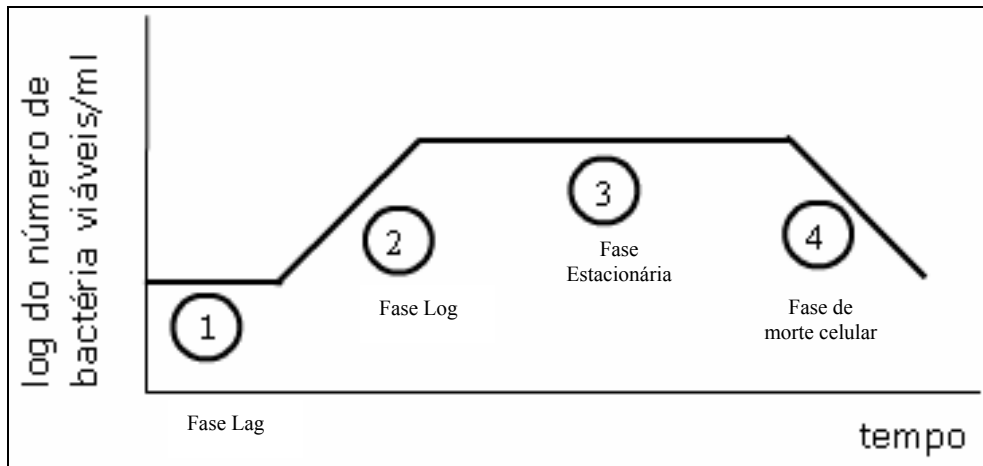


Figura 2.6. Curva de crescimento bacteriano mostrando as quatro fases (Tortora, 2000).

1) Fase Lag:

No período inicial, parece não haver crescimento, é uma fase onde há uma adaptação microbiana ao ambiente imposto. Os microrganismos se adaptam enzimaticamente ao novo meio. Esta fase inicial é denominada fase lag.

2) Fase Log:

Segundo Tortora *et al.* (2000), a partir de um determinado momento, as células iniciam seu processo de divisão, entrando no período de crescimento exponencial ou logarítmico. Aqui as bactérias já estão adaptadas e ocorre o crescimento intenso com uma degradação biológica elevada. O gráfico logarítmico desta fase de crescimento é uma linha reta devido ao tempo de geração ser constante. Esta fase log é o período de maior atividade metabólica. No entanto, nesta fase de crescimento log, os microrganismos são particularmente sensíveis às mudanças ambientais.

3) Fase Estacionária:

Quando a fase de crescimento exponencial continua durante um longo período ocorrerá a formação de um grande número de células. Tortora *et al.* (2000) afirmam que, se uma bactéria se divide a cada 20 minutos, durante somente 25,5 horas, produzirá, teoricamente, uma população equivalente em peso a de um avião de 80.000 toneladas. Porém, este fato não ocorre. Nesta fase o número de bactérias que morrem é

igual ao que cresce. Portanto, não há crescimento evidente e a população se torna estável. Diversos fatores podem intervir na fase log a diminuir a sua atividade. Entre eles tem-se: o término de nutrientes, o acúmulo de produtos de degradação, assim como mudanças no pH danosas as células.

4) Fase de Morte Celular:

Em determinado momento ocorre o declínio ou morte celular, pois o número de células mortas excede ao de células novas. O número de catabólitos aumenta até provocar morte das células. Esta fase continua diminuindo o número de células, até existir uma fração ínfima do original e a população desaparece totalmente. Algumas espécies bacterianas fazem este ciclo das quatro fases em poucos dias, outras, no entanto, podem permanecer com poucas células viáveis indefinidamente (Tortora *et al.*, 2000).

2.2.1.2. Necessidades Nutricionais para o Crescimento Microbiano

Para seguir se reproduzindo e funcionando corretamente, um organismo precisa de uma fonte de energia como o carbono para a síntese dos componentes celulares responsáveis para a sua adaptação e crescimento, além de elementos inorgânicos tais como: nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio.

2.2.1.2.1. Fontes de Carbono e Energia

De acordo com Tortora (2000), duas das fontes mais comuns de carbono para o tecido celular são: carbono orgânico e o dióxido de carbono. Os organismos que utilizam carbono orgânico para a formação de tecido celular (componentes estruturais das células) denominam-se heterotróficos. Os organismos que obtêm carbono a partir do dióxido de carbono denominam-se autótrofos. A energia necessária para a síntese celular pode ser fornecida pela luz ou com a reação química de oxidação. Os organismos que obtêm sua energia da luz se conhecem por fotossintéticos. Os que obtêm sua energia mediante reações de oxidação são conhecidos como quimiotróficos. Os quimiotróficos podem ser heterotróficos (protozoários, fungos, e a maioria das bactérias) ou autótrofos (bactérias nitrificantes). Os quimioautótrofos obtêm energia da

oxidação de componentes inorgânicos reduzidos, como o amoníaco, o nitrito e o sulfito. Os quimioheterótrofos normalmente obtêm sua energia da oxidação de compostos orgânicos.

2.2.1.2.2. Necessidades Nutricionais

Os principais nutrientes inorgânicos requeridos pelos microrganismos são nitrogênio, enxofre, fósforo, potássio, magnésio, cálcio, ferro, sódio e cloro e em nível secundário, mas de grande importância, são: zinco, selênio, cobalto, cobre e níquel (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Além dos nutrientes inorgânicos também pode-se necessitar de nutrientes orgânicos. Os nutrientes orgânicos são necessários aos organismos para a formação do tecido celular, os quais não podem ser sintetizados a partir de outras fontes de carbono orgânico. A fração orgânica dos resíduos sólidos contém normalmente quantidades suficientes de nutrientes orgânicos e inorgânicos, capazes de sustentar processos biológicos de degradação.

2.2.1.2.3. Requisitos Ambientais

As condições ambientais de temperatura, umidade e pH são os principais fatores que afetam a sobrevivência e o crescimento dos microrganismos no interior da massa de lixo.

Em geral, o processo de crescimento ótimo produz-se dentro de uma faixa de temperatura e de pH reduzida, ainda que, a sobrevivência dos microrganismos ocorra dentro de faixas mais amplas. Entretanto, existem substâncias inibidoras dos processos de crescimento biológico tais como: metais pesados, amoníaco e outros compostos tóxicos (Melo, 2003).

2.2.1.3. Microrganismos Presentes em Resíduos Sólidos Urbanos

Pode-se distinguir dois ambientes básicos para atuação de sistemas bacterianos e 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. No ambiente anaeróbio desenvolvem-se processos alternativos chamados de fermentações que se caracterizam pelo fato de o material orgânico sofrer transformações sem, contudo, ser mineralizado.

Os microrganismos aeróbios promovem, de forma geral, a degradação da matéria orgânica através da seguinte reação química genérica:



A Tabela 2.1 apresenta as principais espécies de bactérias e protozoários em sistemas aeróbios (Vazoller *et al.*, 2001), e na Tabela 2.2 exemplos típicos de bactérias anaeróbias e as diferentes fases de digestão.

Tabela 2.1. Espécies de bactérias e protozoários presentes 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>Dininium sp</i> , <i>Chilodenella sp</i> (Classe Ciliata, Ciliados livres-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.* (2001)

Tabela 2.2. Espécies de bactérias anaeróbias presentes em sistemas anaeróbios

Etapas da biodigestão anaeróbia	Espécies bacterianas
Hidrólise e acidogênese	<i>Clostridium</i> , <i>Acetivibrio cellulolyticus</i> , <i>Bacteroides succinogenes</i> , <i>Butyrivibrio fibrisolvens</i> , <i>Eubacteriom cellulosolvens</i> , <i>Bacillus sp</i> , <i>Selenomas 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 wolinii</i> , <i>S. wolfei</i> , <i>Syntrophus buswellii</i> , <i>Clostridium bryantii</i> , <i>Acetobacterium woddii</i> , várias espécies de bactérias redutoras do íons sulfato – <i>Desulfovibrio sp</i> , <i>Desulfotomaculum sp</i>
Metanogênese acetoclástica	<i>Methanosecina sp</i> e <i>Methanotrix sp</i> .
Metanogênese hidrogenotrófica	<i>Methanobacterium sp</i> , <i>Methanobrevibacter sp</i> , <i>Methanospirillum sp</i>

Fonte: Vazoller *et al.* (2001)

São diversos os microrganismos que podem ser encontrados em resíduos sólidos. Por serem de interesse sanitário ambiental, são empregadas em análises de diagnóstico ambiental. Abaixo são dados os conceitos dos principais grupos de microrganismos comumente encontrados em resíduos sólidos urbanos, de maneira que, é importante conhecer algumas características desses grupos a fim de compreendê-los e seu comportamento no processo degradativo.

2.2.1.3.1. Grupo Coliforme

De acordo com Tortora *et al.* (2000), o indicador microbiológico de poluição fecal mais empregado é o grupo coliforme. Os coliformes são bactérias Gram negativas, não esporuladas, encontram-se na forma de bastonetes e fermentam lactose com formação de gás a 35°C por 48 horas. Esta definição abrange um número de espécies não entéricas e outras entéricas como os gêneros *Escherichia*, *Citrobacter* e *Enterobacter*.

Como alguns coliformes não são de origem fecal, utiliza-se comumente como padrão de sanidade a pesquisa de bactérias *E. coli*, por serem predominantemente de origem fecal.

Macêdo (2001) afirma que, as bactérias coliformes, como *Escherichia coli* e os *Streptococcus faecalis* (enterococos), que residem no intestino do homem, são eliminados, em grandes quantidades, nos dejetos do homem e de outros animais de sangue quente.

Na Portaria nº 1469 do Ministério da Saúde, coliformes são definidos como todos os bacilos gram-negativos, aeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase negativa capazes de crescer na presença de sais biliares ou agentes tenso ativos com propriedades similares de inibição de crescimento e que fermentam a lactose com produção de ácido, aldeído e gás a 35°C, em 24-48 horas (Brasil, 2000).

2.2.1.3.1.1. Coliformes Totais

São bactérias, na forma de bacilos, gram-negativas, não esporuladas, aeróbias ou anaeróbias facultativas, que fermentam a lactose com produção de aldeído, ácido e gás, em 48 horas, a uma temperatura de 35°C. São habitualmente normais do trato intestinal de qualquer animal mas também são encontradas em solos e vegetação. Indicam, a presença de bactérias do gênero *Escherichia*, *Enterobacter*, *Citrobacter* e *Klebsiella*.

2.2.1.3.1.2. Coliformes Termotolerantes

Coliformes fecais ou coliformes termotolerantes: são as bactérias do grupo coliformes que apresentam as características do grupo, porém à temperatura de incubação de 44,5°C $\pm$ 0,2 por 24 horas. (Macedo, 2001).

São bactérias, na forma de bacilos, gram-negativas, não esporuladas, anaeróbias ou aeróbias facultativas, que fermentam a lactose com produção de ácido e gás, em 24 horas, a 44°C. São predominantemente de origem do trato intestinal de animais de sangue quente. Indicam, a presença de bactérias do gênero *Echerichia coli*, *klebsiella sp.* e de enterobactérias como *Salmonella spp.* e *Shigella sp* (Tortora, 2000).

2.2.1.3.2. *Streptococcus faecalis*

Trata-se de um subgrupo importante, já que faz parte dele as espécies do gênero *Streptococcus* que ocorrem apenas no trato intestinal do homem e de animais de sangue quente, como os Coliformes Fecais. Existe uma correlação entre a ocorrência de Coliformes Fecais e *Estreptococos fecais*. Sua pesquisa se faz normalmente em cursos d'água e consiste em quantificar o número de microrganismos de cada um dos dois

subgrupos existentes numa amostra. Se a relação Coliformes Fecais/*Streptococcus faecalis* resultar maior que 4, diz-se que a amostra apresenta contaminação fecal predominantemente humana. Se essa relação for menor que 1 a contaminação fecal predominante será de outros animais de sangue quente. Os resultados que se encontrarem entre esses dois valores não permitem inferir nada a respeito da origem da contaminação fecal (CETESB, 2000).

2.2.1.3.3. *Staphylococcus aureus*

Cocos gram-positivos, são aeróbios, formam colônias em formas de cachos de uva; crescendo em temperatura ótima de 37°C. O pH ótimo varia de 7,0 a 7,5, e os valores mínimo e máximo são 4,2 e 9,3, segundo Todar (1998 c). Seu habitat comum são: fossas nasais, garganta, intestino e pele e segundo Madigan *et al.* (1997), são facilmente dispersos no ar.

2.2.1.3.4. *Clostridium perfringens*

É um bacilo, gram-positivo, esporulado, anaeróbio patogênico para o homem e animais. Indica a presença de microrganismos anaeróbios. *Clostridium perfringens* pode existir na forma de célula vegetativa ou na forma de esporo. Pode estar presente no solo, resíduos, além de animais e humanos.

2.2.1.3.5. *Pseudomonas aeruginosa*

São bactérias gram-negativas, aeróbias ou anaeróbias facultativas, em forma de bastonetes. São cosmopolitas, com temperatura ótima de crescimento na faixa de 35°C a 37°C. Segundo Todar (2000a), o pH ótimo de crescimento varia de 6,6 a 7,0 e os valores mínimos e máximos de pH para elas são 5,6 e 8,0, respectivamente.

Estes organismos são de grande interesse médico-sanitário por serem um dos grandes causadores de infecções médico-hospitalar, além de serem encontrados comumente no resíduo sólido; daí a importância de serem investigados. Além do mais, a presença destes microrganismos e outros pode indicar com que velocidade os resíduos

estão sendo degradados. Algumas características das *Pseudomonas aeruginosa* são apresentadas abaixo (Macêdo, 2001; Costa, 1980):

- fermentam carboidratos com produção de ácido mas não produzem gás;
- são um dos principais agentes mineralizadores da matéria orgânica em condições aeróbicas;
- aplicações:
 - avaliação e controle da qualidade bacteriológica de águas minerais e potáveis;
 - avaliação e controle de mananciais e corpos d'água;
 - avaliação e monitoramento das condições higiênicas de sistemas industriais;
 - capacidade para degradar compostos xenobióticos e recalcitrantes, como, por exemplo, plásticos e pesticidas. Certos compostos ainda sendo de origem natural se acumulam no meio ambiente a concentrações normalmente altas devido a atividades humanas (exemplos: metais pesados, compostos derivados da indústria petrolífera);
- possui um efeito inibitório na detecção de presença destes microrganismos em análises microbiológicas do grupo coliformes;
- análises: incorrer em erro ao dar como potável uma água que pode conter estes microrganismos;
- razões para que a sua identificação na água seja incluída nas determinações de rotina nos exames bacteriológicos.

Os microrganismos como *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus* são de grande interesse médico-sanitário por serem um dos grandes causadores de infecções médico-hospitalar, além de serem encontrados comumente no resíduo sólido (Bidone, 2001).

Estes microrganismos são de importância fundamental no caso dos resíduos sólidos depositados em aterros, uma vez que, com a decomposição da matéria orgânica, ocorre a geração de lixiviados que pode contaminar os cursos d'água causando doenças; daí a necessidade do controle microbiológico.

2.2.2. Fatores que Interferem na Evolução dos Processos Biodegradativos

Para que ocorra um crescimento bacteriano satisfatório todos os microrganismos necessitam de condições mínimas para a sobrevivência e posterior reprodução. Para tanto, as fontes de nutrientes, oxigênio, além de pH, umidade e temperatura ideais, são fatores essenciais para o seu desenvolvimento.

Abaixo serão abordados alguns dos fatores que influem no desenvolvimento microbiano. Entre eles estão:

2.2.2.1. Potencial hidrogeniônico

De acordo com alguns autores, o potencial hidrogeniônico (pH) em ambientes naturais, varia de 0,5 até 10,5 e grande parte dos procariotos de vida livre cresce em escala superior a 3 unidades de pH. Grande parte das bactérias possuem um pH ótimo ao redor da neutralidade, pois é o mais adequado para absorção de alimentos. Há, no entanto, uma faixa de pH em que os limites máximo e mínimo são estabelecidos, não restringindo a sobrevivência dos microrganismos a uma única condição de pH (Barbosa & Torres, 1999; Todar, 1998c). O pH ótimo ao crescimento bacteriano é bem definido. Em função do pH, os microrganismos são classificados em acidófilos, neutrófilos ou basófilos. Porém, as espécies se adaptam a diferentes valores. São capazes de manter o pH intracelular em torno de 7,5, porque possuem tampões naturais e efetuam trocas de íons de hidrogênio com o meio externo (Bidone, 2001). As bactérias metanogênicas são as mais sensíveis à variação do pH. A faixa ótima varia de 6,5 a 7,6 para a digestão anaeróbia.

2.2.2.2. Temperatura

A temperatura tem importante significado no processo de decomposição de resíduos, pois atua na cinética das reações bioquímicas responsáveis pela conversão de resíduos em gases, líquidos e composto bioestabilizado. Neste sentido, os estudos de Witkamp (1969) mostram que, a temperatura afeta a taxa de metabolismo dos organismos decompositores, além do mais, ocorre o aumento da temperatura no interior dos reatores à medida que as reações ocorrem.

Deschamps (1981) mostra o efeito da temperatura no rendimento do processo de decomposição. Observa-se que há um ligeiro declínio do rendimento no intervalo de 37°C a 45°C. Este declínio é explicado pelo efeito da interface meso-termófila que exige um maior grau de adaptação dos microrganismos.

Analogamente ao pH, há uma faixa de temperatura (mínima, ótima e máxima) em que as bactérias podem crescer. Na temperatura ótima as enzimas bacterianas estão na forma mais ativa. Na temperatura mínima, as enzimas trabalham com menor eficiência (desaceleração), portanto mais demoradas no processo de conversão da matéria orgânica em metabólitos. Numa faixa máxima, ocorre a denaturação (desestruturação das ligações químicas) das proteínas, causando a morte celular (Barbosa & Torres, 1999). Apesar da evidência da importância da temperatura nos processos, poucos estudos práticos, em condições de campo, foram conduzidos para compreendê-los. Do ponto de vista biológico, a temperatura da célula de aterro é um fator de grande importância, pois os microrganismos que atuam no processo, ao contrário dos organismos superiores, não controlam sua própria temperatura corporal, seguindo a temperatura do meio. As bactérias metanogênicas, por exemplo, são bastante sensíveis às bruscas mudanças de temperatura. Markovich e Petrova (1966) citam que, as bactérias metanogênicas podem atuar em duas faixas distintas de temperatura, a mesofílica, que varia de 29°C a 45 °C e termofílica, que vai de 45°C a 70°C.

2.2.2.3. Alcalinidade

A alcalinidade provoca a neutralização da acidez, aumentando o pH e tende a precipitar os metais fora da solução. Desta maneira, a alcalinidade pode minimizar a ação inibidora dos metais pesados no meio do processo, sendo um elemento antagonista (Povinelli, 1987). Entretanto, em altos níveis de pH, o íon hidroxila pode tornar-se inibidor e, portanto, a acidez atuaria como antagonista, reduzindo a alcalinidade do meio e, conseqüentemente, os íons OH. Os alcalinos e alcalinos-terrosos, controlam a acidez, particularmente na fase metanogênica, pois atuam como estimuladores do processo. Segundo Lima (1983), na fase metanogênica há uma tendência de alcalinização do meio. A alcalinidade varia de 6000 a 14000mg/l.

2.2.2.4. Teor de Umidade

Os microrganismos dependem de um meio aquoso para atingir o seu pleno crescimento. Segundo Halvadakis *et al.*(1983), a água fornece nutrientes requeridos pelos microrganismos, além de possibilitar sua rápida propagação ou espraiamento no meio sólido. A água também possibilita o transporte de enzimas e de outros metabólitos importantes no processo de decomposição.

Quando adicionados diversos teores de água em digestores de meio sólido, a taxa de estabilização da matéria orgânica aumentou de forma significativa, possibilitando a rápida e potencial produção de metano (Wujick e Jewell, 1980). Os resíduos possuem um teor de umidade que varia de acordo com vários fatores, como: a composição do lixo, as condições climáticas, as práticas de coleta, entre outros (Tchobanoglous *et al.*, 1977). Os componentes orgânicos do lixo geralmente concentram a maior parcela de umidade. Logo após estão os papéis e papelões, trapos, couros etc., por fim, estão os inertes e finos (Lima e Nunes, 1994). Alguns autores sugerem que o teor de umidade e o teor de matéria orgânica constantes do lixo fornecem os pré-requisitos necessários à fase inicial do crescimento bacteriano.

A grande quantidade de água infiltrada pode prejudicar a degradação elevando o teor de umidade no interior da massa de lixo. A faixa ótima de umidade para a degradação biológica deverá ser entre 20%-40%, segundo Palmizano & Barlaz (1996), sendo que, valores fora desta faixa de umidade podem desestabilizar a Célula de lixo. Segundo Monteiro *et al.* (2001), outro fator importante é que, com a infiltração de água proveniente das chuvas, uma carga extra de oxigênio entraria nas Células, aumentando o número de bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, provocando uma desestabilização do meio, pois o ambiente interno passaria por variações térmicas, alterando as condições iniciais estabelecidas no interior da Célula. Segundo Junqueira (2000), o acúmulo excessivo de líquidos no interior da massa de lixo afeta os níveis de recalques em função de suas propriedades hidrostáticas, a qual distribui as tensões recebidas de modo igual em todas as direções. Considerando que os recalques ocorrem em função da carga imposta pelo próprio peso do lixo, uma quantidade excessiva de água atenua essa carga e impede a compressão das partículas. O mesmo autor relatou que, em seus resultados, a infiltração de água provocou o surgimento de um padrão

cíclico de comportamento para as taxas de recalques, observado tanto em escala de campo como em escala intermediária, com valores mais elevados durante períodos secos e valores bem menores durante as chuvas. A entrada de uma carga extra de oxigênio dissolvida com a água, favorece o incremento das atividades de bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, provocando um aumento da temperatura no interior da massa de lixo, em função das atividades exotérmicas destes microrganismos. Durante o período chuvoso, em diversas ocasiões foram verificadas variações bruscas de temperaturas, as quais propiciam, também uma desestabilização nos microrganismos anaeróbios, diminuindo a velocidade de degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente os recalques do período.

O teor de umidade nos aterros de RSU varia com muitos fatores que, por sua vez, estão relacionados entre si, como a compressão inicial dos resíduos, as condições climáticas, a forma de construção do aterro, a presença de sistema de drenagem de lixiviados, a cobertura do aterro, a quantidade de umidade gerada por processos biológicos e a quantidade de umidade eliminada pelos gases gerados no aterro (Pereira, 2000).

Powrie *et al.* (1998) afirmam que, o aumento do teor de umidade em uma massa de lixo contribui para o aumento da velocidade de degradação. Entretanto, aumentando a velocidade do fluxo de água sem variar o teor de umidade aumenta também a geração de metano em aproximadamente 25%-50%. Os autores comentam igualmente que a velocidade de degradação dos resíduos depende da velocidade em que a água circula através destes resíduos.

2.2.2.5. Teor de Sólidos Voláteis

Segundo Gomes (1989), através da determinação do teor de sólidos voláteis determina-se a porcentagem de cinzas e a quantidade de matéria orgânica existente no resíduo sólido. Portanto, esse parâmetro pode ser um indicador da degradabilidade dos RSU ao longo do tempo. Um alto percentual de Sólidos Totais Voláteis (STV) indica a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que o resíduo já passou por um processo acentuado de degradação.

O teor de umidade tende a aumentar com o aumento do conteúdo orgânico do material. Este comportamento foi observado por Landva & Clark (1990), em aterros do Canadá.

A determinação dos STV é também de suma importância para o acompanhamento das alterações de propriedades físicas, químicas e biológicas da massa de lixo depositada no aterro (Knochenmus *et al.*, 1998).

Os sólidos voláteis presentes na fração líquida resultante do processo de decomposição representam a parcela facilmente degradável, ou seja, os primeiros resultados da atividade microbiana. Assim, o monitoramento dos sólidos voláteis serve para auxiliar na compreensão do processo. Segundo Lima (1994), a variação dos sólidos voláteis, nas amostras de chorume, durante o processo de decomposição pode ser representada por uma curva exponencial decrescente, iniciando na faixa de 9000mg/l e finalizando em 2000mg/l.

2.2.2.6. Teor de Metais Pesados

De acordo com a literatura especializada, metais pesados são elementos químicos que apresentam número atômico superior a 22. Entretanto, a definição mais difundida é aquela relacionada com a saúde pública: metais pesados são aqueles que apresentam efeitos adversos à saúde humana.

Os metais pesados estão presentes no lixo urbano em grande quantidade, principalmente nas grandes cidades, onde a utilização de produtos domésticos contém grande quantidade de metais pesados. O lixo proveniente de indústria, também pode conter elevadas concentrações de metais pesados. Os metais pesados estão presentes em pilhas, baterias, jornais, tintas, tecidos, têxtil, enlatados, e, inclusive em alimentos, os quais para serem produzidos necessitam de substâncias à base de metais pesados (inseticidas, herbicidas, fungicidas, fertilizantes químicos etc.). Santos (2003) apresentou teores de metais em chorume de aterros de diversos países (Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Concentração de metais pesados em chorume (mg/l) de aterros em diversos países

Origem	Idade	Zn	Mn	Ni	Cr	Cu	Pb	Cd
Holanda	Novo	2,6	-	0,43	0,32	0,3	0,12	0,02
Espanha	Novo	0,53 – 1,4	4,8 – 7,6	0,3 – 0,5	0,13 – 0,57	0,08 – 0,19	0,05 - 0,45	-
Inglaterra	Velho	0,37	2,15	0,09	0,04	0,03	0,14	0,01
Espanha	Velho	0,54 – 0,56	0,05 – 0,4	0,47 – 0,5	0,17 – 0,23	0,1 – 0,14	0,07 - 0,17	-
Brasil	-	6,3 – 10,4	2,4 – 15,2	-	0,41 – 0,75	0,14 – 0,29	0,58 - 0,68	0,06
Portugal	Médio	1,92	-	0,12	0,68	0,681	0,37	0,035
USA	-	0,0 - 370	0,1 - 125	-	-	0,0 - 10	0,1 - 2,0	0,0 - 0,05

Fonte: Santos (2003)

Segundo Lawrence & McCarty (1993), os metais pesados são tóxicos à digestão anaeróbia, mesmo em baixas concentrações. A Tabela 2.4, apresentada por Lima e Nunes (1994), mostra os efeitos dos metais na digestão anaeróbia.

Tabela 2.4. Efeitos dos metais pesados na digestão anaeróbia

Cátions	Concentração inibitória (mg/l)
Fe ⁺⁺	1 – 10
Zn ⁺⁺	4 – 10
Cd ⁺⁺	7 – 10
Cu ⁺	10 – 12
Cu ⁺⁺	10 - 16

Fonte: Lima & Nunes (1994)

Durante hidrólise e acidogênese, há uma tendência de solubilização dos metais pesados, no instante que eles são liberados da fração sólida e incorporados ao chorume. Durante a acetogênese há uma tendência de aumento da concentração de metais no meio, em função da lixiviação microbiana e da acidez. Neste período, os metais pesados conferem mais periculosidade, se forem liberados para o meio ambiente. Na fase metanogênica ou maturação da Célula, há um declínio brusco da concentração de metais em função da precipitação química decorrente da capacidade de tamponamento do meio. Neste momento, inicia-se a formação de hidróxidos, fazendo com que os metais tornem-se menos solúveis, e portanto, menos perigosos. Os fatores citados acima afetam o crescimento celular.

Para conseguir elevados patamares de degradação, as condições ambientais no interior da massa de lixo devem ser monitoradas, buscando otimizar o sistema e intervindo quando necessário. Além do mais, as condições ambientais externas não

devem passar despercebidas, pois estas podem afetar o ambiente interno da massa de lixo.

2.2.2.6.1. Origem dos metais pesados no lixo urbano

A contaminação de metais na matéria orgânica pode se dar através de dois mecanismos: 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).

Teores de metais pesados, determinados por Castilhos Jr (1988), mostram que a fração orgânica aparece como uma das principais fontes de metais pesados nos resíduos sólidos: Cu (70% a 80%), 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 como 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 couro contribui com 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.

2.2.2.6.2. Bioacumulação e Biotransformação de metais

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., 1997). De acordo com as características químicas das membranas plasmáticas e paredes celulares de cada grupo de microrganismos, diferentes quantidades de metais irão se bioacumular nessas estruturas.

Alguns metais como ferro, zinco e o cobre 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 transporte do metal.

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

Santos (2003) comenta que, 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. Essas características bioquímicas objetivam a retenção destes compostos antes de entrarem em contato com o material celular interno onde se tornariam tóxicos às estruturas celulares.

Os metais ficam acumulados ou são biotransformados em formas menos tóxicas. Os principais mecanismos de interação são descritos na Figura 2.7.

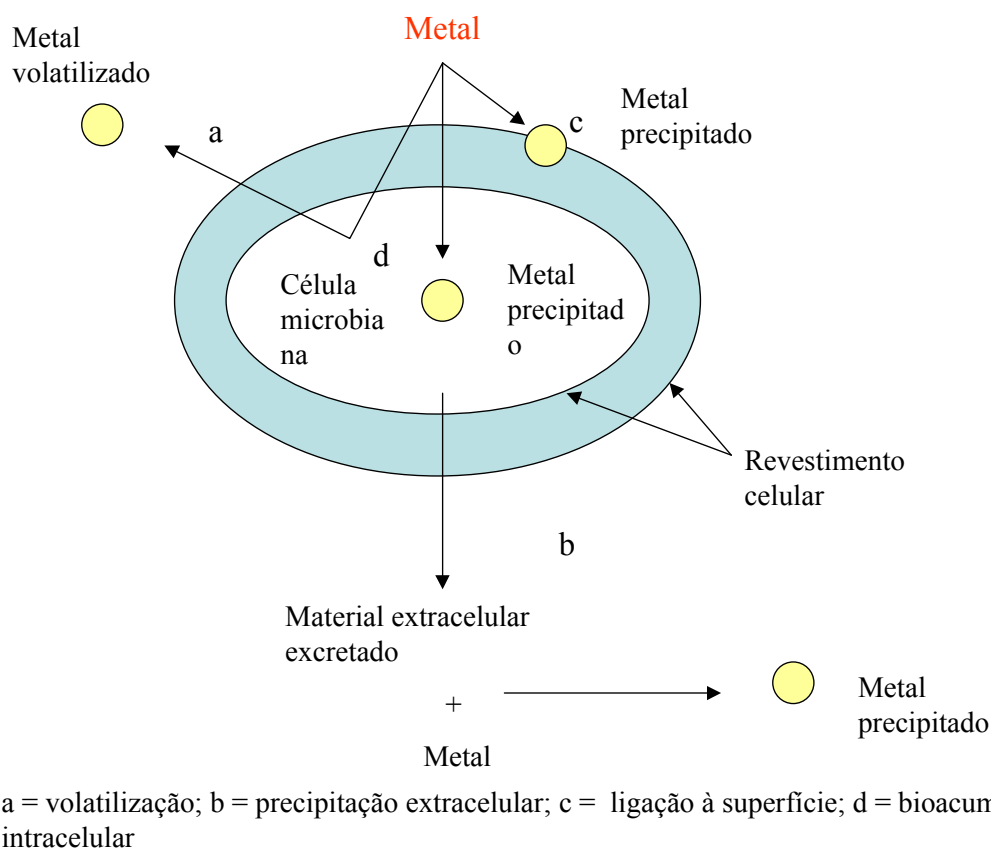


Figura 2.7. Representação esquemática das possíveis interações entre metais e as células bacterianas. Fonte: Garcia Jr (1997).

Deve-se levar em conta que, principalmente, após a fase metanogênica, em função das reações bioquímicas e da mudança do pH, os metais pesados são precipitados e encapsulados, ou seja, é levado às formas mais estáveis, menos solúveis, finalizando assim o tratamento biológico e físico-químico dos resíduos sólidos e líquidos (Santos, 2003).

2.2.3. Fitotoxicidade e Metais

De acordo com Melo *et al.* (2002), os ensaios de fitotoxicidade e determinação de metais em aterros de RSU são realizados para avaliar o nível de toxicidade nas diferentes profundidades e seus efeitos na biota microbiana. Além do mais, o teste de fitotoxicidade é um critério que pode ser utilizado para avaliar os níveis de toxidez antes de o resíduo ser reutilizado para diversos fins e, assim, evitar acidentes ambientais.

Segundo Wang & Keturi (1990), a germinação de plantas e o comprimento da raiz tem sido um teste bastante usado por ser uma técnica simples, rápida, segura e reproduzível para avaliar os danos causados pelas combinações tóxicas presentes em vários compostos.

Os resultados de Melo *et al.* (2002) mostram que, o fato de o ambiente ser menos tóxico nos resíduos sólidos, se comparado ao chorume, permite um melhor desenvolvimento da biota microbiana, como também para o crescimento e germinação das sementes. Os resultados dos ensaios de quantificação de metais realizados por estes autores sugerem uma relação entre o índice de germinação e os níveis de metais pesados em diferentes profundidades. Tais análises são importantes para associar o grau de contaminação com a evolução microbiana e monitorar o comportamento dos recalques em função da toxicidade, o qual afeta a biota microbiana.

2.2.4. Relação Carbono:Nitrogênio

A relação C:N (carbono: nitrogênio) também merece atenção, pois o C representa o material energético disponível necessário para a ativação do processo de síntese celular e o N, o material básico para a constituição da matéria celular sintética.

Se o quociente C:N for demasiadamente elevado, os microrganismos não terão esses elementos em proporção adequadas para sintetizar estruturas básicas da própria célula. Por outro lado, se a quantidade de nitrogênio for grande em relação à quantidade de carbono, pode-se verificar uma excessiva solubilidade do nitrogênio e sua conseqüente perda na forma de NH_3 gasosa. Fry (1975) e Meynell (1976) citam que para ocorrer a decomposição anaeróbia esta relação deve situar-se em torno de 30:1.

2.2.5. DQO

Uma análise mais específica mostra que a medida da demanda química de oxigênio serve como um importante parâmetro na avaliação do processo de decomposição, em particular, na compreensão dos efeitos da lixiviação microbiana. No entanto, para usar a medida de DQO como instrumento de aferição do processo, alguns critérios e conceitos devem ser observados e revisados, de acordo com Lima & Nunes (1994). Por exemplo, o próprio significado ou sentido conceitual da DQO, que segundo o estado da arte, é definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica e das substâncias inorgânicas presentes no despejo líquido por ação de um oxidante químico. Por analogia, aplicando este conceito na avaliação do processo, é possível dizer que a variação da DQO em relação ao tempo de aterramento expressa, de forma indireta, o rendimento da atividade microbiana ativa. Esta afirmação é suportada na premissa de que a variação da DQO em relação ao tempo de aterramento é função da atividade microbiana específica. Na verdade, a matéria orgânica presente nos resíduos é oxidada por ação enzimática microbiana. Assim, medir o comportamento da DQO ao longo do tempo, significa aferir, indiretamente, a atividade microbiana.

2.2.6. Outros Parâmetros Físico-químicos

Na literatura são encontrados diversas faixas de variações de parâmetros físico-químicos que podem quantificar e qualificar a evolução do processo degradativo do lixo, tomando como base o principal produto contaminante originado a partir do lixo, que é o chorume. Nas Tabelas 2.5 a 2.8 são apresentados alguns parâmetros físico-químicos de chorume de diversos aterros encontrados na literatura de acordo com a idade do lixo.

Tabela 2.5. Composição média do chorume produzido em aterros recentes e antigos

*Valores em mg/l exceto pH (adimensional)

Parâmetro	Resíduos Recentes (<2 anos)	Resíduos Antigos (>10 anos)
pH	6,2	7,5
DQO	23.800	1.160
DBO ₅	11.900	260
COT	8.000	465
Cloretos	1.315	2.880
Na	960	13.600
Mg	252	185
K	780	590
Ca	1.820	250
Mn	27	2,1
Fe	540	23
Ni	0,6	0,1
Cu	0,12	0,3
Zn	21,5	0,4
Pb	8,4	0,14

Fonte: (Batstone ,1989)*

Tabela 2.6. Composição típica de chorumes de aterros sanitários

*Valores em mg/l exceto pH (adimensional)

Parâmetro	Resíduos Recentes (<2 anos)		Resíduos Antigos (>10 anos)
	Faixa	Típico	
DBO ₅	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
Sólidos em suspensão total	200 – 2.000	500	100 - 400
Nitrogênio orgânico	10 - 800	200	80 - 120
Nitrogênio amoniacal	10 - 800	200	20 - 40
Nitrato	5 - 40	25	5 - 10
Fósforo total	5 - 100	30	5 -10
Alcalinidade como CaCO ₃	1.000 – 10.000	3.000	200 – 1.000
pH	4,5 – 7,5	6	6,6 – 7,5
Cálcio	200 – 3.000	1.000	100 - 400
Magnésio	50 – 1.500	250	50 - 200
Potássio	200 – 1.000	300	50 - 400
Sódio	200 – 2.500	500	100 - 200
Cloro	200 – 3.000	500	100 - 400
Sulfato	50 – 1.000	300	20 - 50
Ferro total	50 – 1.200	60	20 -200

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1994)

Tabela 2.7. Parâmetros físico-químicos de chorume de aterros de RSU de acordo com sua idade

Parâmetros	Idade do aterro		
	1 ano	5 anos	16 anos
pH	5,2 - 6,4	6,3	x
DBO5	7.500 - 28.000	4.000	80
DQO	10.000 - 40.000	8.000	400
SST	100 - 700	x	x
SDT	10.000 - 14.000	6.790	1.200
Alcalinidade em CaCO ₃	800 - 4.000	5.810	2.250
P	3.500 - 5.000	2.200	540
NO ₃	0,2 - 0,8	0,5	1,6
Potássio	295 - 310	610	39
Sulfatos	400 - 50	2	2
Cloretos	600 - 800	1.330	70
*mg/L exceto pH			

Fonte: Pfeffer, *et al.* (1986)

Tabela 2.8. Valores encontrados na literatura para indicadores orgânicos usados para definir a decomposição de resíduos

Fase	ácida	metanogênica	estabilizada
Indicador Orgânico (mg/L)			
DBO	> 10.000	20% de DQO	< 100
DQO	x	< 2.000	< 1.000
DBO/DQO	> 0,7	> 0,4	< 0,1
Fonte: Rooket (2000).			

2.3. Geração de Lixiviado em Aterros de RSU

O volume de água subterrânea na terra representa 97% do total de água doce disponível no planeta. Garland & Mosher (1975) afirmam que nenhum esforço é exagerado quando se deseja evitar a contaminação do lençol freático. Os autores afirmam ainda, que o tempo necessário para a autodepuração de um aquífero pode levar dezenas de anos e a remoção artificial dos poluentes de um lençol é uma tarefa economicamente inviável.

O chorume é uma mistura de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvidas e coloidais, formado durante a decomposição do lixo. Constitui-se num problema de poluição potencial para as águas superficiais e, principalmente, para as subterrâneas. O gerenciamento ambiental do percolato deve incluir, dentre outros fatores, o monitoramento da qualidade e das quantidades produzidas (Campbell, 1993).

A infiltração de água através do aterro sanitário, aterro controlado ou lixão gera o percolato ou lixiviado. As fontes de água podem interferir por precipitação, irrigação, infiltração subterrânea ou recirculação no aterro. A quantidade de percolato gerada em um aterro sanitário depende da água externa que nele ingressa, da água contida nos resíduos no momento de ser depositados e da água que se gera interiormente pelos processos de biodegradação da matéria orgânica. Em geral observa-se que, a longo prazo, a maior proporção do percolato provém das contribuições externas de água e só uma pequena quantidade é proveniente dos processos de biodegradação. A quantidade de água contida nos resíduos influi na fase inicial de geração de lixiviados.

Nem toda água que alcança a superfície do aterro se converte em percolato. Parte desta água se perde por escoamento superficial, se os resíduos do aterro estão cobertos superficialmente com solo, e pode ser tratada como água limpa. Outra parte da água se perde por evaporação direta e transpiração vegetal (água consumida pelas plantas). Ambos os processos normalmente se combinam e denomina-se evapotranspiração. O restante da água infiltrar-se-á na cobertura de solo e uma porção desta ficará retida no solo. Esta retenção estará determinada pela capacidade de campo do solo. A capacidade de campo é o máximo conteúdo de água que um solo ou resíduo pode reter sem que esta esorra por gravidade. Lins (2003) fez um estudo sobre capacidade de campo no Aterro da Muribeca e mostra que para o lixo a capacidade de campo está diretamente relacionada com a composição física e seu peso específico, ou seja, quanto maior a densidade na massa de lixo menor a capacidade de retenção de líquidos.

Em teoria, o chorume pode aparecer somente quando o teor de umidade tiver excedido a capacidade de campo. Entretanto, se pode gerar chorume ainda quando não se tenha alcançado a capacidade de campo, devido à canalização dos RSU, isto é, a formação de caminhos preferenciais para o fluxo do chorume.

Em geral, existem disponíveis no Brasil, tecnologias variadas para tratamento do percolato em aterros controlados e sanitários. O problema é que, estas tecnologias e modelos matemáticos empregados para geração e tratamento do lixiviado, na maioria das vezes, são importados e apresentam custos elevados. Os projetos para tratamento de percolados em geral, têm sido superdimensionados, ignorando assim as reais quantidades de líquidos gerados, ou mesmo não se leva em consideração as condições climáticas da região, podendo até não haver a presença de percolato ou esta ser muito reduzida.

Alguns estudos neste sentido já vêm sendo desenvolvidos no Brasil por Capelo Neto *et al.* (1999). Tais autores consideram nos seus estudos alguns fatores que devem ser levados em consideração para a estimativa da quantidade de percolato gerada:

- volume de percolato medido no aterro ao longo do tempo;
- monitoramento das condições climáticas (precipitação, evaporação, umidade relativa do ar, temperatura etc.) no aterro ou em estações próximas;
- uso de modelos para simulação da geração de percolato (volume) em aterros.

Capelo Neto *et al.* (1999) utilizaram resultados de medições realizadas “in situ” e os Métodos Suíço e Balanço Hídrico para o cálculo da geração de percolato no Aterro Sanitário Oeste, em Caucaia – Ceará. Os resultados mostraram que, a geração de percolato manteve estreita relação com o regime pluviométrico, confirmando que a pluviometria é um parâmetro importante na calibração de modelos que se proponham a simular a geração de percolato em aterros sanitários.

Os estudos de Capelo Neto *et al.* (1999) no Aterro Sanitário Oeste de Caucaia mostraram ainda que, as quantidades de percolato, calculadas pelos métodos disponíveis, estão longe (82 vezes maior) de representar a realidade do volume de líquido residual coletado. Apesar de que, a precipitação do período em estudo, foi praticamente a metade da utilizada nas simulações, e admitindo-se uma margem de erro entre quantidade de percolato medido e de percolato gerado.

Os autores sugerem que seja desenvolvido um modelo que consiga prever com maior precisão o volume de percolato gerado em áreas com balanço hídrico deficiente,

de forma a adequar as dimensões das estações de tratamento de percolado, diminuindo assim seus custos de construção e operação. É importante frisar que investimentos em pesquisa e desenvolvimento de tecnologias próprias a cada região, são fatores de importância não só técnico-científica mas, principalmente, econômica.

Além do Método Suiço e do Balanço Hídrico existem disponíveis na literatura outros métodos para estimar a quantidade de percolado.

Com base nos parâmetros, o intervalo de tempo e condições físico-matemáticas que se consideram, em geral, os modelos podem ser classificados em três tipos principais (Kiss,1998):

- modelos de camadas:

Os modelos mais antigos calculam a geração de percolado no aterro com coberturas horizontais da massa dos resíduos depositados no aterro. Um destes é o modelo publicado por Remson *et al.* (1968), em que se divide o aterro em camadas horizontais e examina-se a distribuição da água, passando de camada em camada, de cima até em baixo. Assim, praticamente se segue o avanço da frente de água pluvial que penetra no aterro. Outros autores como Helmer (1974), Franzius (1977) e Vesilind & Rimer (1981), também aplicam modelos de camadas para estimativa da geração de percolados em aterros.

Existem diversos modelos apresentados por diversos autores que se baseiam nas camadas do aterro para calcular a geração de percolado. Neles se consideram diversas variáveis e várias hipótese que tornam o modelo bastante simplificado e, em muitos casos a estimativa da quantidade de percolado gerada é bastante distante da realidade do aterro.

- modelos estatísticos:

Os modelos estatísticos aplicam um método de regressão (correlação) para estimar a quantidade de percolado gerado, utilizando os valores da precipitação e da evaporação,

enquanto também se considera o fator de escoamento superficial (Ehrig, 1980; Jourdan, 1981; Ossig & Tybus, 1986; Ehrig, 1988).

Ainda que os resultados de alguns desses modelos pareçam satisfatórios, possivelmente não poderão ser aplicáveis em vários casos reais, já que a solução estatística por eles apresentada não pode considerar a mudança do armazenamento a curto prazo nem o efeito de uma chuva forte com curta duração.

- modelos de balanço hídrico:

Os modelos de balanço que levam em consideração os elementos de hidrologia, hidrogeologia e meteorologia, estimam de maneira bastante pontual a quantidade de água que se infiltra no aterro. Portanto, são bons para a estimativa da quantidade de percolato gerado. Os elementos mais importantes são: precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial, infiltração, armazenamento de umidade nos resíduos e a quantidade de percolato gerado.

Ressalta-se que a resultante da aplicação desses modelos não é necessariamente a quantidade de percolato gerado, mas também a aferição da porcentagem de escoamento, as variações na quantidade de água armazenada, ou até a porosidade efetiva ou outras características hidráulicas dos resíduos (Kiss, 1995 e 1998).

Modelo HELP:

O modelo de Schroeder *et al.* (1994), chamado *Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP)*, no qual se determinam todos os elementos do balanço de água para cada camada do aterro, assim como a porosidade e permeabilidade das unidades consideradas, o transporte vertical da água, no caso de saturação e de não saturação, e, finalmente, a quantidade de percolato que chega até o tubo de drenagem.

O modelo de avaliação hidrológica do rendimento de aterros sanitários (HELP), em sua versão programa computacional, é um modelo hidrológico bidimensional do movimento de água através de aterros sanitários. O modelo aceita dados de clima, do solo e de projeto e utiliza técnicas de solução que consideram o armazenamento

superficial, derretimento de neve, escoamento, infiltração, crescimento da vegetação, evapotranspiração, capacidade de retenção do solo, drenagem lateral superficial, recirculação de chorume, drenagem vertical não saturada, fugas através do solo, geomembranas ou camadas impermeabilizantes compostas. O programa permite modelar aterros sanitários incluindo combinações de vegetação, solos de cobertura, células de resíduos, drenagem lateral, barreiras impermeáveis de solo e camadas impermeabilizantes de geomembranas sintéticas.

Este programa foi desenvolvido para executar balanços de aterros sanitários, sistemas de cobertura e instalações de depósito de resíduos sólidos. O modelo facilita uma rápida estimativa das quantidades de escoamento, evapotranspiração drenagem, recolhimento de chorume e as infiltrações da impermeabilização que se pode esperar para diferentes esquemas de operação e projeto de aterros sanitários. O propósito principal deste modelo é auxiliar na comparação de alternativas de projeto, avaliando seus balanços hidrológicos.

O modelo HELP requer dados climáticos gerais para calcular a evapotranspiração potencial, dados meteorológicos diários, características do solo e especificações do projeto para realizar as análises. Os dados climáticos gerais requeridos incluem crescimento vegetal, velocidade do vento, umidades relativas trimestrais médias, temperaturas médias mensais, índice foliar máximo (aparecimento de folhas nas plantas), evaporação e latitude. Os dados meteorológicos diários requeridos incluem a precipitação, temperatura média e radiação solar total.

Os dados de solo necessários incluem porosidade, capacidade de campo, condutividade hidráulica saturada, dados estes utilizados para estimar o coeficiente de evaporação de água do solo e os parâmetros de retenção de umidade.

As especificações de projeto incluem dados como inclinações e distância máxima de drenagem para os drenos laterais, espessuras de camadas, descrição das camadas, área, procedimentos de recirculação de chorume; infiltrações subsuperficiais, características da superfície e características da geomembrana (Schroeder *et al.*, 1994).

2.4. Geração de Biogás em Aterros de RSU

O processo de decomposição anaeróbia de materiais putrecíveis em Aterros de Resíduos Sólidos acarreta na produção de biogás. Este gás, além de caráter inflamável, causa problemas ambientais devido à presença quase na totalidade do CH₄ (40-65%) e CO₂ (25-40%), entre outros gases: N₂ (0-10%), O₂ (1-4%), H₂ (0,05%).

Szanto (1986) apresenta a composição química típica do gás produzido em um aterro sanitário (Tabela 2.9).

Tabela 2.9. Composição típica do biogás

Gás	Composição
CH ₄	45 a 70%
CO ₂	30 a 45%
O ₂	0,1 a 2%
N ₂	0,5 a 5%
H ₂ S	0,001 a 0,002%

Fonte: Szanto (1986)

A velocidade com que o biogás é gerado depende de muitos fatores. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1994), a decomposição e produção de biogás pode se prolongar-se de 30 a 100 anos mas se produzirá a um nível de intensidade elevada por um período de tempo muito menor. Não é fácil predizer com certeza a taxa ou velocidade de decaimento na decomposição ou geração de biogás, uma vez que são muitas as classes de materiais que se decompõem e são vários os fatores que influem nos processos.

Tchobanoglous *et al.* (1994) afirmam que o processo de geração do biogás nos aterros pode ser dividido aproximadamente em cinco fases:

- I) fase aeróbia;
- II) fase anóxica de transição (hidrólise);
- III) fase ácida;
- IV) fase metanogênica;
- V) fase de maturação;

A Figura 2.8 mostra a produção de biogás em cinco etapas e a variação de alguns parâmetros físico-químicos do percolado.

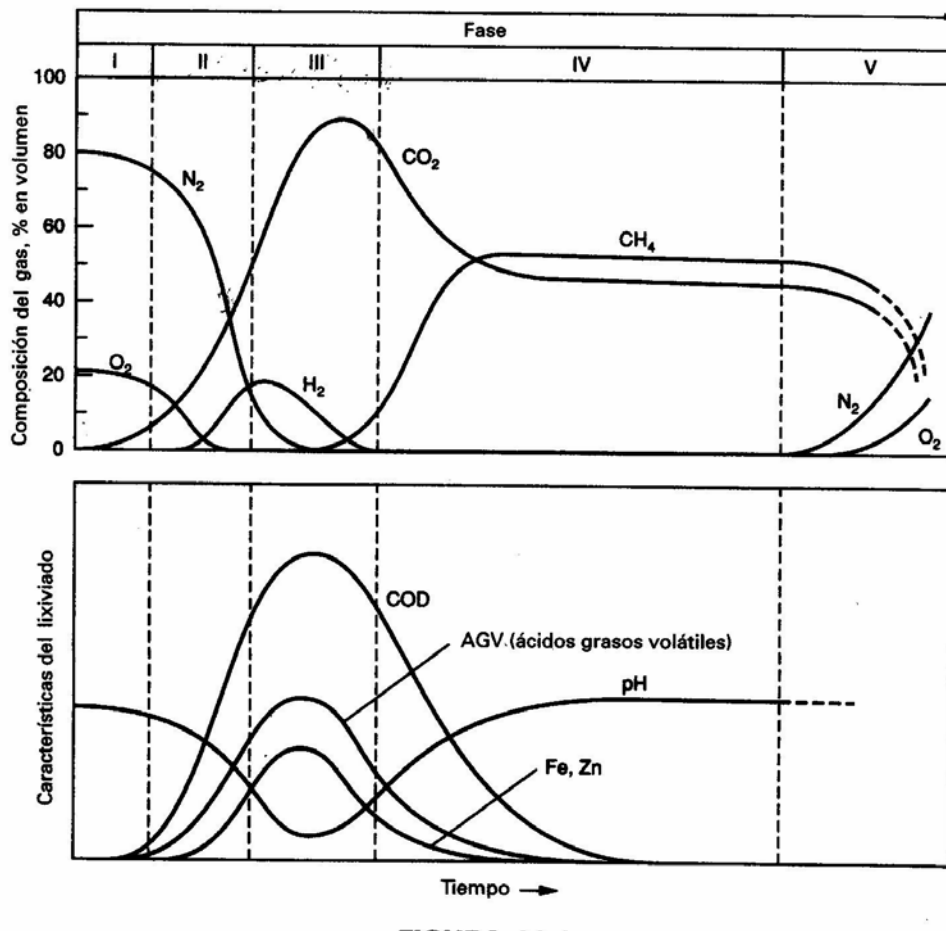


Figura 2.8. Padrão de produção de biogás. I) Fase Aeróbia, II) Fase anóxica de transição, III) Fase ácida, IV) Fase metanogênica, V) Fase de maturação. (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

I) Fase Aeróbia

A Fase I é a fase de ajuste inicial na qual os componentes orgânicos biodegradáveis dos RSU sofrem decomposição microbiana enquanto são colocados num aterro ou pouco depois. Estabelece-se o processo de decomposição aeróbia durante a decomposição do lixo, devido a uma certa quantidade de ar que fica preso na massa do lixo. Esta fase prolonga-se até não haver mais oxigênio livre para sustentá-la. Ela é de curta duração em decorrência de o oxigênio, que corresponde a aproximadamente 20% do total do gás do aterro e o nitrogênio que alcança ao redor de 80% serem consumidos

rapidamente. À medida que esta fase chega ao seu fim, as populações de microrganismos começam a mudar devido a variações das condições ambientais. Inicia-se, então, a fase de decomposição anaeróbia.

II) Fase anóxica de transição

Na Fase II começa a decrescer o oxigênio e se desenvolver condições anaeróbias. Enquanto o aterro se converte em anaeróbio o nitrato e o sulfato que podendo servirem como receptores de elétrons em reações de conversão biológica, freqüentemente se reduzem a gás nitrogênio e gás sulfídrico. Na segunda fase, começa a haver um incremento do dióxido de carbono e ácidos graxos voláteis. Os valores destes aumentam rapidamente até chegar à fase de formação de ácidos, quando começará a diminuir a velocidade de crescimento destas variáveis, tendendo a estabilizar-se. Ao final dessa fase, começam a desenvolver-se condições de anaerobiose estrita dentro do aterro. Se há produção de chorume, seu pH será na faixa de 6,5 a 7, começando a cair devido à presença de ácidos orgânicos e ao efeito das elevadas concentrações de CO₂. O valor da DQO começará a ser incrementado até chegar a valores entre 10.000 e 20.000mg/l ao final dessa fase.

Estes processos se agrupam dentro de um só fenômeno que se conhece com o nome de hidrólise. Aqui se transformam os componentes complexos dos resíduos em componentes simples como ácidos graxos voláteis e álcoois.

III) Fase ácida

Na Fase III, fase ácida, acelera-se a atividade microbiana iniciada na fase II com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e pequenas quantidades de gás hidrogênio. O primeiro passo no processo das três etapas implica na transformação, mediada por enzimas (hidrólise), de compostos com alto peso molecular (por exemplo, lipídios, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos) em compostos aptos para serem utilizados pelos microrganismos como fonte de energia e de carbono celular. O segundo passo no processo (acidogênese) implica na conversão microbiana dos compostos resultantes do primeiro passo em compostos intermediários de baixo peso molecular, como são o ácido acético (CH₃COOH) e as pequenas concentrações de ácido fúlvico e

outros ácidos mais complexos. O dióxido de carbono é o principal gás gerado durante a fase III. Também se produziram quantidades menores de gás H_2 . Na fase de formação de ácidos (acidogênese) os ácidos orgânicos produzidos transformam-se em ácido acético, em hidrogênio e dióxido de carbono. O pH do chorume nesta fase geralmente cai para valores próximos a 5 ou menos pela presença de ácidos orgânicos ou pelas elevadas concentrações de CO_2 dentro do aterro. A DBO e a DQO (40.000mg/l) e a condutividade do chorume se incrementará significativamente durante a fase III em função da dissolução de ácidos orgânicos no lixiviado. Também se solubilizarão durante a fase III alguns constituintes inorgânicos principalmente metais pesados, devido aos baixos valores de pH no chorume. Muitos nutrientes essenciais também se separam com o chorume na fase três. Se não se recicla o chorume perder-se-ão do sistema nutrientes essenciais. É importante ressaltar que, se não há formação de chorume, ficarão dentro do aterro produtos de conversão produzidos na fase III como constituintes absorvidos na água contida pelos resíduos.

IV) Fase de metanogênica

Na Fase IV, um segundo grupo de microrganismos, que convertem o ácido acético e o gás hidrogênio produzidos por formadores de ácido na fase ácida em CH_4 e CO_2 , chegam a ser mais predominantes. Em alguns casos, estes microrganismos começarão a desenvolver-se no final da fase III. Os microrganismos responsáveis por esta conversão são microrganismos metanogênicos, estritamente anaeróbios. Na fase IV a formação de metano e ácido são simultâneas, ainda que a velocidade de formação de ácidos seja consideravelmente mais reduzida.

Como os ácidos e o gás hidrogênio produzidos pelos formadores de ácido se converteram em CH_4 e CO_2 na fase IV, o pH dentro do aterro subirá a valores mais neutros na faixa de 6,8 a 8,0. Em seguida o pH do chorume subirá e se reduzirão as concentrações de DBO, DQO (aproximadamente 10.000mg/l) e o valor de condutividade. Com valores mais altos de pH, menos constituintes inorgânicos ficam na dissolução e como resultado, a concentração de metais pesados presentes no chorume também se reduzirá.

A produção de CH₄ rapidamente alcançará valores de 45-55% da composição do biogás no aterro. Também pode-se observar a presença de ácido sulfídrico. O nitrogênio produz-se a valores inferiores a 5% da composição do biogás.

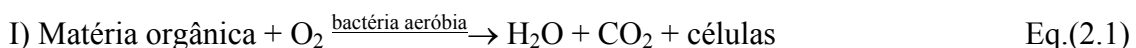
V) Fase de maturação final

A Fase V, acontece depois de haver a conversão do material inorgânico biodegradável em CH₄ e CO₂ durante a Fase IV. Enquanto a umidade segue migrando através dos resíduos, porções do material biodegradável que anteriormente não estavam disponíveis são decompostos. Durante a Fase V, a velocidade de geração do gás do aterro diminui significativamente porque a maioria dos nutrientes disponíveis são separados com o chorume durante as fases anteriores e os substratos que restam no aterro são de lenta degradação. Os principais gases do aterro que tem avançado na fase V são CH₄, CO₂. Quando ocorre o fechamento do aterro também podem encontrar-se pequenas quantidades de nitrogênio e oxigênio no gás do aterro.

Durante a fase de maturação o lixiviado freqüentemente conterá ácidos húmicos e fúlvicos que são de difícil degradação biológica. Nesta fase o valor de DQO reduz-se à medida que vão se decompondo os últimos materiais biodegradáveis e produz-se a diluição dos líquidos do aterro. O pH retorna ao valor neutro.

Em geral, estas duas últimas fases são consideradas uma só e se conhecem como metanogênese.

Para efeito ilustrativo do entendimento da produção dos gases em aterros, as Equações (2.1) e (2.2) mostram simplificada a decomposição aeróbia (I) e anaeróbia (II) da matéria orgânica presente no lixo encontrada em aterro de resíduos sólidos:



Szanto (1986) calcula que cada tonelada de matéria orgânica seca pode gerar 800 a 880m³ de gás num aterro. Supondo-se que 50% seja gás metano, tem-se 400 a 440m³ deste gás.

2.4.1. Duração das Fases

A duração das fases individuais de produção de gás no aterro variará de acordo com a distribuição dos componentes orgânicos no aterro, a disponibilidade de nutrientes, o teor de umidade dos resíduos, da passagem da umidade pelo aterro e o grau de compactação inicial. Assim, a geração de gás poderá ser retardada caso a umidade disponível não seja suficiente. Por outro lado, incrementado a densidade do material colocado no aterro, diminuirá a possibilidade de que a umidade chegue a todas as partes dos resíduos e, como consequência, se reduzirá a velocidade de bioconversão e a produção de gás.

2.4.2. Fatores que Influenciam na Produção do Biogás

- 1) Dimensão física e operação do aterro: processos anaeróbios são, normalmente, encontrados em massa de lixo com profundidade maior que 5m. A redução do volume de lixo pelo efeito da compactação e utilização de pequenas áreas para um rápido fechamento das células, irão encurtar o processo aeróbio e será mais acentuada a produção do gás por unidade de volume de espaços vazios.
- 2) Natureza dos resíduos e tamanho das partículas: os resíduos urbanos podem conter substâncias capazes de influenciar o potencial de produção de gás de duas maneiras: estimulando-o pela presença de uma fase orgânica contínua ou inibindo esta produção pela presença de substâncias tóxicas para o metabolismo microbiano. A redução do tamanho das partículas contribui para o acréscimo da produção de gás em função do aumento da superfície do substrato disponível para a atividade enzimática. A composição do lixo afetará a percentagem, qualidade e quantidade de gás gerado.
- 3) Umidade: a umidade proporciona o meio adequado para a solubilização dos materiais degradáveis e além do mais fornece o meio de transporte para a

distribuição de nutrientes e bactérias dentro do aterro. O teor de umidade é considerado como um parâmetro que influencia fortemente a degradação dos resíduos e a geração do biogás. Admite-se freqüentemente que um aumento do teor em água dos resíduos por recirculação de líquidos aumenta a taxa de produção gasosa. Palmisano & Barlaz (1996) sugerem que o teor de umidade ótimo fica em torno de 20 a 40% para uma degradação eficiente dos resíduos sólidos aterrados.

- 4) Temperatura: a temperatura influencia significativamente a atividade enzimática das bactérias. A temperatura máxima para a produção do gás está entre 35 e 45°C. Porém, este é um parâmetro dificilmente controlado e depende da atividade enzimática bem como da temperatura ambiente.
- 5) pH e nutrientes: a produção de metano será favorecida em ambientes com pH neutro (6,5 à 8,5). No que tange às substâncias nutritivas, os microrganismos têm necessidade destes elementos que estão geralmente contidos nos RSU.
- 6) Ingresso de oxigênio nas células: presença indesejada de oxigênio durante a fase anaeróbia retardará a geração do biogás.

Outros fatores são o conteúdo de bactérias existentes nos resíduos, o solo de cobertura, a presença de inibidores, a existência de tratamentos e principalmente a proporção de matéria orgânica.

2.5. Aspectos Geotécnicos em Aterros Sanitários

2.5.1. Escolha do local para disposição dos resíduos e parâmetros geotécnicos

Os aspectos que englobam a geotecnia de aterros são basicamente: a escolha do local para disposição dos resíduos, estudos de caracterização e permeabilidade dos solos de fundação, materiais de jazidas e materiais artificiais para impermeabilização(geomembranas), estudos geológicos e hidrogeológicos da área e monitoramento ambiental durante a implantação, projeto, construção e operação do aterro.

2.5.2. Recalques

Em se tratando de lixo, elementos sólidos podem variar em forma e volume, devido à sua deformabilidade intrínseca e seus processos de degradação biológica. Um outro aspecto a ser considerado é a previsão de recalques produzidos nos aterros sanitários. Estes aterros, na sua maioria, possuem em sua composição maior porcentagem de matéria orgânica em peso e esta sofre grandes recalques, ou seja, ocorre uma redução de volume na massa total de lixo produzindo o aumento da capacidade do aterro.

Recalques podem ser definidos como deslocamentos verticais descendentes da superfície do aterro sanitário. O ritmo de produção de recalques em um aterro sanitário é variável com a idade, apresentando velocidades que diminuem com o tempo, mas que, em todo caso, se mantêm perceptíveis durante anos (Espinace *et al.* 1999).

A importância de se prever recalques e sua velocidade em aterros sanitários pode-se resumir em: determinar com maior precisão a capacidade volumétrica do aterro, prever recalques diferenciais que podem provocar rupturas nos sistemas de coberturas e prever o momento no qual os recalques cessarão. Isto facilita a estimativa da vida útil do aterro com maior precisão, estimativa do momento adequado de realizar as obras de cobertura, com menor risco de falhas devido a recalques diferenciais. Uma outra finalidade de se prever recalques, bem como medir sua velocidade é entender o processo de decomposição dos resíduos ao longo do tempo e profundidade, baseando-se na magnitude e velocidade deles e medindo-os nos aterros ou estimando-os através de modelos de previsão de recalques.

Os recalques devem-se à dissipação das poro-pressões dos líquidos e gases provenientes da decomposição da matéria orgânica. Assim, além dos fatores a serem considerados no mecanismo de dissipação das pressões neutras emprestadas da mecânica dos solos tradicional, há que considerar fatores físico-químicos e microbiológicos resultantes do processo de decomposição da matéria orgânica. Estas variáveis tornam o mecanismo de recalque muito complexo e ainda pouco compreendido, face à natureza não homogênea do material, às maiores dimensões de suas partículas e, principalmente, à perda de massa sólida durante a biodegradação. De

acordo com Pereira (2000), a magnitude do recalque em aterros de resíduos sólidos, é função da decomposição da matéria orgânica e da espessura do lixo. Os valores de recalques em aterros de resíduos sólidos representam também um indicativo para se compreender a fase de decomposição e a dinâmica de comportamento do lixo.

Segundo Manassero *et al.* (1996), o ritmo de produção dos recalques é afetado por vários fatores:

- densidade e índice de vazios inicial;
- compactação, composição, idade e altura do aterro;
- teor de matéria orgânica;
- história de tensões;
- nível do chorume e sua flutuação;
- sistema de drenagem de líquidos e gases;
- fatores ambientais (umidade, temperatura, gases presentes ou gerados no aterro).

Espinace (2000), afirma que o ritmo de produção dos recalque em um aterro é variável com a idade, apresentando velocidades que diminuem com o tempo, embora se mostrem perceptíveis durante anos. Já pôde ser comprovado que, em aterros com elevado conteúdo de matéria orgânica, os recalques são importantes nos primeiros 10 anos. O autor afirma ainda, que a compressibilidade e em geral o comportamento mecânico de um aterro de resíduos sólidos é afetado por múltiplos fatores:

- composição, características dos resíduos e espessura da célula no aterro;
- umidade dos resíduos, capacidade de campo do aterro;
- tipo e metodologia de aterro empregada; equipamento usado na operação de compactação e densidades alcançadas por resíduos e material de cobertura;
- tipo e espessura do material de cobertura, relacionados com a evolução da temperatura e umidade, entre outros fatores, que influenciam no processo de decomposição;
- condições climáticas, tanto de pluviometria, como temperaturas ambientais;
- idade do aterro, condição fundamental na estabilidade deste.

O processo de compressibilidade nos aterros é expresso de diversas maneiras e a forma mais usada, é baseada na mecânica dos solos convencional. Sowers (1973)

propõe o modelo de estimativa de recalques produzidos por processos mecânicos que se pode determinar pela expressão da teoria da consolidação primária. Terminada a primeira fase (aproximadamente 1 mês), o autor afirma que se iniciam os recalques resultantes de fenômenos físico-químicos, degradação biológica e compressão mecânica secundária. Entretanto este pesquisador, não leva em consideração os aspectos biodegradativos tais como: cinética bacteriana, coeficiente de biodegradabilidade da massa de lixo e quantidade da matéria orgânica presente nos resíduos. Melo (2003), apresenta em seus estudos resultados obtidos através da aplicação do Modelo Meruelo formulado por Palma (1994) podendo-se concluir que os recalques em lixo foram melhor entendidos e explicados, levando-se em conta os aspectos biodegradativos e mecânicos e como estes interagem.

Além do modelo de Sowers (1973), outros modelos vêm sendo desenvolvidos Zimmerman, Chen & Franklin (1977), Landva & Clark (1990), Gandolla *et al.* (1992), Espinace *et al.* (1999), McDougall & Philp (2001). Tais modelos têm suas particularidades e levam em consideração fatores que procuram simular a situação real de comportamento de aterros de RSU.

2.5.2.1. Tipos e Mecanismos de Recalques

Na literatura técnica é encontrado que em aterros de resíduos sólidos urbanos acontecem três tipos de recalques. Estes recalques são: imediato ou inicial, primários e secundários. Tais recalques devem-se a processos físicos, químicos e biológicos. Segundo Wall & Zeiss (1995), os recalques em aterros ocorrem devidos à compressão inicial, a compressão primária e à compressão secundária.

A compressão imediata ou inicial é o resultado de pressões externas impostas por máquinas compactadoras no instante inicial da disposição. Dependendo da maquinaria utilizada e da densidade que se quer conseguir o recalque imediato será mais expressivo ou não. Conforme Moreda (2000), o recalque imediato não apresenta relação alguma com a biodegradação, pois ele é instantâneo. Deve-se levar em conta que uma compactação excessiva nesta fase, pode dificultar o fluxo de umidade no interior da massa de lixo e, por sua vez, a biodegradação.

Wall & Zeiss (1995), afirmam que o recalque primário ocorre nos primeiros trinta dias. O recalque primário ocorre devido à expulsão de líquidos e gases do interior da massa de lixo, ou seja, dos espaços preenchidos por estes fluidos.

A compressão primária é melhor considerada como resultado de um amolecimento físico ou deslizamento de certos componentes: papel ou papelão, possivelmente quando estes materiais entram em contato com o líquido (Powrie, Richards & Beaven 1998).

Sob condições não saturadas, como pode ser esperado em locais com lixo recente, a compressão primária é pequena comparada à compressão inicial (Bjarngard & Edgers 1990), sendo difícil distingui-la da compressão secundária.

Já a compressão secundária ocorre devido exclusivamente à biodegradação. Este tipo de recalque se prolonga com o tempo e está relacionado com o decaimento biológico e o progressivo reacomodamento do esqueleto (Moreda, 2000).

Fatores tais como o teor e fluxo de umidade e a própria composição dos resíduos devem ser considerados nos recalques secundários. Deve-se levar em conta que os recalques secundários também dependerão da compactação inicial que a massa de lixo sofreu. Esta compactação inicial, permitirá um maior ou menor fluxo de umidade no interior da Célula, influenciando a degradação biológica. A teoria da compressão secundária assume um comportamento linear de recalques com o logaritmo do tempo (Wall & Zeiss, 1995), onde o coeficiente respectivo depende da relação de vazios inicial e das condições favoráveis de degradação.

Em nova abordagem sobre os recalques associados à biodegradação, Melo (2003), mostra que, os recalques que ocorrem num aterro de resíduos sólidos são bastante complexos, pois estes recalques são devidos a relações intrínsecas de fenômenos biodegradativos associados também a fenômenos mecânicos e ambos estarão sob influências das condições climáticas. Quando se fala de recalques em aterros costuma-se pensar que eles ocorrem separadamente como acontece em solos. Entretanto, os recalques primários e secundários podem ocorrer juntamente, embora o primário tenha maior expressão nos primeiros 30 dias (Sowers, 1973; Espinace *et al.*, 2000). Contudo, nos primeiros 30 dias, os recalques secundários poderiam se desenvolver juntamente

com os recalques primários, embora muito discretamente. Isto se dará porque os microrganismos começam a colonizar o lixo degradando a matéria orgânica e, conseqüentemente, resultando em recalques secundários.

Melo (2003) comenta ainda que os recalques secundários poderiam ser vistos como recalques primários nos solos, uma vez que, em razão da drenagem existente, ocorre a dissipação de líquidos e gases, resultando em deformações. Esta expulsão de líquidos e gases é resultante da conversão da matéria orgânica sólida em líquidos e gases e dissipada pelas tensões impostas na massa de lixo. Como dito acima, afirmar que recalques primários acontecem separadamente dos secundários poderia ser bastante comprometedor, já que no momento que se dispõem o lixo em aterros, grupos de microrganismos (bactérias aeróbias e anaeróbios, fungos, protozoários e vírus) começam a degradar biologicamente os resíduos. Conseqüentemente, é difícil diferenciar quando exatamente está acontecendo recalques primários ou secundários. O mais razoável seria dizer que estes podem ocorrer simultaneamente durante a vida útil do aterro.

Neste trabalho será considerado outra abordagem dos recalques mecânicos associando o mecanismos dos recalques a aspectos biodegradativos e climáticos. Esta abordagem foi detalhadamente estudada por Melo (2003).

2.5.2.2. Influência da Biodegradação na Magnitude e Velocidade dos Recalques

Num aterro de resíduos sólidos a magnitude e velocidade dos recalques secundários é condicionada por microrganismos. Estes microrganismos são fungos, bactérias, vírus. Também estão presentes protozoários. Os recalques em aterros sanitários ocorrem pela ação conjunta destes microrganismos, através de atividades bioquímicas complexas.

A degradação da massa de lixo se dá pela ação conjunta de diferentes espécies de microrganismos. Há na massa de lixo microrganismos aeróbios que estão presentes num primeiro momento, logo após a disposição do lixo, onde existe uma fonte de oxigênio para as suas atividades metabólicas. O segundo grupo são os organismos anaeróbios, os quais degradam a matéria orgânica sem a presença de oxigênio e perduram por toda a vida de um aterro.

No ambiente aeróbio o material orgânico é mineralizado pelo oxidante para produtos inorgânicos, principalmente o dióxido de carbono e água. Já em condições anaeróbias o material orgânico sofre transformações sem, contudo, ser mineralizado. Estas transformações ocorrem por processos alternativos chamadas fermentações.

2.5.3. Ensaio de Penetração Dinâmica (SPT)

Os ensaios de penetração dinâmica (SPT – Standard Penetration Test) são normalmente utilizados na Mecânica dos Solos para obtenção de informações sobre as características e parâmetros de resistência dos solos. Sua interpretação quantitativa requer um conhecimento das relações empíricas ou semi-empíricas entre a resistência à penetração *in situ* e o comportamento de resistência e deformabilidade do material. A utilização deste ensaio em Aterros de Resíduos Sólidos (ARS) exige um cuidado adicional no uso dos resultados (Jucá *et al.*, 2000).

Na literatura internacional (Manassero *et al.*, 1996), existem algumas críticas ao uso deste ensaio embora seja largamente utilizado em vários locais. Vários autores (Siegel *et al.*, 1990 e Jucá *et al.*, 1999), têm utilizado estes ensaios para obtenção de indicadores de resistência a penetração do lixo. Na maioria dos casos, estes ensaios são difíceis de serem executados devido à presença de materiais resistentes, pois provocam grandes picos de resistência medida, desvio de hastes dos equipamentos e avarias nos amostradores. Apesar das dificuldades apresentadas, este tipo de ensaio pode fornecer dados significativos para estimativa da resistência dos materiais e principalmente caracterizar os materiais, permitindo avaliar a evolução do processo de decomposição dos resíduos através do estudo dos parâmetros da massa sólida em decomposição. Estes ensaios permitem fazer avaliações qualitativas da resistência relativa do aterro ao longo da profundidade além de permitirem avaliar ao longo do tempo (em diferentes campanhas) a evolução do processo de degradação do lixo através da sua resistência e através de ensaios em amostras obtidas para realização de ensaios como, umidade, sólidos voláteis e pH, ensaios microbiológicos, entre outros.

A série de pontos de ensaio de um mesmo setor mostram resultados coerentes entre si, de acordo com os resultados obtidos por Espinace & Palma (1991), mesmo que

o aterro onde se realizam sondagens seja muito heterogêneo, o que indica que a massa se comporta como um todo homogênea, exceto naqueles setores em que se encontram resíduos de características distintas dos resíduos domiciliares.

2.5.4. Compactação dos Resíduos Sólidos Urbanos

A compactação representa um parâmetro que influencia na melhoria das propriedades dos resíduos. Dentre elas destacam-se: aumento do peso específico aparente seco, redução do índice de vazios da massa de lixo com aceleração dos recalques naturais do aterro, aumento da resistência, redução da permeabilidade, aumento da vida útil do aterro e o reaproveitamento da área.

O processo de compactação está relacionado com algumas propriedades dos resíduos como umidade e peso específico seco além de ser influenciado também por técnicas construtivas e operacionais como: tipo de equipamento, número de passadas do equipamento, espessura das camadas e orientação do plano de compactação (horizontal ou inclinado). A variação destes fatores acabam por transferir às camadas de RSU diferentes energias de compactação.

Marques *et al.* (2002), em ensaios de compactação “in situ” do lixo aterrado, encontraram resultados nas curvas de compactação diferentes dos resultados encontrados habitualmente em solos. A variação do peso específico seco com o teor de umidade dos resíduos novos, nas curvas de compactação, se ajustam a uma curva logarítmica, não estando de acordo com a curva proctor como é o caso de solo. Tais autores justificam a não constatação do aumento do peso específico seco para baixos valores de umidade ao “ramo seco da curva proctor dos solos”, ao não desenvolvimento do efeito de capilaridade e de pressões neutras negativas, assim como a inexistência do efeito de lubrificação das partículas sólidas, fatores que podem justificar densidades crescentes na curva de compactação tradicional de solos no seu ramo seco (Olson, 1963).

Marques *et al.* (2002) constataram que podem-se obter ganhos de até 100% no peso específico de resíduos compactados (em função do equipamento e técnica construtiva utilizada) comparando-se a valores de pesos específicos naturais em ensaios

realizados “in situ” com resíduos somente lançados e espalhados em um aterro experimental.

CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA

A metodologia desenvolvida neste trabalho encontra-se estruturada no fluxograma mostrado na Figura 3.1.

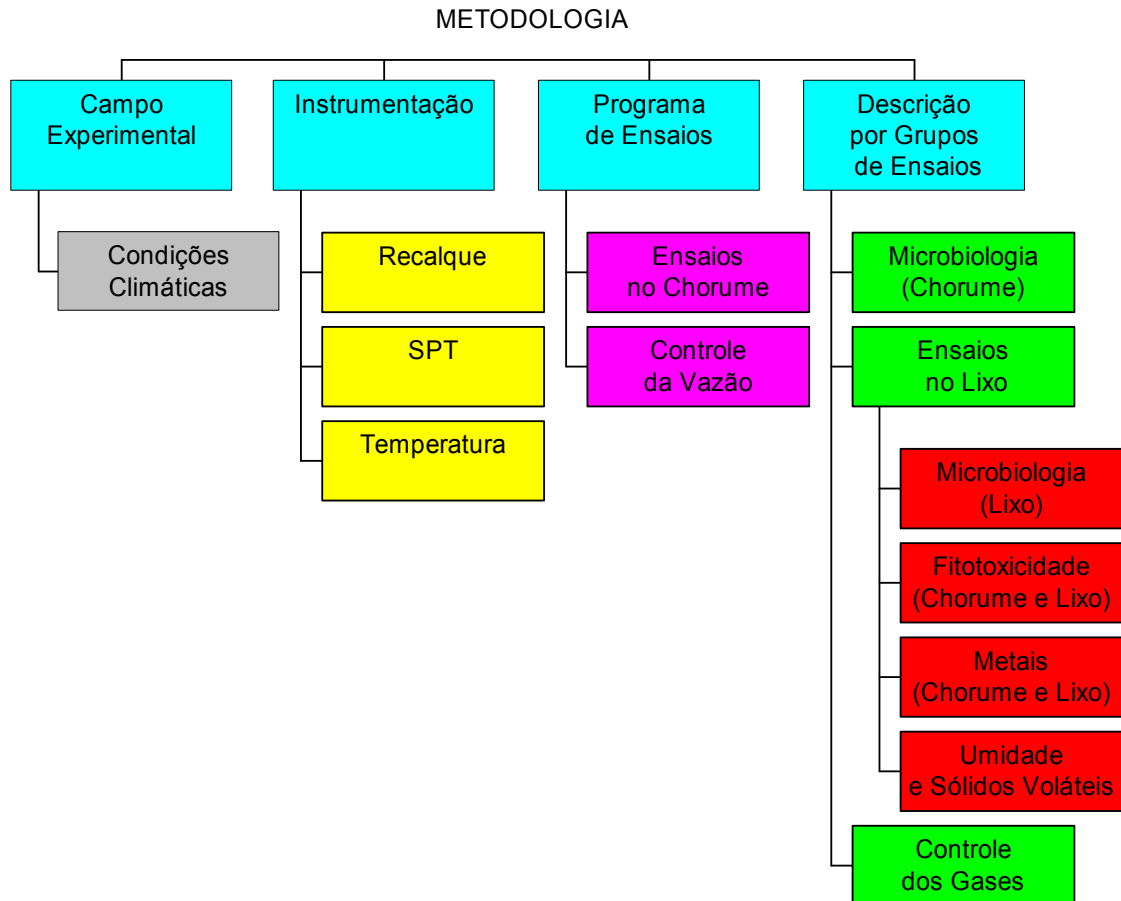


Figura 3.1. Fluxograma da Metodologia Desenvolvida

3.1. Campo Experimental para o Estudo: O Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca

Recife utilizou durante muito tempo, como a maioria das cidades brasileiras, o depósito a céu aberto como alternativa para disposição final dos resíduos sólidos gerados.

O Aterro da Muribeca, localizado na Região Metropolitana do Recife, representa o maior depósito de resíduos em operação do Estado de Pernambuco, recebendo em média 3.000 toneladas diárias de resíduos domésticos e industriais. De 1985 a 1994 simplesmente se colocava o lixo a céu aberto em diversos pontos do Aterro da

Muribeca. Em 1994 começou a recuperação do lixão com o objetivo de atingir a meta de Aterro Sanitário.

O Aterro possui uma área de 60 hectares e, desde 1985, funciona como depósito de resíduos. O processo de transformação da área em aterro sanitário consistiu, a princípio (Figura 3.2), na construção de Células (200mx200m), cuja espessura da camada de lixo variava de 20 a 30m, aproximadamente. A composição média dos resíduos na entrada do Aterro da Muribeca é de: 60% matéria orgânica, 15% papel, 8% plástico, 2% vidro, 2% metal e 13% outros (Jucá *et al.*, 1999).

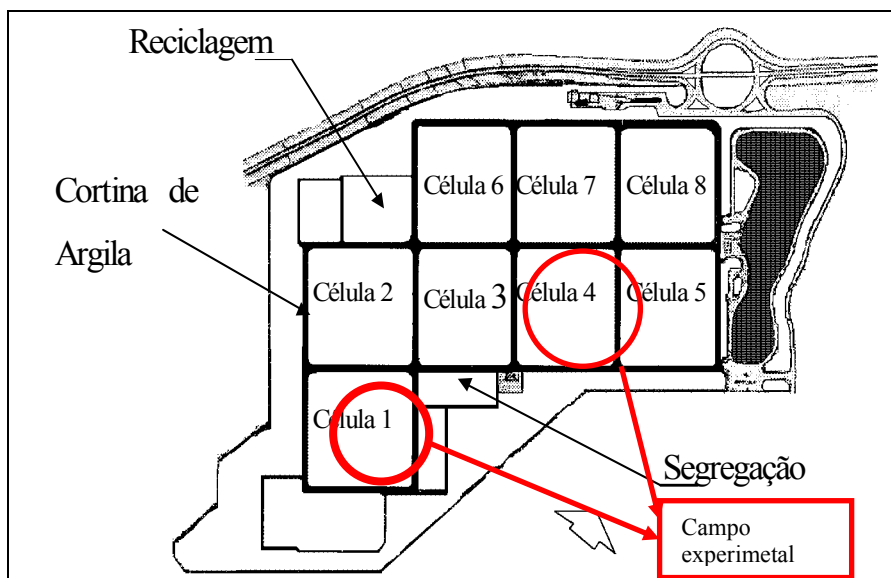


Figura 3.2. Vista das Células do Aterro da Muribeca (Projeto Inicial)

As Células foram instrumentadas para que houvesse o monitoramento de diversos parâmetros em profundidade (Jucá *et al.*, 2002). As Células mais antigas (1 e 2) possuem resíduos com idade de aproximadamente 18 anos; as Células 3 e 4 possuem resíduos de idades variadas, sendo a Célula 3 com características bastante semelhantes à da Célula 4 (idade de disposição e composição). A Célula 5 possui idade também semelhante à da Célula 4 e as Células 6, 7, 8 e 9 possuem idades mais recentes. Serão descritos posteriormente, de maneira detalhada, os períodos de disposição do lixo das Células 1 e 4, que são objeto de estudo neste trabalho. Estas duas Células representam uma amostragem de duas situações distintas no aterro, abordando aspectos extremos de idades das Células, profundidades de lixo, ensaios semelhantes realizados, entre outros.

Foram feitos estudos comparativos enfocando as duas condições distintas de idades das Células 1 e 4 para estabelecer correlações durante a evolução do processo degradativo dos resíduos depositados no Aterro da Muribeca.

A Célula 1 do aterro possui resíduos em quase sua totalidade com idade de 18 anos. O período de disposição de resíduos nesta Célula iniciou-se em 1985 e sua disposição teve seu término no mesmo ano. Entretanto, uma sobrealtura de lixo de 5m foi disposta em 1997 (Figura 3.3) em praticamente toda a extensão da Célula. A massa de lixo depositada na Célula 1 tem espessura média de 20m.

A Célula 4 é dividida em duas camadas distintas (Figura 3.4). A camada inicial de aterramento (profundidade 15m a 29m) tem idade de 16 anos (1987 a 2003). A camada superior (profundidades 0 a 15m) tem idades de 5 anos (1998 a 2003). A Célula 4 tem disposição de lixo em tempos distintos: em 1987 houve a disposição de lixo nesta Célula até uma altura de 14m e no mesmo ano encerrou-se a disposição de lixo nesta Célula. Em 1998 uma sobrealtura de 15m de lixo foi novamente colocada perfazendo uma altura total de até 29m de lixo. Vale salientar que esta foi a altura máxima encontrada nos perfis de soldagem realizados na Célula 4, porém encontraram-se espessuras variáveis ao longo desta Célula.

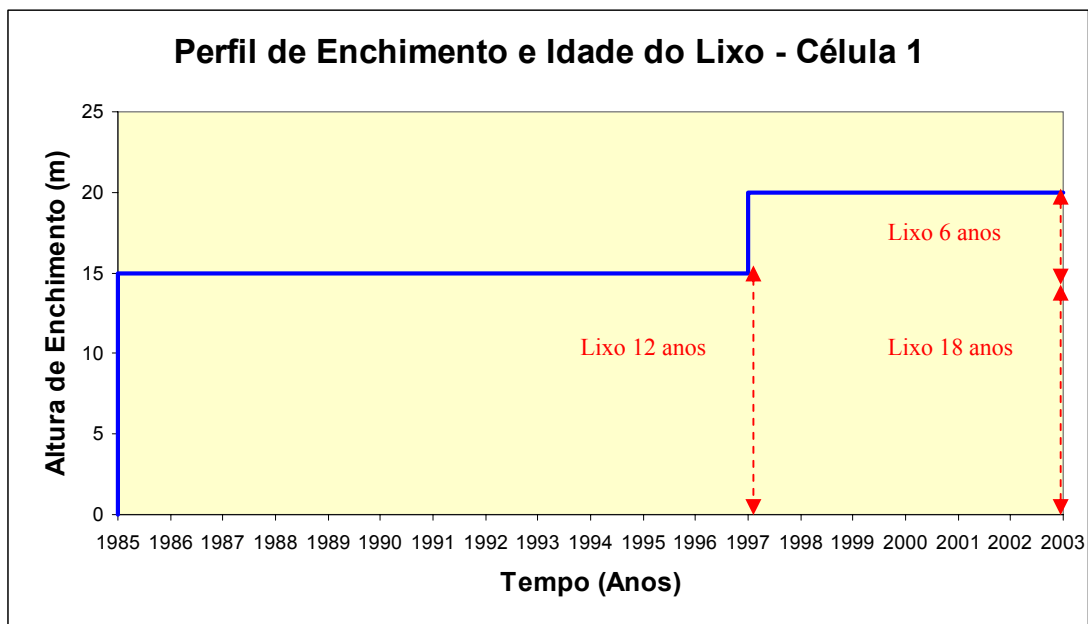


Figura 3.3. Perfil de Enchimento e Idade do Lixo – Célula 1

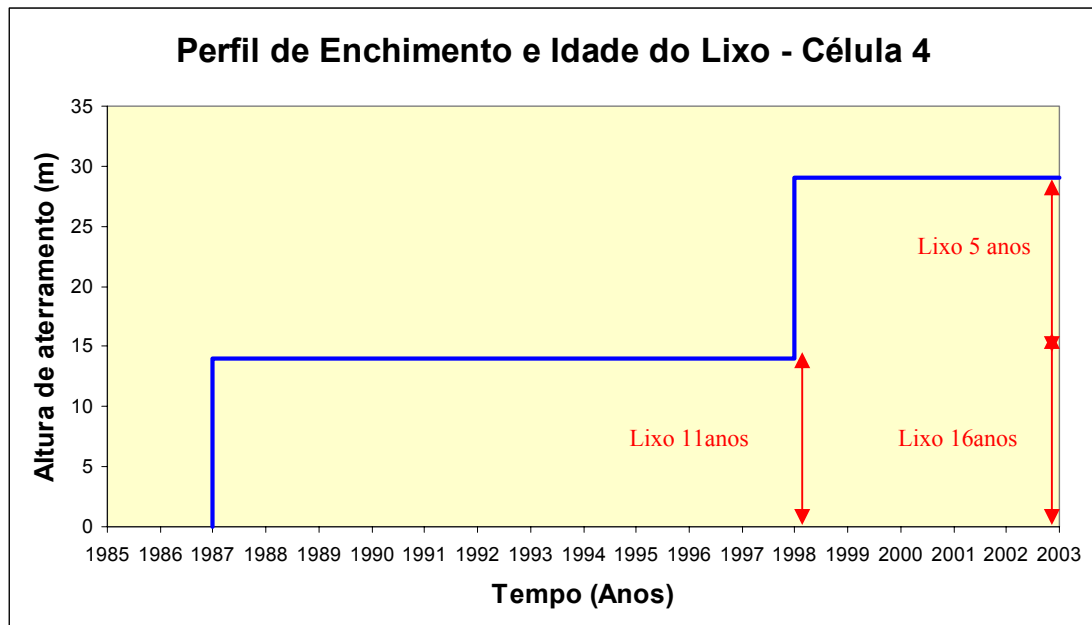


Figura 3.4. Perfil de Enchimento e Idade do Lixo – Célula 4

3.1.1. Condições Climáticas

O monitoramento das condições climáticas do Aterro de Muribeca foi realizado a partir de março de 1999 através da aquisição automática de dados meteorológicos na Estação (ELE MM950) do Aterro da Muribeca que está situada dentro do próprio Aterro, sendo um dos poucos aterros no mundo com este equipamento. Os dados são coletados com o auxílio de um “notebook”, que fornece dados como precipitação, direção e velocidade do vento, temperatura do ar e solo, pressão atmosférica e umidade relativa do ar (Foto 3.1).

A evaporação é medida em um tanque Classe A de formato circular, com um diâmetro de 121cm e profundidade de 25,5cm, construído de aço galvanizado e instalado sobre uma plataforma de madeira cuja superfície horizontal situa-se a 15cm. O tanque é preenchido com água até a altura de 20cm. No seu centro é colocado um poço tranquilizador (diâmetro interno de 10cm), construído de aço inoxidável, no qual é acoplada uma escala com parafuso micrométrico usado para medir a variação diária do nível da lâmina d’água no tanque. O uso do poço tranquilizador elimina a oscilação provocada pela ação do vento na superfície da lâmina d’água.



Foto 3.1. Estação Meteorológica do Aterro da Muribeca

Como a aquisição automática de dados é feita a cada hora, foi desenvolvido um programa computacional a fim de se obter dados de todos os parâmetros climáticos diários e mensais, sendo fornecidos valores mínimos, médios e máximos.

A Tabela 3.1 mostra um resumo explicativo sobre o monitoramento das condições climáticas feitas no Aterro da Muribeca.

Tabela 3.1. Monitoramento das condições climáticas no Aterro da Muribeca

	Condições Meteorológicas
Objetivo	Estudar a influência das condições climáticas no comportamento de aterros de RSU: geração e tratamento de percolado, taxa de produção e qualidade do chorume, propriedades físicas, químicas e biológicas do lixo, geração de gases, recalques e temperatura do lixo.
Parâmetro	Precipitação, direção e velocidade do vento, temperatura do ar e solo, pressão atmosférica, evaporação e umidade relativa do ar.
Método / Técnica / Norma	Aquisição Automática de dados
Equipamento	Estação (ELE MM950)
Frequência	Dados compilados a cada hora

3.2. Instrumentação das Células

Com o objetivo de se obter parâmetros para o estudo do comportamento do Aterro foi instalada instrumentação nas Células de lixo que envolveu:

- instalação de placas de recalque distribuídas ao longo da superfície de cada célula;

- instalação de medidores de recalque em profundidade (aranhas) na Célula 4;
- execução de furos de sondagem para obtenção do perfil de cada Célula, definindo, portanto, a espessura de lixo, bem como a obtenção de amostras sólidas (microbiologia, fitotoxicidade, sólidos voláteis, umidade e pH) ao longo da profundidade;
- instalação de piezômetros em furos de sondagem (Figura 3.5) para coleta de líquidos (parâmetros físico-químicos e microbiológicos) e medição do nível da manta líquida em cada Célula;
- instalação de termopares para medição da temperatura da massa sólida em diferentes profundidades em cada Célula. Esta instalação também foi feita em um furo de sondagem;
- locação de todos os pontos de monitoramento das Células (Figuras 3.6 a 3.9).

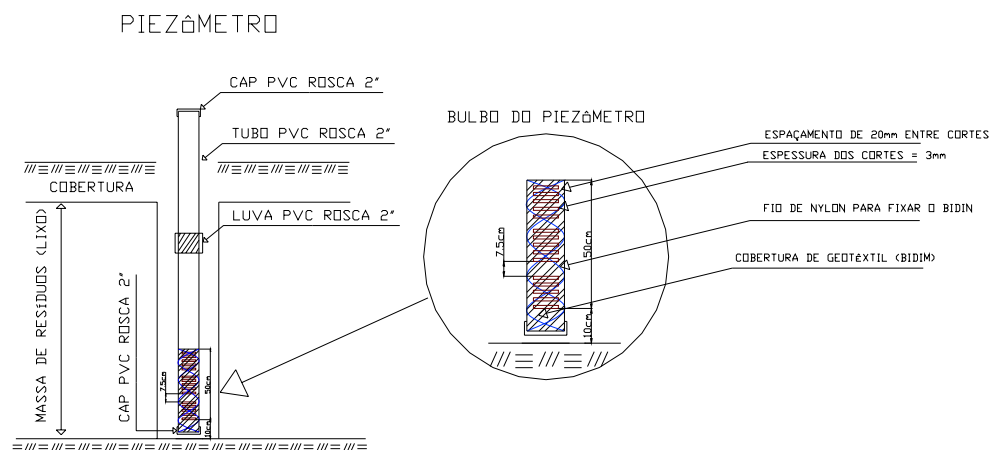


Figura 3.5. Desenho Esquemático do Piezômetro Instalado no Aterro da Muribeca

O Piezômetro tipo Casagrande para uso em células de lixo foi confeccionado em tubo PVC rígido para rosca de diâmetro nominal 2 polegadas, a fim de evitar o seu fechamento devido à elevada temperatura no interior da massa de lixo.

O tubo deve ser de seção constante com cortes laterais na extremidade inferior do tubo. Esses cortes laterais atingem 60% da circunferência do tubo e são colocados diametralmente opostos (30% em cada metade do tubo).

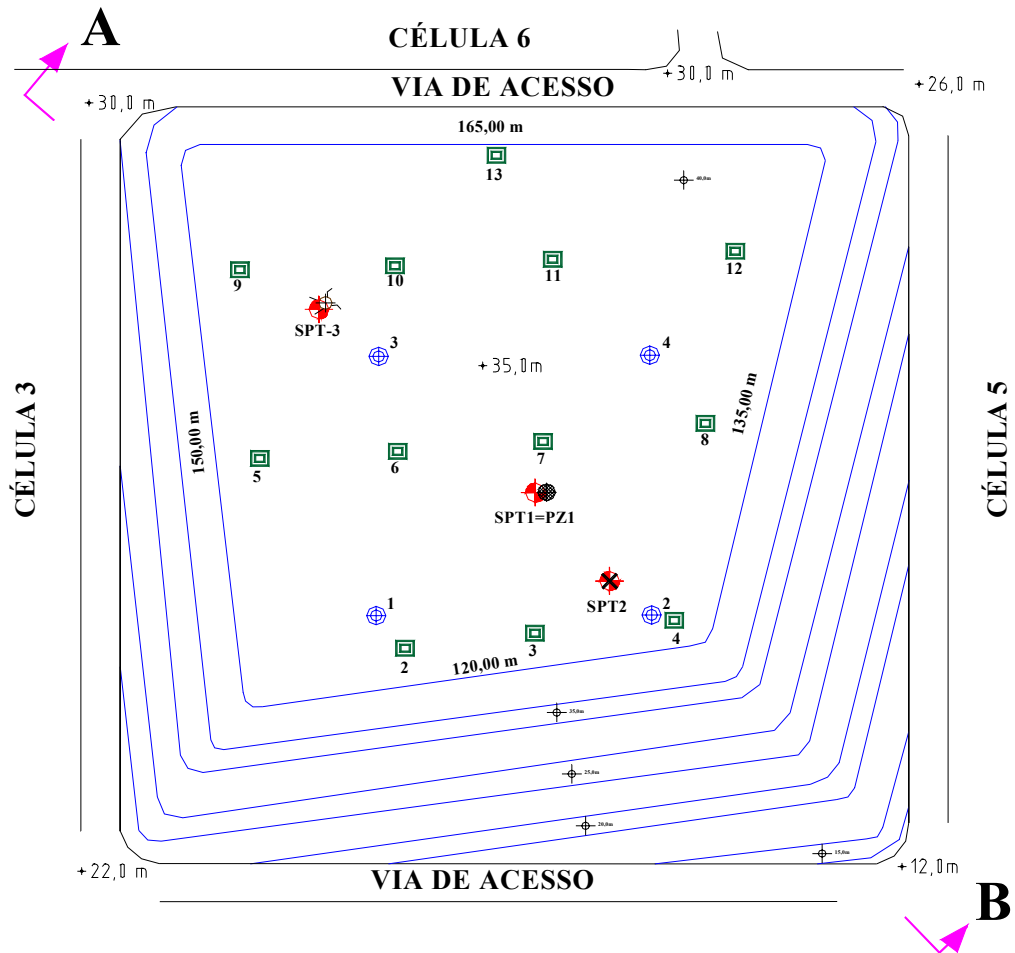
A Tabela 3.2 ilustra como foram instrumentadas as Células com os diversos parâmetros monitorados, os objetivos e equipamentos com as normas seguidas.

Tabela 3.2. Instrumentação das Células

Controle das Células	Sondagens (SPT)	Piezômetros	Termopares	Medidores de recalques em profundidade (Aranhas)	Placas de recalque
Objetivo	Obter o perfil de cada Célula: espessura de lixo. Obter amostras líquidas e sólidas em profundidade para realização de ensaios de umidade, sólidos voláteis, pH, fitotoxicidade, identificação e quantificação de microrganismos patogênicos, contagem de microrganismos aeróbios e anaeróbios, determinação de níveis de metais além de outros parâmetros físico-químicos. Medir a concentração de gás em profundidade. Instalar piezômetros Instalar termopares Locar pontos de monitoramento. Estimar a resistência (solo e lixo)	Medir nível de água e chorume, coleta de amostras líquidas em profundidade.	Medir a temperatura da massa de lixo em profundidade	Medir os níveis de recalques em diferentes camadas de lixo para avaliar o grau de decomposição dos resíduos ao longo da profundidade e do tempo.	Medir os recalques superficiais na massa de lixo
Parâmetro	Número de golpes / 30cm e coleta de amostras	Líquidos: água e chorume	Temperatura	Recalques em profundidade	Recalques superficiais
Método / Técnica / Norma	NBR 6484 / NBR 7250	Piezômetro de Casagrande: Dunnycliff (1988),	De acordo com <i>Labfacility LTD (1986). Temperature fensing with thermocouples and resistance termometers. A Practical Handbook.</i>	De acordo com padrões geotécnicos internacionalmente utilizados	De acordo com padrões geotécnicos internacionalmente utilizados
Equipamento	Sondagem tipo contínua a percussão com diâmetro do tubo de revestimento de 3"	Tubo PVC rígido para rosca de diâmetro nominal 2"	Termopar tipo K e Termômetro digital.	Torpedo, tubo guia, imã, chave magnética, sensor (leitura através de um sinal sonoro).	Placas metálicas (0,60m x 0,60m) e haste (0,50m)
Frequência	Anual	Leituras Mensais	Leituras Mensais	Leituras Mensais	Leituras Mensais

As Figuras 3.6 a 3.9 e apresentam toda instrumentação das Células 1 e 4 no Aterro da Muribeca (Plantas e Perfis). Os condicionantes utilizados para a locação dos pontos de sondagens bem como os piezômetros e placas de recalques foram:

ATERRO DA MURIBECA CÉLULA 4 (PLANTA)



LEGENDA:

✕ TERMOPARES

⊕ PIEZÔMETRO

★ SONDAGEM À PERCUSSÃO

■ PLACA DE RECALQUE

⊕ POÇO DE GÁS

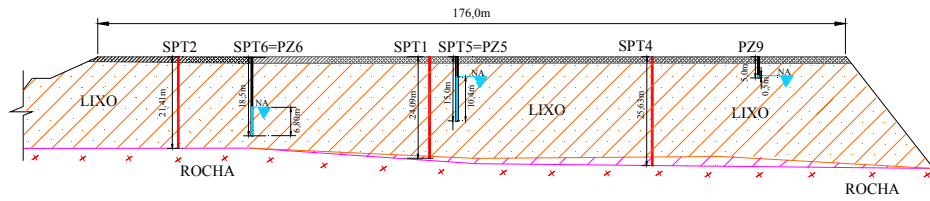
⊕ MEDIDOR DE RECALQUES EM PROF. (ARANHAS)

0 50m

Desenhista: EVERALDO PAULO

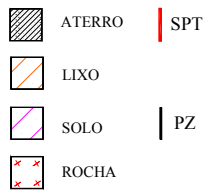
Figura 3.7. Planta da Célula 4 do Aterro da Muribeca

PERFIL CÉLULA 1



CORTE AB

LEGENDA

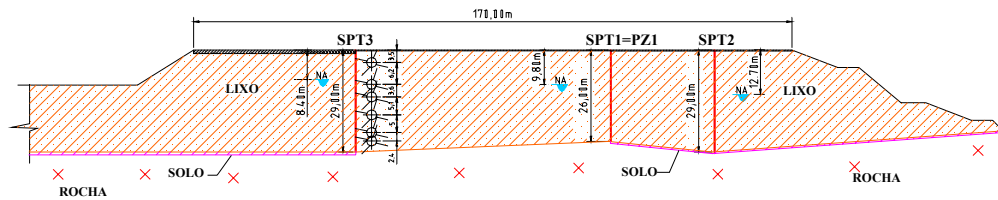


0 50m

Desenho: Everaldo Paulo

Figura 3.8. Perfil da Célula 1 do Aterro da Muribeca

PERFIL CÉLULA 4



CORTE AB

LEGENDA:



0 50m



MEDIDOR DE RECALQUES EM PROF. (ARANHAS)

Desenhista: EVERALDO PAULO

Figura 3.9. Perfil da Célula 4 do Aterro da Muribeca

3.2.1. Ensaios SPT

A metodologia utilizada nestes ensaios sofreram algumas alterações no que diz respeito às normas de sondagens convencionais (NBR-8036, NBR-6484, NBR-6502). As sondagens foram do tipo contínua à percussão, sem lavagem e com o auxílio de um revestimento de 6,35cm (2 1/2") de diâmetro interno. Para a caracterização dos materiais das diversas camadas, procedeu-se à extração das amostras com amostrador padrão de 3,40cm (1 3/8") de diâmetro interno, 5,08cm (2") de diâmetro externo e 78,117cm (30 3/4") de comprimento total. O ensaio foi iniciado já na superfície do aterro (cobertura), havendo retirada de amostras a cada 0,5m para realização de ensaios em laboratório, obtendo-se perfis de umidade e de sólidos voláteis a cada metro de profundidade, além da obtenção de amostras sólidas e líquidas para realização de outros ensaios físico-químicos e microbiológicos.

As amostras sólidas coletadas foram armazenadas em sacos plásticos vedados e etiquetados com as seguintes anotações: profundidade, número do furo de sondagem, número da Célula, número da amostra e data da coleta. Durante o ensaio estas amostras foram conservadas dentro de um isopor com gelo até que as amostras chegassem ao laboratório. As amostras líquidas coletadas foram armazenadas em bambonas plásticas (análises físico-químicas - incluindo determinações de metais), recipientes de vidro com dispositivos adequados para coleta de anaeróbios (análises microbiológicas), sendo devidamente etiquetadas com as seguintes anotações: profundidade, número do furo de sondagem, número da amostra, número da Célula, data da coleta e as condições climáticas do dia do ensaio.

3.2.2. Controle dos Recalques do Aterro

No caso do Aterro da Muribeca, para as Células 1 e 4 foram instaladas 10 placas de recalques, para efeito de medição dos recalques superficiais. As placas de recalques têm dimensões 0,60m x 0,60m e uma haste de 0,50m. As placas foram colocadas diretamente sobre a camada de lixo e em seguida coberta com solo (Foto 3.2). Durante o período de medição dos recalques superficiais foram feitas leituras semanais utilizando-se equipamento de topografia, tomando-se como base o topo das hastes metálicas nas

placas de recalque e um ponto fixo de referência onde foi posicionada a mira a cada leitura. Desta forma, a cada nova leitura, o nível atual dos topos das hastes foi comparado com os níveis iniciais, sendo que a diferença entre suas cotas correspondia aos recalques ocorridos.

Os recalques em profundidade foram medidos na Célula 4, através de medidores magnéticos, (6 aranhas), instalados através de um furo de sondagem tipo contínua a percussão com diâmetro do tubo de revestimento de 3''. Os medidores de recalques profundos (Foto 3.3) são destinados a determinar as deformações verticais em vários pontos pré-estabelecidos ao longo da profundidade. As aranhas são providas de anel de imã permanente, com orifício central destinado à passagem de tubo guia de PVC. A leitura é realizada introduzindo-se um torpedo dentro do tubo guia, cuja passagem pelo imã aciona uma chave magnética no sensor, possibilitando uma indicação da leitura através de um sinal sonoro. Os recalques são obtidos através da comparação direta das distâncias entre o anel de referência e as aranhas, ao longo do tempo. Durante a instalação das aranhas, devido a problemas operacionais, o anel de referência foi perdido e a aranha mais profunda (localizada na camada de solo de base) foi tomada como referência para as leituras dos deslocamentos das aranhas. As leituras foram feitas mensalmente.

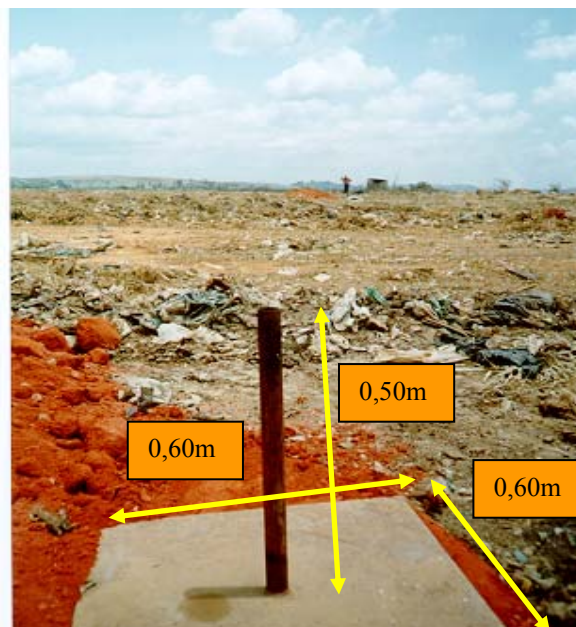


Foto 3.2. Placa de recalque



Foto 3.3. Medidor de recalque em profundidade (aranhas)

3.2.3. Temperatura

Para o acompanhamento das temperaturas existentes no interior da massa de lixo (Células 1 e 4) foram instalados Termopares tipo k em diferentes profundidades e foram feitas leituras mensais com o uso de Termômetro digital (Foto 3.4).

A instalação dos termopares foi feita após a realização de furos de sondagem SPT nas Células. Os termopares foram confeccionados com as profundidades de medição das temperaturas pré-definidas e instalados no próprio furo de sondagem.



Foto 3.4. Medidor de temperatura (termopar)

3.3. Programa de Ensaaios

Os ensaios realizados no Aterro da Muribeca para obtenção dos dados das Células de lixo foram desenvolvidos segundo normas pré – estabelecidas que melhor se adaptavam as condições técnicas e econômicas locais.

As metodologias empregadas buscaram aproximar os resultados obtidos às condições reais de campo, já que um aterro é bastante complexo e precisa de resultados confiáveis para possível extrapolação dos resultados.

Foram realizados ensaios de campo e laboratório nas Células 1 e 4. Os ensaios de campo foram desenvolvidos em escala real e os ensaios de laboratório foram planejados na tentativa de reproduzir as condições de campo. Estes ensaios envolveram análises físicas, químicas e microbiológicas.

3.3.1. Ensaaios no Chorume das Células

O chorume produzido a partir do aterramento de lixo é resultado da interação entre a água percolada por dentro da massa, líquidos pré-existentes no seu interior e uma série de elementos dissolvidos dos vários componentes existentes na massa. Desta maneira, a quantidade de elementos contaminantes existentes no chorume pode variar significativamente, dependendo de vários fatores como: tipo de lixo aterrado, tempo de aterramento, condições climáticas, temperatura etc. Com base nestes conceitos, desenvolveram-se análises de parâmetros físico-químicos e microbiológicos do chorume.

As análises físico-químicas foram realizadas pelo Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade, no Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco. As determinações dos teores de metais foram realizadas pelo Laboratório de Minerais Solos e Água do Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco e Laboratório de Geoquímica do Departamento de Geologia da Universidade Federal de Pernambuco. As análises microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Genética de Microorganismos do Departamento de

Antibióticos da Universidade Federal de Pernambuco. Os ensaios microbiológicos foram desenvolvidos por Melo (2003), em trabalho conjunto com essa pesquisa.

Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos monitorados, os objetivos, equipamentos, métodos, técnicas ou normas bem como a frequência de amostragem estão descritas no Tabela 3.3.

Tabela 3.3. Parâmetros físico-químicos e microbiológicos de líquidos

Controle das Células	Parâmetros físicos-químicos	Parâmetros Microbiológicos
Objetivo	Verificar a concentração dos elementos nos líquidos percolados ao longo do tempo e profundidade	Verificar a concentração dos elementos nos líquidos percolados ao longo do tempo e profundidade
	Acompanhar a evolução do processo de biodegradação dos resíduos em profundidade e com o tempo.	Acompanhar a evolução do processo de biodegradação dos resíduos em profundidade e ao longo do tempo através da quantificação e identificação de microrganismos patógenos.
		Avaliar os riscos ao meio ambiente e a saúde pública caso haja uma possível abertura de célula. Esta avaliação é feita através do Número Mais Provável (NMP) de patógenos.
Parâmetro	pH, DBO, DQO, alcalinidade total, cloretos, sólidos voláteis, sólidos totais voláteis, Cálcio, Magnésio, Potássio, Amônio, Nitrito e Nitrato. Metais: alumínio, cobalto, ferro, cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, níquel, zinco e mercúrio.	Coliformes totais e fecais, <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Streptococcus faecalis</i> , <i>Staphylococcus aureus</i> , <i>Clostridium perfringens</i> , aeróbios e anaeróbios totais.
Método / Técnica / Norma	Técnica de coleta e conservação: CETESB, 1986. Análises: <i>APHA, 1992 (Standard Methods for the Analyses of Water and Wastewaters)</i> ; Portaria nº 829, de 15 de Fevereiro de 2001 do Diário Oficial nº 35-E; Resolução Número 20 do CONAMA de 1986.	Técnica de coleta e conservação: CETESB, 1986. Análises: quantitativa e qualitativa de microrganismos de acordo com a Portaria nº 829, de 15 de Fevereiro de 2001 do Diário Oficial nº 35-E; Resolução Número 20 do CONAMA de 1986.
Equipamento	Coletor de líquidos tipo caneca; Induced Compd Plasma / Atomic Emission Spectroscopy (ICP/AES); Condutivímetro; Potenciômetro; Oriba; Equipamentos utilizadas no Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade, no Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco	Coletor de amostras de líquidos anaeróbios (Brito, A.R.. 1999); Equipamentos utilizados no Laboratório de Análises de Minerais, Solos e Água do Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco e Laboratório de Genética de Microrganismos, Departamento de Antibióticos da Universidade Federal de Pernambuco.
Frequência	Mensal	Mensal

A Tabela 3.4 mostra as profundidades das amostras de chorume obtidas nas Células 1 e 4.

Tabela 3.4. Profundidade das amostras de chorume coletadas nas Células 1 e 4

Célula 1				Célula 4		
Pz9 (1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001)	Pz5 (1999: março, maio, junho, agosto, setembro) (maio 2000)	Pz6 (1999: março, maio, junho, agosto, setembro) (maio 2000)	SP7 (julho 2001)	Pz1 (C4) (julho 1999) (2000: maio, agosto) (2001: janeiro, março, abril, maio)	SP1A (dezembro 2001)	SP1B (janeiro 2002)
5m	-	-	5m	-	3,73m	3,5m
-	-	-	10m	10m	10m	10m
-	15m	-	14m	-	14,17m	14m
-	-	18m	-	-	-	18m
-	-	-	-	-	-	20,38m
-	-	-	-	-	-	23,10m

3.3.2. Controle da Vazão do Percolado

A água que se infiltra no aterro é um elemento constituinte na formação do chorume, porém, mesmo que não haja percolação de líquidos no interior da massa de lixo, um pequeno volume de líquidos contaminados é sempre esperado por processos de reação química e biológica. A quantidade de chorume aumenta com um volume maior de água percolante, porém esse maior volume também dilui os contaminantes do chorume (Bagchi, 1990; Batstone, 1989).

Os dados climáticos e de balanço hídrico são fundamentais para determinar o comportamento da vazão de chorume lixiviado, nas diferentes épocas do ano. A determinação da vazão do percolado no Aterro da Muribeca foi feita através da medição da velocidade de fluxo utilizando-se uma seção geométrica conhecida e um equipamento de última geração, SENSE – RC2. A medição automática direta foi feita em alguns pontos do Aterro, onde se concentra todo o chorume proveniente das Células de lixo. A carga de contaminante do chorume lixiviado é lançada na estação de tratamento de chorume e posteriormente segue para o Rio Jaboatão, localizado na área circunvizinha ao Aterro.

3.4. Descrição das Metodologias Utilizadas por Grupos de Ensaios

3.4.1. Ensaios Microbiológicos (Chorume)

As amostras foram coletadas da Célula 1 e Célula 4 em diferentes profundidades e ao longo do tempo. A coleta de líquidos foi realizada durante a execução de furos de sondagem SPT utilizando-se um coletor de amostras anaeróbias a vácuo, equipamento confeccionado no laboratório de Solos e Instrumentação da UFPE (Brito, 1999). As amostras líquidas foram coletadas e encaminhadas ao laboratório para realização dos ensaios. Como após a execução dos furos de sondagem foram instalados piezômetros, as coletas posteriores de chorume se deram a partir destes piezômetros instalados.

A descrição dos ensaios para a determinação dos microrganismos pesquisados foram descritos de acordo com Sanchez (1999). A metodologia detalhada dos ensaios microbiológicos foi descrita por Melo (2003) e encontra-se em Anexo.

O chorume foi filtrado em papel Whatman e submetidos a diluições sucessivas. As diferentes diluições foram inoculadas em meios diversos de culturas para escolha de melhor diluição e quantificação dos microrganismos patogênicos pela técnica dos tubos múltiplos.

Nas Células 1 e 4, para determinação de Coliformes fecais e totais, *Streptococcus faecalis*, *Staphylococcus aureus*, *Clostridium perfringens* e *Pseudomonas aeruginosa* utilizou-se o método do número de bactérias em uma amostra, ou o método do Número Mais Provável (NMP). O método utiliza tubos múltiplos, sendo expressa a densidade (turbidez), ou seja, o Número Mais Provável (NMP) em 100ml de meio. A determinação do NMP de microrganismos em uma dada amostra é efetuada a partir da aplicação da técnica de tubos múltiplos. Essa técnica baseia-se no princípio de que as bactérias presentes em uma amostra podem ser separadas uma das outras por agitação, resultando uma suspensão de células bacterianas individuais uniformemente distribuída na amostra original. A técnica consiste na inoculação de volumes decrescentes da amostra, em meio de cultura adequado ao crescimento dos microrganismos pesquisados, sendo cada volume inoculado em uma série de tubos. Através de diluições sucessivas da amostra são obtidos inóculos cuja semeadura fornece resultados negativos em pelo

menos um tubo da série em que estes foram inoculados e a combinação de resultados negativos e positivos permite a obtenção de uma estimativa da densidade original das bactérias pesquisadas (NMP) através da aplicação de cálculos de probabilidade (Sanchez, 1999).

O método do NMP é muito utilizado com certo tipo de microrganismo que não é capaz de crescer em meio sólido para a determinação de seu número (como as bactérias quimioautotróficas nitrificantes). Quando os microrganismos a serem identificados devem crescer em meio líquido diferencial, o método do NMP pode também ser utilizado. O método do NMP fornece uma estimativa de 95% de probabilidade (Tortora, 2000).

Para a Célula 1 foi utilizado a técnica dos tubos múltiplos a partir da diluição de 10^{-4} , uma vez que, nesta diluição houve um crescimento de microrganismos satisfatório para a contagem. Inicialmente realizaram-se, para as amostras coletadas no Aterro da Muribeca, diluições sucessivas no intervalo de 10^{-1} a 10^{-6} em água destilada. Destas diluições foram realizados testes em meio presuntivo a fim de selecionar qual a sequência de diluição a ser utilizada na técnica de tubos múltiplos. A diluição selecionada (10^{-4}) foi adicionada em três séries de 5 tubos. Cada tubo da primeira série de cinco tubos recebem 10 ml de amostra de inóculo. Cada tubo da segunda série de tubos recebem 1ml de amostra, e do terceiro grupo, 0,1ml cada. Em seguida, foram verificados os tubos nos quais cresceram os microrganismos e então calculado o NMP (Figura 3.10).

Já para a Célula 4 a diluição escolhida foi a de 10^{-1} , pois foi a melhor que representava um bom crescimento de microrganismos. Para essa Célula foram utilizados três séries de três tubos. Esta diferença de números de tubos em relação aos testes realizados na Célula 1 foi devido ao número de amostras na Célula 4 serem muito maiores e o número de patógenos a serem avaliados serem, também, maiores. Assim, lançou-se mão da série de três tubos, pois, de outro modo, inviabilizaria os ensaios em curto espaço de tempo, disponibilizando muito pessoal o que tornariam os ensaios onerosos. Deve-se salientar que os meios utilizados para o crescimento de microrganismos têm um tempo de viabilidade, não superior a sete dias, o que, também, foi ponderado na escolha de ensaios de séries de três tubos.

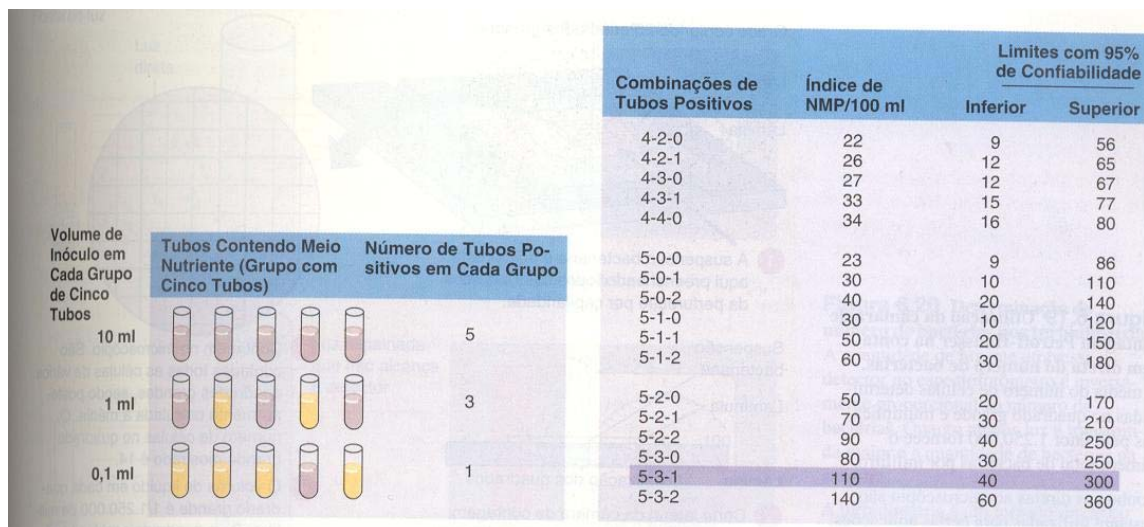


Figura 3.10. Ensaio NMP (Tubos Múltiplos) e Tabela de Conversão de Resultados

Os ensaios para a determinação dos microrganismos pesquisados foram descritos de acordo com Sanchez (1999).

3.4.2. Ensaios nas Amostras Sólidas (Lixo)

Os parâmetros dos resíduos sólidos monitorados, os objetivos, equipamentos, métodos, técnicas ou normas bem como a frequência de amostragem estão descritas no Tabela 3.5.

Tabela 3.5. Parâmetros dos resíduos sólidos monitorados

Controle das Células	Metais	Parâmetros Microbiológicos	Recalque	Temperatura	Umidade	Sólidos Voláteis	PH
Método / Técnica / Norma	De acordo com: Técnica de coleta e conservação: CETESB, 1986. Análises: APHA, 1992 (<i>Standard Methods for the Analyses of Water and Wastewaters</i>); Portaria nº 829, de 15 de fevereiro de 2001 do Diário Oficial nº 35-E; Resolução Número 20 do CONAMA de 1986.	Segundo :Técnica de coleta e conservação: CETESB, 1986. Análises: quantitativa e qualitativa de microrganismos de acordo com a Portaria nº 829, de 15 de fevereiro de 2001 do Diário Oficial nº 35-E; Resolução Número 20 do CONAMA de 1986.	De acordo com padrões geotécnicos internacionalmente utilizados	De acordo com <i>Labfacility LTD (1986). Temperature fensing with termocaples and resistance termômetros. A Pratical Handbook.</i>	De acordo com WHO (1979)	Segundo WHO (1979)	Conforme WHO (1979)
Equipamento	Coletor de líquidos tipo caneca; Espectrofotômetro de absorção atômica. <i>Induced Compled Plasma / Atomic Emission Spectroscopy</i> (ICP/AES)	Amostrador padrão do SPT: NBR 6484 / NBR 7250; Equipamentos utilizados pelo Laboratório de Genética de Microrganismos, Departamento de Antibióticos da Universidade Federal de Pernambuco.	Superficiais: Placas metálicas (0,60m x 0,60m) e haste (0,50m) Em profundidade : Torpedo, tubo guia, imã, chave magnética, sensor (leitura através de um sinal sonoro).	Termopar tipo k e Termômetro digital.	Estufa	Estufa e Mufla	Potenciômetro
Frequência	Anual	Anual	Mensal	Mensal	Anual	Anual	Anual

3.4.2.1. Ensaio Microbiológico (Lixo)

As amostras sólidas foram diluídas na proporção de 10% (peso/volume) seguido de diluições sucessivas. Este procedimento foi utilizado a fim de viabilizar a realização dos ensaios com amostras sólidas.

A metodologia aplicada foi a mesma utilizada para as amostras líquidas descritas no item 3.4.1

3.4.2.2. Fitotoxicidade (Chorume e Lixo)

Os ensaios de fitotoxicidade foram desenvolvidos por Melo (2003), em trabalho conjunto com essa pesquisa e a metodologia utilizada será descrita a seguir.

A Tabela 3.6 mostra o resumo dos objetivos, a técnica e os parâmetros utilizados nos ensaios de fitotoxicidade.

Tabela 3.6. Ensaio de Fitotoxicidade: Líquidos e Resíduos Sólidos

Controle das Células	Líquidos	Resíduos Sólidos
Objetivo	Verificar o grau de toxicidade do chorume em profundidade	Verificar o grau de toxicidade do resíduo sólido em profundidade
	Avaliar os riscos ao meio ambiente e a saúde pública caso haja uma possível abertura de célula	Avaliar os riscos ao meio ambiente e a saúde pública caso haja uma possível abertura de célula.
	Acompanhar a evolução do processo de biodegradação dos resíduos em profundidade.	Acompanhar a evolução do processo de biodegradação dos resíduos em profundidade.
Parâmetro	Germinação e comprimento da raiz de repolho (<i>Brassica oleraceae</i>)	Germinação e comprimento da raiz de tomate (<i>Lycopersum lycopersum</i>)
Método / Técnica / Norma	De acordo com os procedimentos usados por Tiquia <i>et al</i> (1996)	De acordo com os procedimentos usados por Tiquia <i>et al.</i> (1996)
Equipamento	Estufa B.O.D	Estufa B.O.D
Freqüência	Anual	Anual

Os procedimentos dos ensaios de fitotoxicidade foram realizados de acordo com Tiquia *et al.*(1996). Os ensaios de fitotoxicidade foram realizados com as amostras retiradas em cada profundidade (Tabela 3.7). Cada amostra foi realizada em triplicata (placas de Petri), juntamente com as placas-controle, que foram utilizadas para referência em relação às outras placas. Utilizou-se essas placas-controle após serem

realizados os ensaios com um grupo de amostras. Fez-se uso sempre de 3 placas-controle, independentes do número de amostras feitas no dia de ensaio.

Tabela 3.7. Amostras coletadas para os ensaios de Fitotoxicidade

Célula 1	Célula 4	
SP7 (julho 2001)	SP1A (dezembro 2001)	SP1B (janeiro 2002)
5m	3,73m	3,5m
10m	10m	10m
14m	14,17m	14m
-	-	18m
-	-	20,38m
-	-	23,10m

Para os ensaios de fitotoxicidade o procedimento utilizado na diluição das amostras para a realização dos ensaios consistiu em diluir as amostras dos resíduos sólidos em 1/10 e 1/100. Já nas amostras de chorume, utilizou-se o líquido concentrado e as diluições de 1/10 e 1/100. Antes de serem utilizadas nas placas de Petri as amostras foram filtradas em papel filtro próprio para essa finalidade.

Na Célula 1 foram utilizadas sementes de repolho (*Brassica oleraceae*) e tomate (*Lycopersicum lycopersicum*) para o bioensaio. Em cada placa foram semeadas 20 sementes e adicionados 10ml das amostras preparadas de resíduos sólidos e chorume. No caso dos resíduos as amostras tiveram diluições de 10^{-1} e 10^{-2} , enquanto para o chorume foi realizado ensaio com chorume concentrado e nas diluições de 10^{-1} e 10^{-2} em triplicatas sobre papel filtro (duplo) acondicionado em placas (Foto 3.5). Foram utilizadas placas-controle para cada grupo de amostras feita em um dia. As placas-controle foram feitas em triplicatas contendo água destilada. Todas as placas foram incubadas em B.O.D. a 22°C, durante 5 dias. Ao final deste período as sementes germinadas foram contadas, bem como medido o comprimento das raízes, determinando-se, assim, o índice de germinação (IG). Os valores computados foram obtidos em relação às placas-controle.



Foto 3.5. Ensaio de fitotoxicidade: sementes germinadas e comprimento de raiz repolho

Para a Célula 4 a metodologia aplicada foi a mesma, porém a semente utilizada foi apenas a de repolho para a realização dos ensaios.

Na determinação dos parâmetros a serem analisados para os testes de fitotoxicidade em ambas as Células foram aplicados as Equações (3.1), (3.2) e (3.3) utilizadas por Tíquia *et al.*(1996):

Germinação Relativa da Semente (GRS):

$$GRS (\%) = \frac{\text{número de sementes germinadas}}{\text{número de sementes germinadas no controle}} \times 100 \quad \text{Eq.(3.1)}$$

Crescimento Relativo da Raiz (CRR):

$$CRR (\%) = \frac{\text{média de comprimento da raiz}}{\text{média da raiz do controle} \sqrt{\text{crescimento da raiz do controle}}} \times 100 \quad \text{Eq.(3.2)}$$

Índice de Germinação (IG):

$$IG (\%) = \frac{(\% \text{ germinação de sementes}) \times (\% \text{ crescimento da raiz})}{100\%} \quad \text{Eq.(3.3)}$$

3.4.2.3. Metais (Chorume e Lixo)

A determinação de metais foi realizada para amostras de chorume coletadas na Célula 1 e para amostras de chorume e lixo coletadas na Célula 4, de acordo com APHA/AWWA/WEF (1992) – *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Segundo Lima *et al.* (2002), as amostras foram preservadas com HNO₃ e digerido seguindo o método 3030 do *Standard Methods for the Analyses of Water and Wastewaters* e analisado por ICP/AES (Induced Coupled Plasma / Atomic Emission Spectroscopy).

As soluções então obtidas foram analisadas para a determinação dos metais traços (Ag, Al, As, Ba, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn) usando um modelo ICP/AES (TJA, model IRIS/AP – Sistema óptico com detector no estado sólido/Axial Plasma: (plasma horizontal), com os seguintes parâmetros operacionais: nebulizador concêntrico tipo Burgener; nebulizador de pressão, 32 psi; fluxo de argônio para resfriamento, 14l/min⁻¹; fluxo de argônio auxiliar, 1,5 l/min⁻¹; potência para ascender o plasma, 1150kW; sistema óptico, tipo Echelle.

As análises quantitativas da curva de calibração foram obtidas usando soluções de elementos simples contendo 1000mg /l de Ag, Al, As, Ba, Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn..

3.4.2.4. Ensaio de Umidade e Sólidos Voláteis

Coleta e Preservação das Amostras de lixo

As amostras foram coletadas nas Células 1 e 4 com a utilização de furos de sondagem (SPT) em diferentes profundidades. As amostras obtidas foram depositadas em uma lona e quarteadas até uma quantidade representativa. O objetivo do quartamento foi obter amostras mais homogêneas. Para as amostras que não foram submetidas aos ensaios imediatamente após a coleta, estas foram acondicionadas em sacos plásticos de polietileno e submetidos a uma temperatura de 4°C por 48h para que não houvesse perda de umidade. Tal procedimento foi de acordo com NBR 10007 - Amostragem de Resíduos Sólidos (1987).

3.4.2.4.1. Ensaio de Umidade

Para determinar o teor de umidade foi seguida a norma NBR 6457 - Preparação para Ensaios de Caracterização (1986).

O ensaio consiste em pesar 500g de amostra de lixo numa cápsula metálica descontando o peso da cápsula. Em seguida a amostra é acondicionada numa estufa com temperatura entre 60°C e 65°C. O tempo de permanência das amostras dependerá da constância no peso de sua massa, podendo necessitar de um intervalo de tempo de secagem maior que 24 horas. Após este processo, as amostras devem ser resfriadas a temperatura ambiente no dessecador para não haver alteração no seu peso. Logo em seguida, pesa-se a amostra em uma balança analítica. Este ensaio foi realizado em triplicatas. O teor de umidade é dado pela Equação 3.4 e foi calculado sob a base seca de acordo com Lima *et al.* (2002).

$$\%WR = \frac{\text{peso inicial} - \text{peso final}}{\text{peso final}} \times 100 \quad \text{Eq. (3.4)}$$

3.4.2.4.2. Ensaio de Sólidos Voláteis

O ensaio do teor de sólidos voláteis foi realizado segundo WHO (1979). O ensaio consistiu em acondicionar uma quantidade representativa de amostra na estufa a uma temperatura entre 60°C e 65°C, em um cadinho de porcelana. Posteriormente o conjunto, cadinho mais amostra, foi pesado. Após este procedimento levou-se à mufla a uma temperatura de 550°C por, no mínimo, 2 horas. Passado este tempo, a amostra foi resfriada num dessecador e pesada numa balança analítica sendo descontado o peso do cadinho. O teor de sólidos voláteis é dado pela equação 3.5.

$$\%S.V. = \frac{\text{peso inicial} - \text{peso final}}{\text{peso inicial}} \times 100 \quad \text{Eq. (3.5)}$$

3.4.3. Controle dos Gases das Células

O conhecimento do estágio de decomposição dos resíduos confinados, assim como a avaliação do processo de impermeabilização e tratamento da massa de lixo, pode ser feito através do monitoramento da concentração de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e oxigênio (O₂) presentes nos tubos de inspeção, bem como da análise de ensaios experimentais para determinação do fluxo de gás pela camada de cobertura do aterro. A Figura 3.11 indica uma representação esquemática das técnicas adotadas para o monitoramento de gases no Aterro da Muribeca (Maciel & Jucá, 2000).

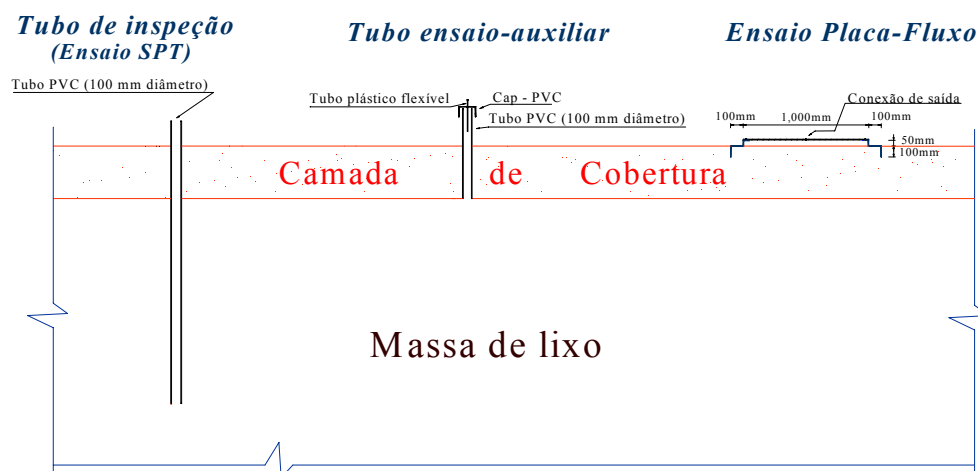


Figura 3.11. Esquema dos ensaios de campo realizados no Aterro da Muribeca (Maciel & Jucá, 2000)

As concentrações dos gases emitidos para a atmosfera no aterro foram medidas por um equipamento de fabricação inglesa denominado de LFG-20 da ADC (The Analytical Development CO. LTD.), mostrado na Foto 3.6. Além de fornecer as percentagens de metano (CH_4) e oxigênio (O_2), esse equipamento permite medir também a concentração de dióxido de carbono (CO_2). O equipamento possui um filtro na extremidade da tubulação para que não entrem partículas em suspensão ou até mesmo líquidos que possam vir a prejudicar o procedimento de análise e danificar o aparelho.



Foto 3.6. LFG-20 (Equipamento de medição das concentrações de CH_4 , CO_2 e O_2)

As leituras das concentrações dos gases foram executadas nos tubos de inspeção da Célula 1 do Aterro da Muribeca. São tubos de PVC de diâmetro 100mm colocados a 5m de profundidade na massa de lixo. Como a Célula 4 não possuía tubos de inoculação/inspeção não foi possível realizar medições das concentrações de gases nessa Célula. Os ensaios nela realizados foram apenas na camada de cobertura. Os ensaios foram desenvolvidos por Maciel & Jucá (2000) todavia, não foram alvo desta pesquisa.

CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Condições Climáticas

As condições climáticas influenciam nas reações de um aterro de resíduos sólidos urbanos, devido à sua interferência nas propriedades físico-químicas e biológicas que regem ao seu comportamento. No caso particular do Aterro da Muribeca, esta influência tem um papel marcante por ser a camada de cobertura das Células bastante permeável ao ar e à água e permitir a entrada desses fluidos para o interior da Célula de lixo. Esta permeabilidade facilita a passagem dos fluídos em virtude da má compactação.

A influência da precipitação no potencial de contaminação do próprio Aterro (chorume e resíduos sólidos), bem como no percolado que escoar na direção da Estação de Tratamento de Chorume (ETC) e, conseqüentemente, na direção dos rios é bastante clara. Por um lado exerce influência negativa nos períodos de estiagem, pois o chorume ou percolado é bastante concentrado, portanto mais poluente. Por outro lado, no período chuvoso, apesar do volume de percolado ser muito maior, existe o fator diluição que deve ser ressaltado. Esta diluição dos contaminantes reduz a concentração de elementos tóxicos presentes no percolado. Entretanto, convém ressaltar que, o excesso de líquidos é prejudicial ao ambiente interno das Células de lixo, pois desestabiliza o meio anaeróbico e, por conseguinte a atividade microbiana.

De acordo com Cabral *et al.* (1999), na Região Metropolitana do Recife o clima na classificação de KOPPEN é do tipo Ams', com chuvas de monções durante quase todo o ano. Este clima é quente e úmido, possuindo uma taxa de precipitação pluviométrica anual excedendo a evapotranspiração. A temperatura média anual é de 26°C, variando no intervalo de 18°C a 32°C. A região da planície do Recife tem uma taxa de evapotranspiração real de 950mm. A umidade relativa é alta, atingindo um valor médio de 79%. A estação chuvosa ocorre no outono-inverno (março a agosto), com valores de precipitação variando em torno de 170mm a 360mm mensais, sendo o mês mais seco o de novembro e a média anual em torno de 2.200 mm.

A precipitação pluviométrica da região em estudo é abundante, com média anual de 2.200mm, apresentando um padrão de distribuição irregular ao longo do tempo em dois períodos bem distintos:

1 - A estação chuvosa (inverno) que vai de março a agosto, com a máxima da pluviometria ocorrendo no mês de junho (390mm), excedendo a evaporação em 313mm;

2 - A estação seca ou de estiagem (verão) que ocorre de setembro a fevereiro, com mínima da pluviometria em novembro (48mm).

A evaporação potencial média anual é inferior a pluviometria, ou seja, 1.390mm evaporados contra 2.200mm de chuva, indicando excedente hídrico, ou seja, um balanço hídrico positivo de 810mm.

Embora haja uma grande quantidade de chuvas durante o ano inteiro, o que favorece a infiltração de líquidos pela camada de cobertura das Células, a umidade gira em torno de 20 a 40% favorecendo a biodegradação, conforme Palmisano & Barlaz (1996). Essa umidade não é excessiva devido a alguns fatores como a topografia local onde há uma variação de altitude de 70m acima do nível do mar (cota mais alta do Aterro) para 10m acima do nível do mar (cota mais baixa) (Jucá *et al.*, 1996). Esta diferença de altitude permite o escoamento de líquidos na direção da estação de tratamento de chorume e dos rios que circundam o Aterro. Há um sistema de drenagem anelar que circunda toda a Célula, facilitando a drenagem de líquidos. Entretanto, em alguns meses, esses teores de umidade excedem a faixa ótima, principalmente nos períodos chuvosos.

As condições climáticas, de maneira geral, exercem influência sobre praticamente todos os parâmetros monitorados num aterro, entre eles:

- geração de percolato (vazão);
- chorume das Células:
 - físico-químicas: pH, DBO, DQO, metais etc;
 - microbiologia, principalmente nas quantificações de aeróbios e anaeróbios totais.

- lixo das Células:
 - microbiologia: aeróbios e anaeróbios totais.
- fitotoxicidade (chorume e lixo);
- metais (chorume e lixo);
- umidade e sólidos voláteis (lixo);
- recalque;
- temperatura;
- ensaios SPT;
- gases das Células.

A análise da influência das condições climáticas no comportamento do aterro será descrita no decorrer de todo este Capítulo. Importante ressaltar que as análises das condições climáticas que serão abordadas baseia-se nos dados coletados da estação meteorológica do próprio Aterro da Muribeca. Inicialmente a instalação da Estação Meteorológica exigiu mão de obra especializada pelo fato de ser um equipamento automatizado. Alguns dados deixaram de ser coletados devido a falhas de ajustes do equipamento, o que exigiu manutenção por parte de técnicos especializados. Após a fase inicial de ajustes houve períodos em que a coleta de dados não foi possível devido a falhas operacionais ou de manutenção da estação.

Com relação as análises de vazão comentadas no item seguinte, houve também descontinuidades na obtenção dos dados mensais em razão de dificuldades de acesso para medição da vazão em campo, falhas ou manutenção do equipamento, entre outros.

Neste trabalho os dados climáticos foram adicionados ao corpo deste trabalho como uma ferramenta complementar para análise das interações físicas, químicas e biológicas na análise do comportamento do aterro, levando-se em consideração as condições climáticas locais. Não foi alvo deste estudo o uso de modelos de estimativa de comportamento hídrico. Apenas fez-se uma análise, tomando como base os índices de precipitação e evaporação medidos no Aterro da Muribeca.

4.2. Controle da Vazão de Percolado

Os dados climáticos são fundamentais para determinar o comportamento da vazão de percolado nas diferentes épocas do ano (Figuras 4.1 e 4.2). Esses dados também são de extrema relevância para entender o comportamento do aterro em suas distintas fases de evolução do processo de degradação dos resíduos ao longo do tempo. São fatores que chegam a ser determinantes no comportamento da massa de lixo, quando se avalia o processo levando em consideração os diversos períodos climáticos ao longo do ano.

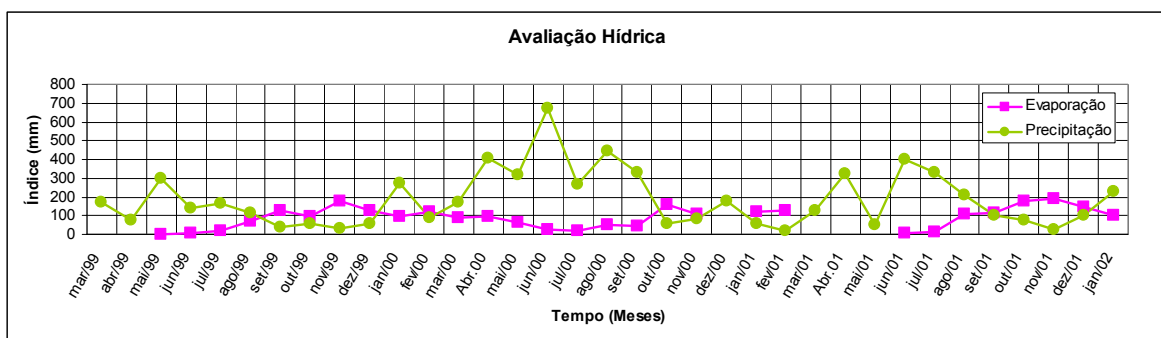


Figura 4.1. Comportamento hídrico no Aterro da Muribeca

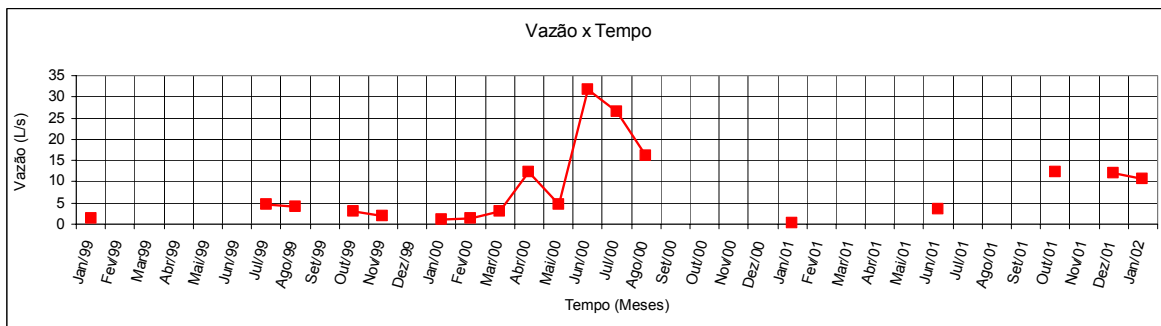


Figura 4.2. Vazão de chorume no Aterro da Muribeca (Células 1,2,3,4,5,6,7 e 8)

Condições climáticas:

Os resultados obtidos na Figura 4.1 mostram que:

- para o período em que foram avaliadas as condições climáticas, nos meses de maio/2000 a setembro/2000 ocorreram as maiores precipitações, sendo que no mês

de junho/2000 ocorreu a precipitação máxima (671mm). Esses meses coincidem com o período de chuvas freqüentes na Região Metropolitana do Recife. Nos meses em que ocorreram as maiores precipitações o balanço hídrico foi sempre positivo, ou seja, houve um excedente hídrico. A evaporação foi pequena nos meses chuvosos quando comparada aos períodos de pouca precipitação quando a evaporação é geralmente elevada.

- nos meses de estiagem a evaporação, como de se esperar, resulta mais elevada, se comparada aos períodos de chuva. De agosto de 1999 a março de 2000 destacam-se valores de evaporação medidos bastante elevados em detrimento dos valores de precipitação que são bastante baixos. Nesses meses de estiagem o balanço hídrico foi negativo, coincidindo com os valores medidos de precipitação (baixos) e de evaporação (elevados), o que confirma um deficit hídrico nos períodos de estiagem. Os valores de precipitação e de evaporação para o período agosto 2000 a março 2001 apresentam comportamento semelhante com aqueles medidos nos mesmos meses do ano anterior. Esta semelhança também é observada para os meses posteriores que correspondem ao intervalo de setembro de 2001 a janeiro de 2002.

Controle da vazão:

De acordo com as Figuras 4.1 e 4.2 pôde-se verificar que:

- a vazão de percolado medida no Aterro da Muribeca de janeiro de 1999 a maio de 2000 assume valores médios de 2l/s nos períodos secos e 4l/s nos períodos chuvosos. Para o mês de abril de 2000 a precipitação foi extremamente elevada e a evaporação bastante baixa, o que propiciou a elevação da vazão de percolado, sendo superior aos observados anteriormente. Vale salientar que durante este período a vazão medida correspondia a vazão de percolado das Células 1, 2, 3 e 4.
- a partir do mês de junho de 2000 houve um acréscimo de vazão decorrente da inclusão das Células 6, 7 e 8. Os resultados comprovam esta elevação dos valores de vazão medidos após a adição do percolado proveniente dessas Células. As fortes precipitações que ocorreram nesse mesmo intervalo de tempo também contribuíram para o aumento excessivo da vazão de percolado. No caso particular do mês de

junho de 2000 o valor de vazão registrado foi o maior de todo o período de medição, atingindo a vazão em torno de 31l/s.

- nos dois meses posteriores, isto é, julho e agosto de 2000, também foram registradas elevados níveis de precipitação e baixas taxas de evaporação o que pode explicar os altos valores das vazões medidas nesses meses.
- no intervalo de agosto a dezembro de 2000 não foi medida a vazão de percolado, o que comprometeu a análise dos dados neste período.
- no mês de janeiro de 2001 (estiagem) a vazão medida foi quase nula, devido provavelmente ao efeito da baixa precipitação (56,8mm/mês) e à elevada taxa de evaporação (121,8mm/mês) que ocorreu.
- as vazões medidas (valores em torno de 12l/s) nos meses de outubro e dezembro 2001 e para janeiro de 2002 (10l/s) tiveram valores semelhantes. Estes meses correspondem ao período de estiagem, em que ocorrem menores taxas de precipitação e maiores taxas de evaporação.
- a evaporação medida no Aterro da Muribeca (tanque Classe A) não corresponde à evaporação real proveniente da massa de lixo. A evaporação medida no tanque Classe A refere-se à evaporação potencial. Lins (2003) encontrou valores da ordem de 70% a 80% na relação infiltração/precipitação para as Células do aterro da Muribeca com base nos Métodos Suíço e do Balanço Hídrico. Ressalta-se que não há perdas com relação aos líquidos percolados pela camada de base do aterro, já que esta é constituída de solo argiloso com permeabilidade muito baixa (Juca *et al.*, 1997).
- os resultados não permitiram estabelecer correlações estreitas entre chuva e vazão do chorume.

4.3. Chorume e Resíduos Sólidos das Células (Análise da Evolução com o Tempo e Profundidade)

A análise dos líquidos de uma Célula através de ensaios físico-químicos e microbiológicos permite acompanhar a evolução dos processos que ocorrem no interior da massa de lixo. Esses processos representam um indicativo da atividade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica. Com base nessa afirmação alguns ensaios físico-químicos e microbiológicos foram realizados nas Células 1 e 4 ao longo do tempo e profundidade. Os ensaios realizados nessas Células serão discutidos nesse item juntamente com as condições climáticas e outros fatores relevantes que interferiram diretamente no comportamento dos parâmetros.

4.3.1. Análises Físico-químicas

Neste trabalho serão analisados os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, alcalinidade, cloretos, DQO, DBO, sólidos voláteis e metais. A análise será feita com base nos parâmetros obtidos ao longo do tempo e profundidade nas Células 1 e 4.

4.3.1.1. Parâmetros Físico-químicos (Chorume)

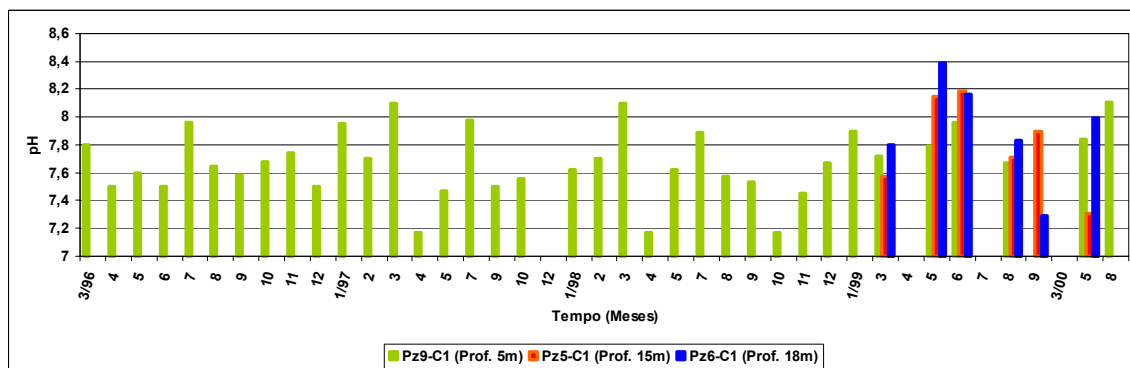
Potencial Hidrogeniônico (pH):

O pH tem importância fundamental na digestão de resíduos, pois suas variações podem acelerar ou inibir o processo de biodegradação do lixo. Nas Células de lixo, o pH varia de acordo com a fase. Grande parte das bactérias possui um pH ótimo ao redor da neutralidade, por ser o mais adequado para absorção de nutrientes. Há, no entanto, uma faixa de pH em que os limites máximo e mínimo são estabelecidos, não restringindo a sobrevivência dos microrganismos a uma única condição de pH (Barbosa & Torres, 1999). O pH do meio anaeróbio, segundo Pinto (2000), está diretamente relacionado com as concentrações de alcális e dos ácidos no sistema. Bruscas alterações do pH afetam consideravelmente a atividade dos organismos metanogênicos. As bactérias metanogênicas são as mais sensíveis à variação do pH. A faixa ótima de pH para o pleno desenvolvimento deste grupo varia de 6,5 a 7,6 (Melo, 2003).

De acordo com Kayhanian *et al.* (1991), um aspecto muito importante a ser considerado no processo de tratamento anaeróbio é o balanceamento entre as produções de ácidos e de metano para a manutenção do pH na faixa entre 6,6 e 7,4, considerada ótima, principalmente para os microrganismos metanogênicos. Verificou-se, no caso particular de ambas as Células pesquisadas do Aterro da Muribeca, que tanto a produção de ácidos como a de metano foram baixos, sugerindo que a Célula 4 está em fase de metanogênese e a Célula 1 encontra-se bioestabilizada (Monteiro *et al.*, 2002). Isto é comprovado pelo fato de a massa de lixo de ambas as Células apresentar um perfil de pH com uma faixa de variação de 7,7 a 8,2.

Célula 1:

O pH da Célula 1 variou de 7,7 a 8,2 o que é coerente com a idade dessa Célula sugerindo estágio avançado de degradação, ou seja, fase de maturação. A Figura 4.3 mostra a evolução do pH com o tempo obtidos nos 3 piezômetros da Célula 1. Os valores de pH com o tempo tiveram uma ligeira elevação, o que já era esperado, pois na fase metanogênica o pH tende a elevar-se com o tempo.



Célula 4:

Para a análise da evolução do pH com o tempo na Célula 4 os dados são referentes à profundidade de 10m. A faixa de variação ficou em torno de 8,2 (Figura 4.4). Em 2002 ocorreu uma redução no pH (7,8). Contudo durante a coleta das amostras houve uma precipitação intensa o que provavelmente interferiu nos resultados.

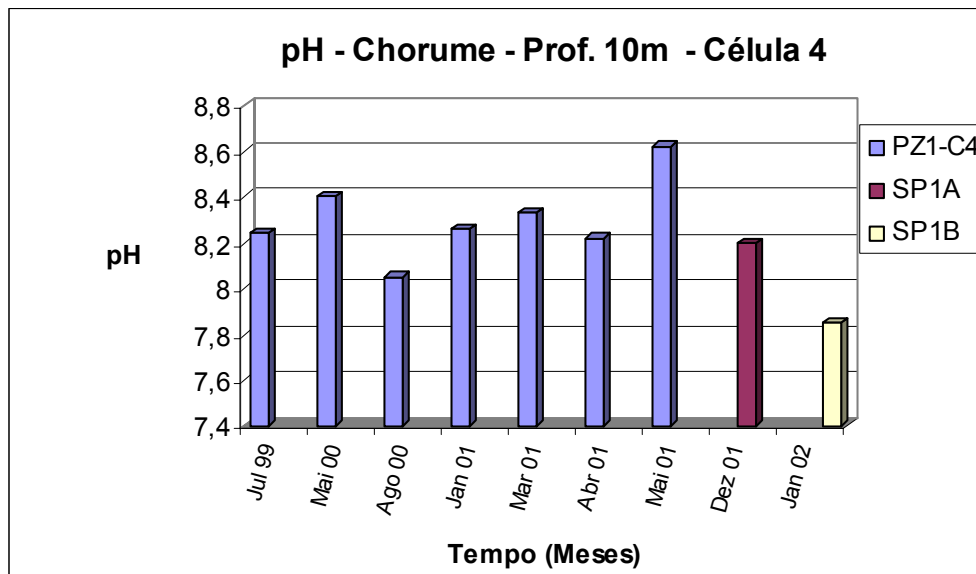


Figura 4.4. Evolução do pH com o tempo (Célula 4)

Lima (1993), em estudos sobre a variação do pH em aterros sanitários, mostrou uma faixa de pH de 6,2 para a fase metanogênica instável e uma faixa de 7,4 para a fase metanogênica estável. No caso do Aterro da Muribeca os valores de pH encontrados são superiores aos registrados na literatura técnica para a fase metanogênica estável. Para ambas as Células o pH mantém-se básico durante o monitoramento realizado.

No período de execução dos ensaios na Célula 4 os resultados mostraram uma pequena variação de pH do chorume de 7,8 a 8,2 com a profundidade (Figura 4.5), sugerindo uma massa de lixo homogênea em todo o perfil.

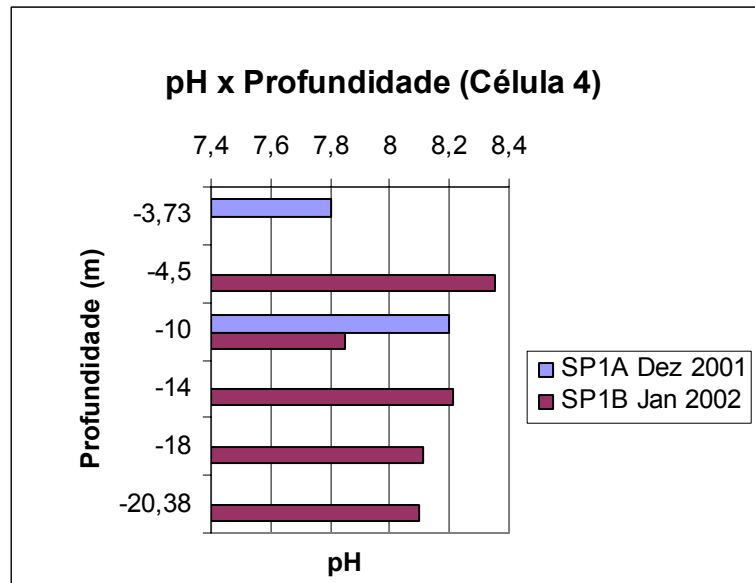


Figura 4.5. Perfil de variação do pH ao longo da profundidade da Célula 4

De modo geral as condições climáticas da RMR favorecem o processo degradativo da matéria orgânica com o tempo. Entretanto não se observa uma relação direta do pH com os períodos chuvosos e de estiagem em ambas as Células no decorrer das medições. O que pôde ser observado foram variações pontuais, ou seja, em alguns meses ou períodos esta relação se estabelece, reduzindo ou elevando o pH do chorume.

Importante dizer que o pH em processos anaeróbios não é considerado um bom parâmetro de controle, pois não expressa a magnitude da ocorrência de eventuais falhas no processo (Leite, 1997).

Foresti (1987) relatou que o controle dos digestores, a partir da medida do pH, não é suficiente por dois motivos: a) o pH é uma função logarítmica, e como tal, não reflete as flutuações na alcalinidade a bicarbonato; b) o valor do pH nada informa sobre problemas incipientes, apenas informa que o problema já ocorreu.

Alcalinidade:

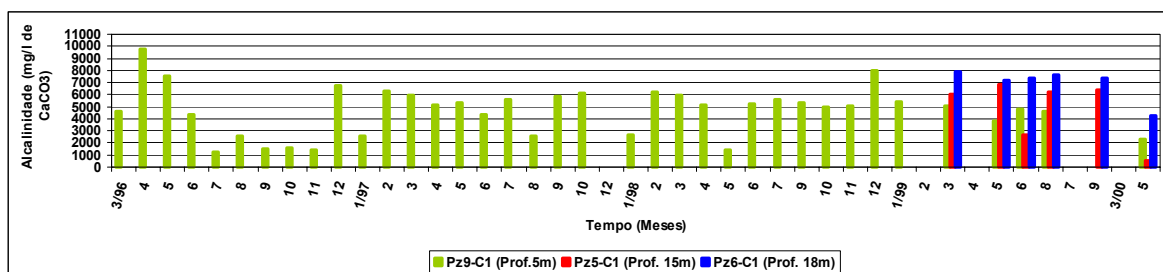
De acordo com Lima & Nunes (1994) a alcalinidade está relacionada a sais alcalinos de sódio, cálcio e magnésio e mede a capacidade de a água neutralizar ácidos. Quando o pH é maior que 9,4 a alcalinidade é devido a hidróxidos e carbonatos,

entretanto, quando o pH está entre 8,3 e 9,4, a alcalinidade é devido a carbonatos e bicarbonatos. A alcalinidade é expressa em mg/l de CaCO_3 . Sabe-se que, águas de ambientes “alcalinos” e na presença de gás carbônico tem maior afinidade de se tamponarem por formarem naturais reservas de acidez e de basicidade (alcalinidade) pelo equilíbrio da relação ácido carbônico e carbonatos, resistindo às variações rápidas e maiores de pH.

Como a digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos intermediários, é importante que a alcalinidade do sistema seja suficiente para manter o pH na faixa considerada ótima. A alcalinidade pode ser gerada durante o processo de digestão pela produção de amônia, e, caso essa produção não atinja valores suficientes, deve-se adicionar alcalinizantes capazes de aumentar a capacidade tampão do meio (Speece, 1981). Segundo o mesmo autor, as principais fontes de alcalinidade em um aterro são as proteínas que, ao serem hidrolizadas, liberam o gás NH_3 que em solução aquosa e em presença de gás carbônico gera bicarbonato. Em ambas as Células do Aterro da Muribeca foi observada presença acentuada de amônia, sugerindo que este composto foi decisivo no aumento da alcalinidade.

Célula 1:

A faixa média da alcalinidade foi de 5000mg/l (variação de 1500 mg/l a 10000mg/l) no Pz9 (Figura 4.6). Para o Pz5 e Pz6 a média é de 6000mg/l e 7000mg/l respectivamente. Estes valores são elevados e se mantêm na mesma faixa durante o período de medição.



Estudos realizados por Barlaz *et. al.* (1989a), mostraram que concentrações variando de 6.900mg/l a 8.000mg/l não provocaram inibição no sistema anaeróbio, desde que a concentração de sódio aumentasse lentamente e existissem outros cátions presentes. Os resultados na Célula 1 do Aterro da Muribeca mostraram que a concentração de sódio na massa de lixo com o tempo ficou em torno de 14.000mg/l (Figura 4.7). Analisando dentro da faixa de variação dos valores de sódio obtidos nas pesquisas de Speece (1996), que estabeleceu variações das concentrações de sódio de 0mg/l a 20000mg/l, pode-se verificar que a concentração de sódio encontrado na Célula 1 é alta. Portanto passa a ser tóxica para os microrganismos anaeróbios. Nos estudos realizados por esse mesmo pesquisador as concentrações altas de sódio são tóxicas para biomassas anaeróbias não aclimatadas (grupos bacterianos não totalmente adaptadas as condições do meio). Todavia, a questão mais importante é o potencial de aclimação da biomassa e como as características de aclimação são mantidas com o tempo de digestão. Análises de dados por esse mesmo autor, mostraram que o aumento gradativo de sódio resulta em maior tempo para a produção de gás. Na faixa de valores estudada verificou-se que com 0mg/l de sódio a produção de biogás foi imediata. Já para concentrações de 20.000mg/l, a produção efetiva de biogás ocorreu após, aproximadamente, 100 dias. Esses estudos mostram a necessidade de adaptação dos microrganismos às cargas consideradas tóxicas. Ressalta-se que a Célula 1 do Aterro da Muribeca possui idade de 18 anos. Desta maneira, mesmo que os valores das concentrações de sódio, pH e alcalinidade sejam altos, não mais interferem nos microrganismos degradadores de matéria orgânica, uma vez que estes provavelmente estejam aclimatados aos altos valores de sódio. Entretanto, na Célula 1, o NMP dos vários microrganismos pesquisados nela foram baixos não pelo fato de haver presença de substâncias tóxicas mas, sim, pela carência de matéria orgânica (Melo *et. al.*, 2002).

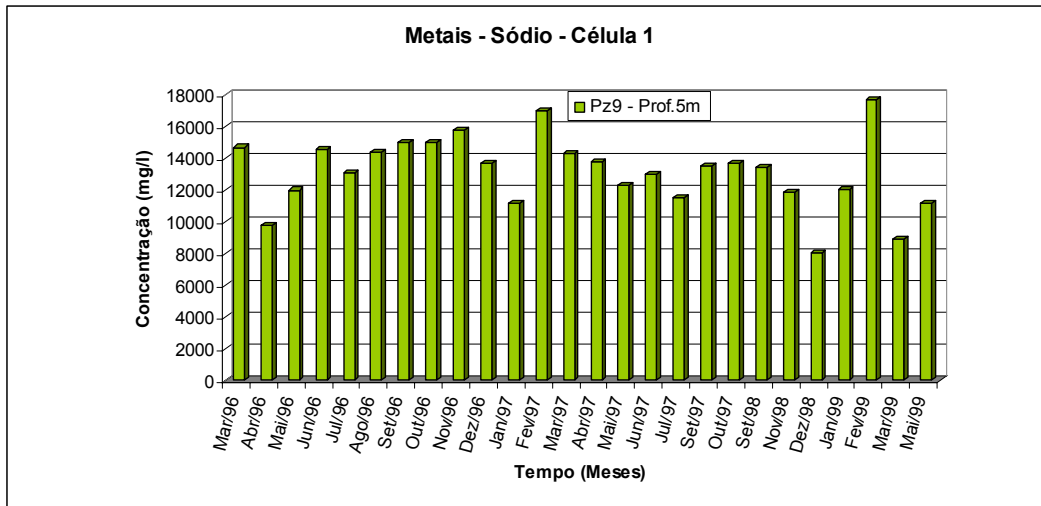


Figura 4.7. Evolução das concentrações de sódio na Célula 1

Célula 4:

Nos primeiros meses de medição (1999 a 2000) a alcalinidade se manteve de 8.000mg/l a 10.000mg/l, sendo que em 2001 ocorreu uma redução para 4.000mg/l, retornando aos valores de 8.000mg/l em 2001 e 2002 (Figura 4.8). Nessa Célula não se observa uma relação definida com as precipitações ocorridas. Entretanto, os valores estão de acordo com literatura para a fase metanogênica (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

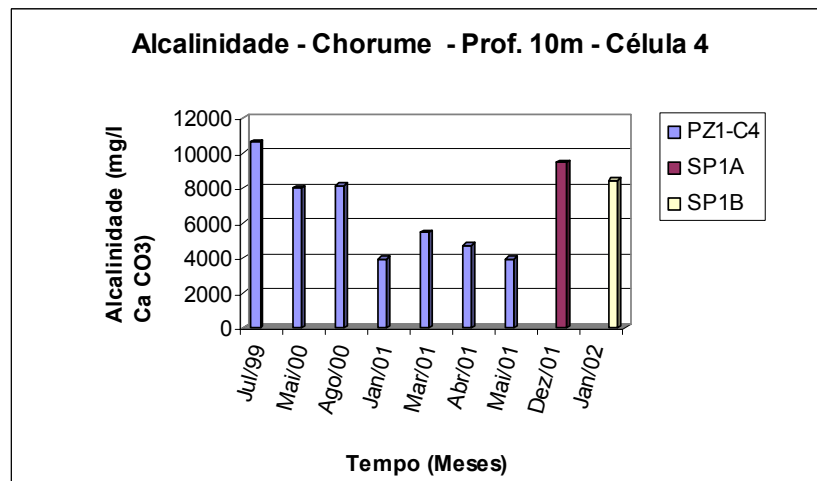


Figura 4.8. Evolução da alcalinidade com o tempo (Célula 4)

A Célula 4 do Aterro da Muribeca teve teores bastante altos de alcalinidade com o tempo e também com a profundidade (Figura 4.9). Estes indicadores praticamente se mantêm ao longo do tempo e profundidade indicando uma massa de lixo homogênea.

Também não se verificou uma correlação direta das variações da alcalinidade com os valores de precipitações nas estações secas e chuvosas. Durante o monitoramento da Célula 4 não se verificou a presença de concentrações de gases. Além do mais a presença de sólidos voláteis foi baixa (Melo, 2003). Estes fatores mostram que esta Célula, embora não tenha muita idade, esteja em processo avançado de degradação microbiana. Deve ressaltar-se que a Célula em estudo teve um processo mais adequado de construção se comparada a Célula 1, o que pode ter contribuído para um processo de digestão anaeróbia da matéria orgânica mais eficiente e rápido.

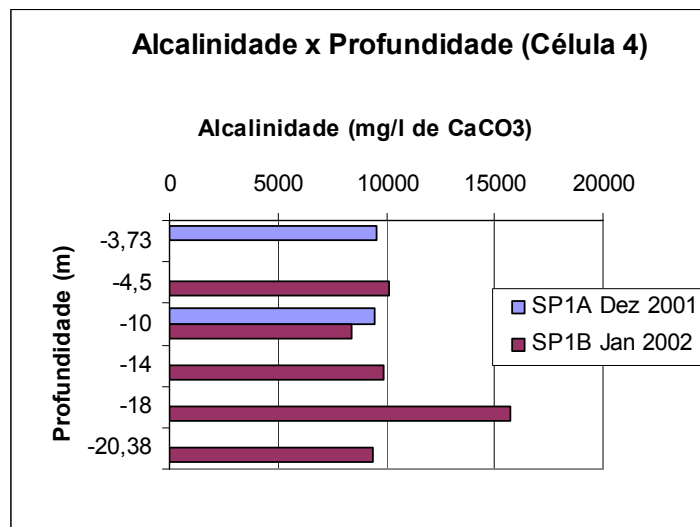


Figura 4.9. Perfil da alcalinidade ao longo da profundidade (Célula 4)

Cloretos:

Segundo Junqueira (2000) a grande importância do monitoramento dos níveis de cloretos produzidos no aterro está relacionada à grande utilização desse parâmetro como um “traçador natural”. O nível de cloretos pode indicar o comportamento de uma pluma de contaminação, pois os cloretos são os primeiros compostos a serem identificados permitindo que ações sejam tomadas no sentido de conter a contaminação a partir da fonte de origem. Segundo esse pesquisador as concentrações de cloretos, mesmo elevadas, não alteram os processos biológicos

Segundo Junqueira (2000) o cloro é o principal ânion inorgânico que ocorre em concentrações variáveis em águas naturais. Contudo, não há efeitos adversos à saúde

humana resultantes da presença de grandes quantidades de cloreto. A maioria dos usos domésticos, agrícolas e industriais requer concentrações de cloreto inferiores a 250mg/l.

Célula 1:

Existe uma constância nas concentrações de cloreto no Pz9. A média é de 2000mg/l até 1999. Nos anos de 2000 a 2001 reduz sensivelmente a 1000mg/l (Figura 4.10). De acordo com Junqueira (2000) isso é coerente devido a idade avançada da massa de lixo.

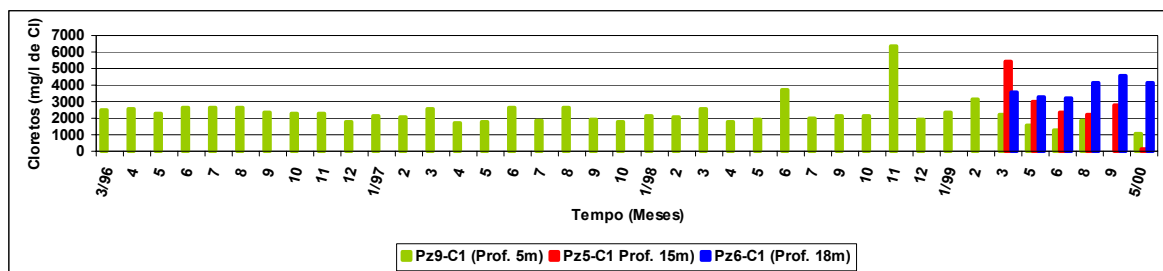


Figura 4.10. Evolução das concentrações de cloreto ao longo do tempo (Célula 1)

Para o Pz5 (faixa média de 2000mg/l) e Pz6 (variação de 3.500mg/l a 4.000mg/l) as concentrações são maiores, o que é justificável, pois a massa de lixo encontra-se sob a sobrealtura de 5m de lixo mais recente. Importante ressaltar que os cloretos têm facilidade de lixiviação e possui alta solubilidade, o que poderia justificar as elevações nas concentrações de cloretos em profundidades maiores. Estes valores são semelhantes aos obtidos por Junqueira (2000) em seus estudos com resíduos sólidos provenientes de um Aterro de RSU de Brasília.

Célula 4:

Para a Célula 4 as concentrações de cloretos são mais elevadas em relação à Célula 1, devido à massa de lixo ser mais recente. No mês de janeiro de 2002 as concentrações de cloretos tiveram uma redução (Figura 4.11), em consequência das elevadas precipitações ocorridas neste período. Nos estudos de Junqueira (2000) e Melo (2003), no período em que ocorreram elevadas precipitações, foram verificadas diluições de diversos compostos no interior da Célula lixo. Com isso ocorreram

reduções das concentrações de cloretos. Entretanto, ao longo do tempo ocorreu uma leve tendência ao aumento das concentrações de cloretos de 2.500mg/l para 4.000mg/l.

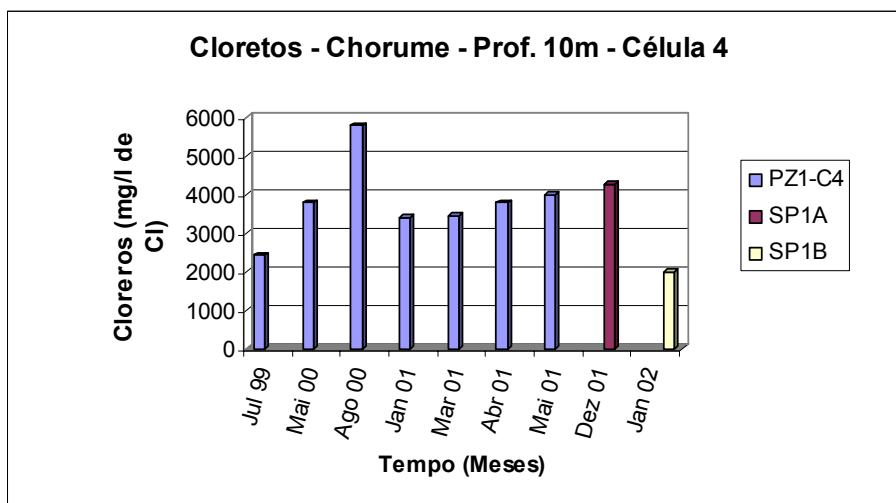


Figura 4.11. Evolução das concentrações de cloretos na Célula 4

Nesta mesma Célula os valores de cloretos ao longo da profundidade para o Furo SP1B, (Figura 4.12), estiveram sempre muito próximos (2.000mg/l). Para o Furo SP1A os valores foram maiores, pois neste furo não houve o efeito de diluição das amostras, ao contrário do Furo SP1B em que ocorreu o efeito de diluição devido as fortes chuvas ocorridas no período. Porém, para ambos os furos, os valores de cloretos sempre foram muito próximos, indicando que esta Célula apresenta uma massa de lixo homogênea, o que também foi confirmado por outros parâmetros já estudados.

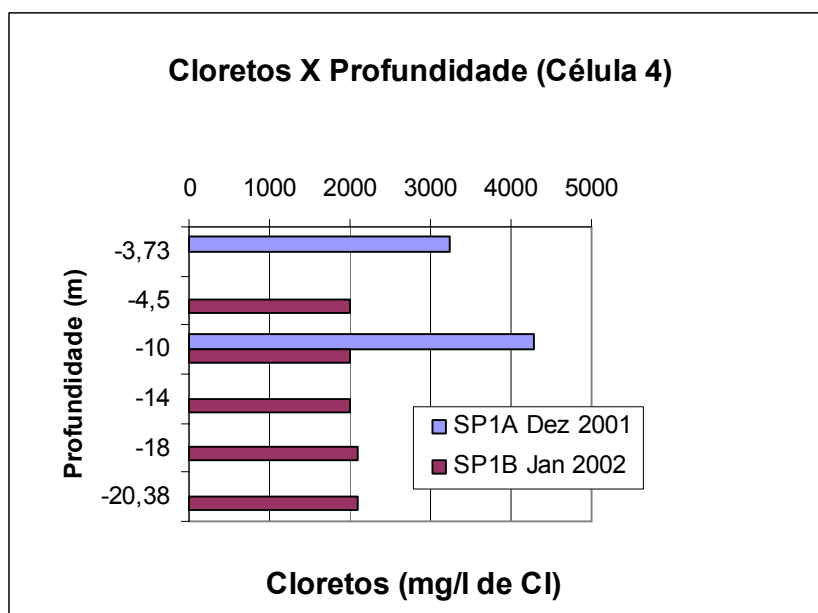


Figura 4.12. Perfil da concentração de cloretos ao longo da profundidade (Célula 4)

Para ambas as Células estudadas, embora as concentrações de cloretos não afetem a biota microbiana no interior da massa de lixo, se consideradas altas em contato com os rios que circunvizinham o Aterro da Muribeca podem causar uma alteração na comunidade biótica. Entretanto não há recomendações fixadas para proteger a vida aquática.

DQO e DBO:

DQO

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é uma medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica. A DQO é uma estimativa da quantidade de material orgânico e redutor presente em meio líquido. A DQO não indica a natureza do material orgânico, nem se diferencia entre materiais orgânicos e inorgânicos oxidáveis. Segundo Lima & Nunes (1994) a variação da DQO em relação ao tempo de aterramento expressa, de forma indireta, o rendimento da atividade microbiana ativa. Assim, medir a DQO ao longo do tempo, significa aferir, indiretamente, a atividade microbiana.

Nas Células estudadas no Aterro do Muribeca o comportamento da DQO teve os seus valores reduzidos com o tempo. Isto indica que houve uma diminuição da atividade microbiana com o passar dos anos., Isso foi confirmado por ensaios microbiológicos que serão descritos posteriormente.

Célula 1:

Os valores de DQO da Célula 1 mostraram uma relação clara de decaimento com o tempo, apesar de apresentar alguns picos durante a evolução do monitoramento deste parâmetro.(Figura 4.13).

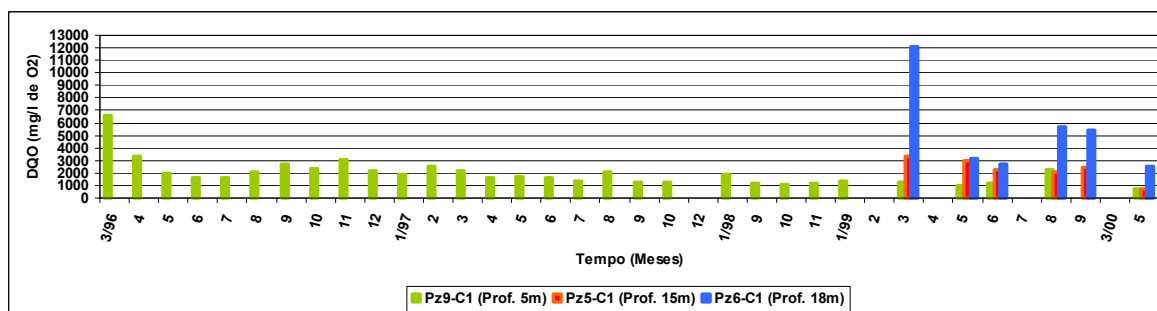


Figura 4.13. Evolução da DQO com o tempo (Célula 1)

No caso do Pz9 os valores de DQO tiveram uma redução de 6.500mg/L (março de 1996) para 600 (maio/2000), o que era esperado. Para o Pz5 e Pz6 também ocorreu uma redução deste parâmetro, embora no Pz6 houve picos em agosto de 1999 e setembro de 1999.

Batstone (1989) mostra a composição média do chorume produzido em aterros recentes e antigos. Para este pesquisador os resultados mostraram que para aterros velhos (>10anos) a DQO ficou em torno de 1.160mg/l e para aterros recentes (< 2 anos) estes valores ficaram em torno de 23.500mg/l. Rooket (2000), relata que as concentrações comuns em aterros alemães de 21 a 30 anos de idade a DQO ficou em torno de 1.225mg/l. O mesmo autor apresenta valores de DQO de acordo com a fase de degradação microbiana. Nos seus estudos aterros que se encontram estabilizados a faixa de DQO apresentada foi inferior a 1.000mg/l. Para a Célula 1 do Aterro da Muribeca os valores de DQO se enquadram dentro da faixa de variação apresentadas por estes diversos pesquisadores em seus estudos relacionados a aterros de idades avançadas.

Célula 4:

Para a Célula 4, na profundidade de 10m ocorreu uma variação nas concentrações de DQO de 37.900mg/l em agosto de 2000 para 4.500mg/l em janeiro de 2002 (Figura 4.14), ou seja, houve um decréscimo desse parâmetro com o tempo o que era esperado.

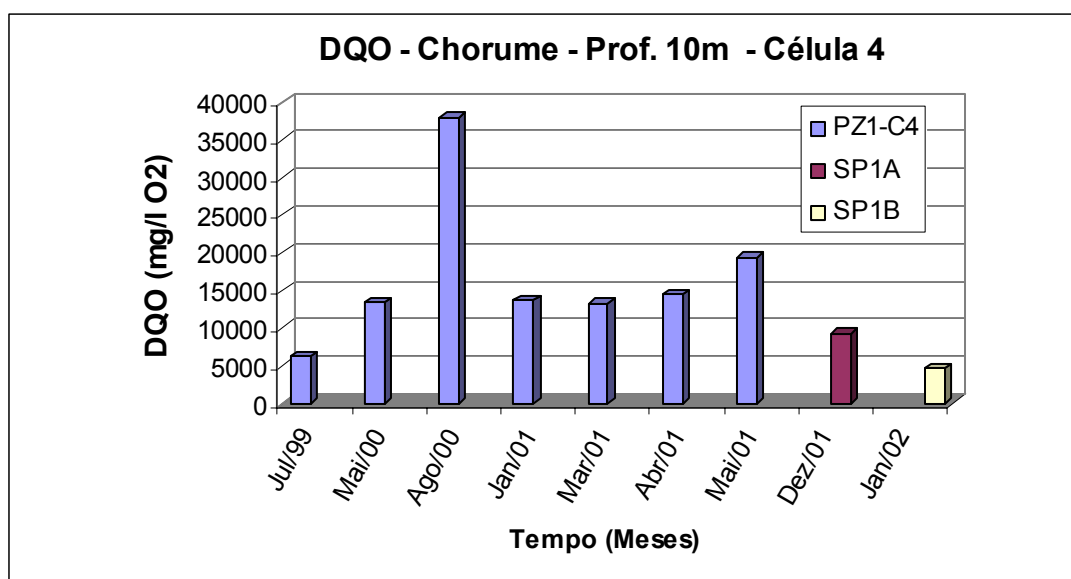


Figura 4.14. Evolução da DQO com o tempo na profundidade 10m (Célula 4)

Os resultados obtidos não mostram uma relação definida com as condições climáticas locais, ou seja, não foram observadas variações nas concentrações da DQO com os períodos de estiagem e precipitações intensas, como relatado por Junqueira (2000) durante os seus experimentos. Contudo, no mês de janeiro de 2002, ocorreram intensas precipitações nos dias de coletas, o que pode justificar os baixos valores de DQO para este mês.

Os valores de DQO da Célula 4 são bem superiores àqueles da Célula 1, como era de se esperar.

Os valores de DQO com a profundidade mostraram que existe uma constância nos valores encontrados, exceto nas profundidades de 18m e 20m onde verificou-se um aumento nesse parâmetro (Figura 4.15). Como na profundidade 20m existe uma camada de solo argiloso, pode ter ocorrido um acúmulo de matéria orgânica no chorume que fica retido nesta camada. Para o Furo SP1A os valores de DQO foram bastante superiores aos encontrados no Furo SP1B. Salienta-se que no dia de coleta do Furo SP1B ocorreram precipitações intensas, fato que pode ter influenciado nos valores mais reduzidos de DQO se comparados aos obtidos no SP1A.

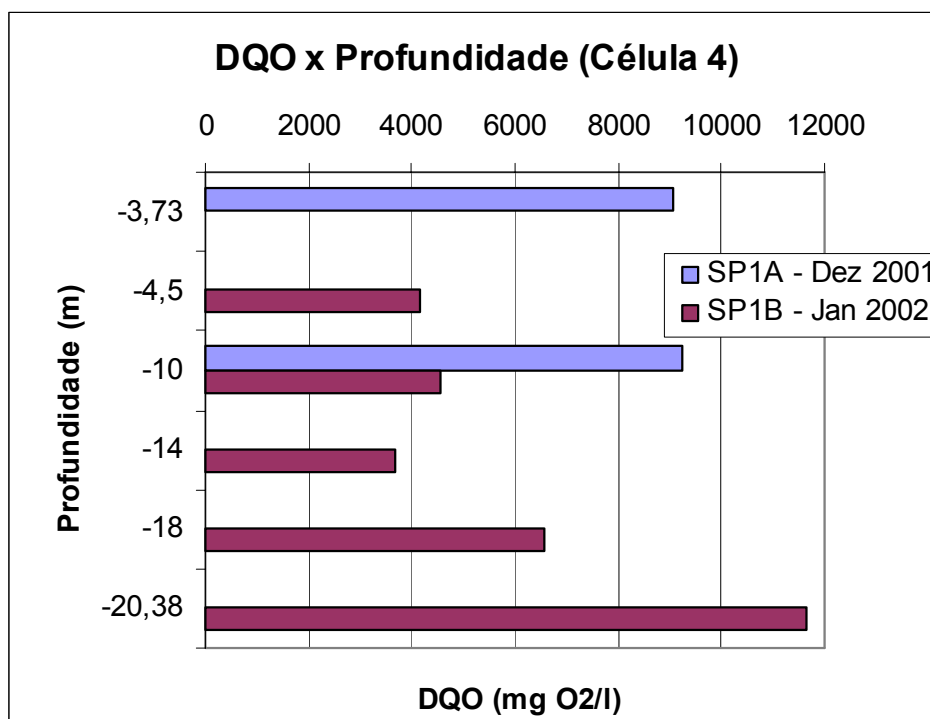


Figura 4.15. Perfil de DQO com a profundidade (Célula 4)

Lima & Nunes (1994) apresentaram uma faixa de variação de 1.000mg/l a 5.000mg/l para aterros na fase metanogênica. Os valores finais de DQO medidos na Célula 4 estão na faixa sugerida por estes autores e são semelhantes aos encontrados por Junqueira (2000) e Baldochi (1990). Entretanto, estão acima aos apresentados por Rooket (2000) na fase metanogênica. Ressalta-se que o conteúdo de matéria orgânica e a composição dos resíduos variam conforme a fonte geradora. Na Europa os valores de DQO geralmente são menores por apresentar também menor quantidade de matéria orgânica.

Apesar de a Célula 4 apresentar um pico em agosto de 2000, os valores de DQO decresceram ao longo do período de medição, sugerindo que o processo evolutivo de degradação microbiana teve um bom rendimento, uma vez que os valores rapidamente atingiram as concentrações observadas na literatura para a fase metanogênica. E em profundidade os resultados mostraram que a massa de lixo é bastante homogênea em todo o perfil.

DBO:

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em solução aquosa é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica pela decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente referida como a quantidade de oxigênio consumida durante um determinado período de tempo, a uma temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias, numa temperatura de incubação de 20°C, é freqüentemente utilizado e referido como DBO₅.

A DBO somente mede a quantidade de oxigênio consumido num teste padronizado. Este teste não indica a presença de matéria não biodegradável nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana. Testes de DBO₅ também não incluem a demanda total de oxigênio por compostos nitrogenados e carbonáceos.

A relação DBO/DQO também é utilizada como indicador da biodegradabilidade da fração orgânica. Quanto mais antigo o aterro, menor será essa relação, com valores de 0,7 para aterros novos até 0,2 para aterros antigos (Junqueira, 2000).

No Aterro da Muribeca, assim como a DQO, para ambas as Células foi observado uma redução das concentrações de DBO com o tempo.

Célula 1:

O valor máximo encontrado de DBO foi de 2700mg/l em setembro de 1996 no Pz9 e o valor mínimo foi de 100mg/l em maio de 2000 (Figura 4.16).

Ocorreram oscilações nos valores de DBO (Pz9), embora a faixa de variação nos anos de 1996 e 1997 seja em média 1.000mg/l e 1998 houve uma redução para 100mg/l. Até o final das medições em 2000 esta DBO se manteve muito baixa.

Essa Célula apresentou valores nas concentrações de DBO variáveis. Nas amostras coletadas no Pz9, a partir de 1998, já ocorreram reduções significativas nas concentrações de DBO. Os valores obtidos a partir de 1998 são semelhantes aos encontrados por Rooket (2000) para aterros velhos dinamarqueses e Pfeiffer *et al.* (1986) para aterros com idade de 16 anos. Fernández-Viña (2000) apresenta uma faixa de DBO de 100 a 200mg/l para de aterros com idade de 10 anos.

No caso particular da Célula 1, não foi claramente estabelecida uma relação entre as condições climáticas e as concentrações dos parâmetros físico-químicos mês a mês. Entretanto, de maneira geral, comparando os resultados obtidos com os resultados apresentados por esses vários pesquisadores citados, pode-se dizer que os valores encontrados na Célula 1 do Aterro da Muribeca sugerem que a Célula encontra-se

bioestabilizada. Deve-se levar em conta que outros parâmetros físico-químicos e microbiológicos (descritos posteriormente) mostram que a Célula sob enfoque está em avançado processo de degradação.

Célula 4:

Nesta Célula ocorre uma diminuição com o tempo das concentrações de DBO em função do tempo (Figura 4.17). A faixa de variação foi de 18.000mg/l (ago/2000) a 1.500mg/l (jan/2002). Contudo, os valores nas concentrações deste parâmetro são bem maiores do que os encontrados na Célula 1, como de se esperar.

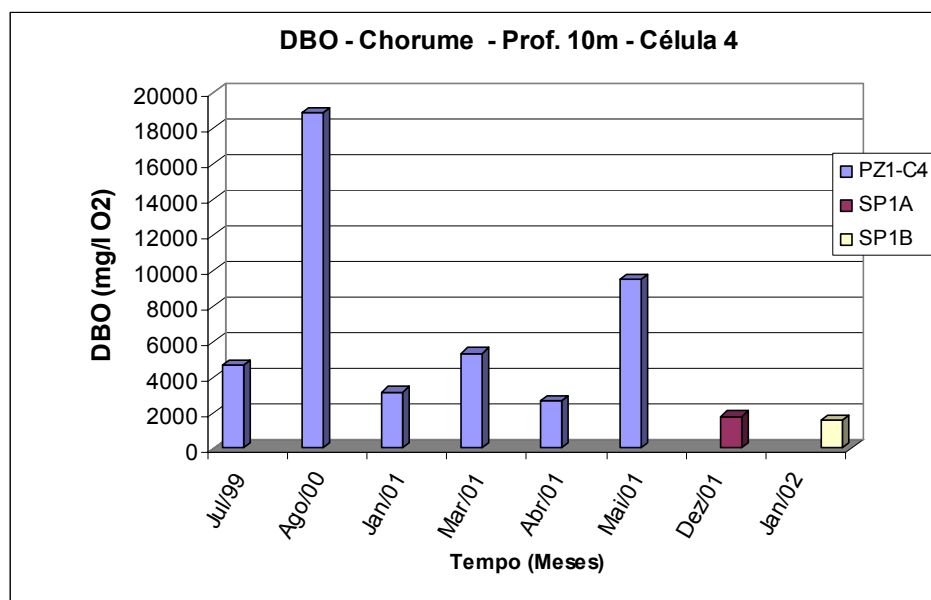


Figura 4.17. Evolução da DBO com o tempo (Célula 4)

Em citações de Fernández-Viña (2000) as concentrações médias de DBO para aterros novos são em torno de 10.000mg/l e para aterros velhos (>10 anos) os valores das concentrações ficam numa faixa de 100mg/l-2.000mg/l. Pfeffer *et al.* (1986), mostra concentrações em torno de 4.000mg/l para aterros com 5 anos e 80mg/l para aterros com 16 anos. Comparando-se os valores de DBO encontrados na Célula 4 com os dados apresentados por esses autores, pode-se dizer que os parâmetros da Célula 4 estão dentro da faixa de variação encontrados em aterros de idades semelhantes e a Célula encontra-se na fase metanogênica de decomposição.

Em relação às condições climáticas não se pode dizer que estas influenciaram diretamente nas concentrações de DBO nos meses em que foram obtidos este parâmetro. Entretanto, no mês de janeiro de 2002, os valores de DBO e DQO para ambas as Células tiveram uma redução. Como já foi comentado, no dia da coleta e dias que a antecederam, ocorreram fortes precipitações, o que poderá ter diluído o chorume. Como consequência os valores de DBO e DQO foram menores. É importante ressaltar que um aumento da infiltração de água no aterro pode causar, por um lado, a diluição e, por outro, aumentar o efeito de lixiviação tendo como consequência o aumento nas concentrações dos líquidos percolados. Com relação às Células do aterro da Muribeca existe um sistema de drenagem que permite o escoamento destes líquidos lixiviados, principalmente quando a precipitação é elevada. Desta maneira, provavelmente, prevalece o efeito de diluição nas amostras de líquidos.

Segundo Melo (2003) os valores de DBO para a Célula 4 estão relacionados com as quantificações de microrganismos. Quando foram observados valores elevados de DBO em 1999 (início das medições nesta Célula) também se verificou que os NMPs dos microrganismos eram altos e vice-versa. A maior quantidade de microrganismos está relacionada a maior quantidade de biomassa e nutrientes presentes na Célula.

Em geral, pôde ser observada uma redução nas concentrações de DBO ao longo da profundidade, com exceção da profundidade 18m em que ocorreu um pico (Figura 4.18). A DBO oscilou de 6.000mg/l (3,7m de profundidade) a 1.000mg/l (20m de profundidade onde está a camada de solo de base). A DBO contrariou o comportamento que vinha sendo observado nos outros parâmetros físico-químicos, ou seja, não manteve valores semelhantes ao longo da profundidade. Entretanto, conforme diversos pesquisadores a DBO é um parâmetro bastante susceptível a erros na sensibilidade das amostras. Isso talvez tenha interferido nos resultados, tanto em profundidade, como ao longo do tempo.

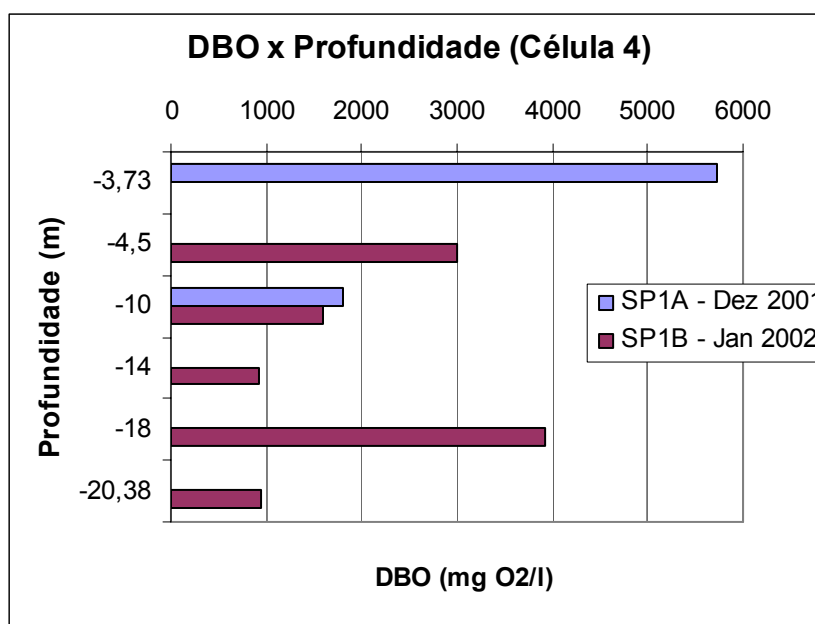


Figura 4.18. Perfil de DBO ao longo da profundidade (Célula 4)

Subdividindo a Célula 4 em duas camadas de 15m cada uma, pode-se verificar que a camada superior apresenta valores de DBO decrescentes com a profundidade, ao passo que na camada inferior, ou seja, os 15m inferiores, a redução nas concentrações de DBO não fica tão clara (pico aos 18m).

Relação DBO/DQO:

A relação DBO/DQO é utilizada para classificar o estágio em que um determinado aterro se encontra. Aterros novos possuem uma relação DBO/DQO na ordem de 0,7, enquanto que para aterros antigos os valores dessa relação se aproximam de 0,2 (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Além do mais, de acordo com Castilhos Jr (2003), a relação DBO/DQO é usada para caracterizar a degradabilidade ou a carga orgânica dos efluentes ou ainda, a possibilidade de tratabilidade por processos biológicos.

Para obtenção da relação DBO/DQO nas Células do Aterro da Muribeca, fez-se uma média dos valores de DBO e DQO em cada ano e com os valores correspondentes obteve-se a relação em cada ano. As Tabelas 4.1, 4.2 e 4.3 mostram as relações DBO/DQO para os piezômetros Pz9, Pz5 e Pz6 respectivamente na Célula 1. A Tabela 4.4 mostra as relações DBO/DQO para a Célula 4 ao longo do tempo e a Tabela 4.5 mostra esta relação ao longo da profundidade.

A relação DBO/DQO para a Célula 1 reduziu-se com o tempo. Para o Pz9 os valores no início da medição ficaram em torno de 0,5 (1996), caindo para 0,1 em 2000. No caso do Pz5 o valor em 1999 e 2000 foi de 0,4. Para o Pz6 em 1999 o valor para relação DBO/DQO ficou em 0,2 e para 2000, 0,1. As últimas medições da relação DBO/DQO mostram que esta Célula encontra-se bioestabilizada. Conforme Rooket (2000), aterros alemães com idades variando de 21 a 30 anos apresentam esta relação em torno de 0,2. O mesmo autor salienta que aterros dinamarqueses velhos apresentam esta relação em torno de 0,1.

Tabela 4.1. Relação DBO/DQO com o tempo (Pz9 - Célula 1)

Pz9	
Ano	DBO/DQO
1996	0,5
1997	0,4
1998	0,5
1999	0,2
2000	0,1

Tabela 4.2. Relação DBO/DQO com o tempo (Pz5 - Célula 1)

Pz5	
Ano	DBO/DQO
1999	0,4
2000	0,4

Tabela 4.3. Relação DBO/DQO com o tempo (Pz6 - Célula 1)

Pz6	
Ano	DBO/DQO
1999	0,2
2000	0,1

No caso da Célula 4, os valores diminuem de 0,7 (1999) para 0,3 (2002) (Tabela 4.4). Observa-se, conforme a literatura, que essa Célula possui resíduos já degradados, pois, as últimas medições comprovaram que houve uma rápida decomposição. Conforme Junqueira (2000), aterros em que a relação DBO/DQO se aproxima de 0,2 possui características de aterros antigos. No caso particular da Célula 4, na camada dos 15m de lixo superior, apesar de ter idade bem menor que a Célula 1, o processo de

digestão biológica tornou-se mais eficiente, possivelmente devido ao seu modo de construção ser mais adequado.

Tabela 4.4. Relação DBO/DQO com o tempo (Célula 4)

Ano	DBO/DQO
1999	0,7
2000	0,5
2001	0,3
2002	0,3

Tabela 4.5. Relação DBO/DQO com a profundidade (Célula 4)

Profundidade (m)	DBO/DQO
4,5	0,7
10	0,3
14	0,3
20	0,1

Analisando-se a relação DBO/DQO em profundidade, vê-se que os valores decrescem de 0,7 a 0,1. Contudo a partir de 10m os valores são bastante próximos, e mostram que o lixo apresenta característica homogênea. Nos 15m superiores o lixo é mais recente e com exceção da camada de 4,5m (DBO/DQO = 0,7), as demais apresentam valores em torno de 0,3 na relação DBO/DQO e 0,1 na última camada. Conforme Junqueira (2000), valores que estão próximos de 0,2 representam resíduos degradados.

A Célula 4 teve um processo de degradação rápida se comparado à Célula 1. Entretanto, Célula 4 foi construída de acordo com algumas especificações geotécnicas, ou seja, após a disposição dos 15m superiores da massa de lixo, houve a colocação imediata de uma camada de argila, favorecendo o processo de degradação anaeróbia. Segundo alguns pesquisadores, quando se tem uma Célula de lixo com restrições à entrada de líquidos, a biodegradação é favorecida, tornando mais eficiente a quebra da matéria orgânica, desde que a umidade esteja assegurada.

Sólidos Voláteis:

Os sólidos voláteis presentes na fração líquida resultante do processo de decomposição representam a parcela facilmente degradável da matéria orgânica, ou

seja, os primeiros resultados da atividade microbiana. Assim, o controle dos sólidos voláteis serve como monitoramento indireto da atividade microbiana.

Célula 1:

Os resultados obtidos dos sólidos voláteis da fração líquida na Célula 1, (Figura 4.19), foram de modo geral, constantes e baixos para o Pz9 (em torno de 2000mg/l).

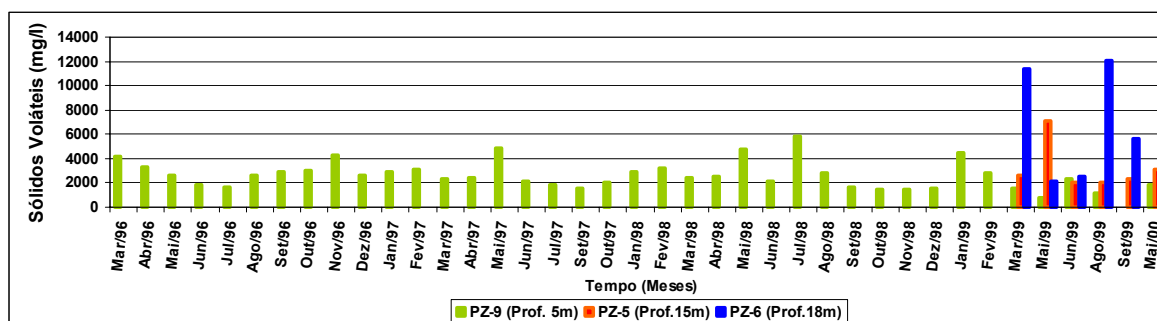


Figura 4.19. Evolução do teor de sólidos voláteis do chorume (Célula 1)

O Pz5 apresenta valores também baixos, porém um pouco maiores que o Pz9. O mesmo comportamento ocorre com o Pz6. Entretanto neste piezômetro alguns picos são observados. Os valores superiores do Pz5 e Pz6 em relação ao Pz9 podem ser devido, tanto à lixiviação como, talvez, por ser uma microregião onde se encontram maiores concentrações de matéria orgânica; portanto maiores valores de sólidos voláteis.

Balochi (1990) explica que a análise dos sólidos voláteis é utilizada para se conhecer o grau de estabilização biológica dos resíduos. Em seus experimentos obteve inicialmente valores de sólidos voláteis da ordem de 28.000mg/l e ao final de 400 dias estes valores reduziram-se a 4.000mg/l.

Segundo Lima & Nunes (1993), a variação dos sólidos voláteis durante o processo de decomposição pode ser representada por uma curva exponencial decrescente, iniciando na faixa de 9.000mg/l e finalizando em 2.000mg/l. Os resultados da Célula 1 do Aterro da Muribeca se enquadram nos valores finais citados por este pesquisador. Santos (2003) também encontrou valores semelhantes nos seus experimentos utilizando chorume proveniente do Aterro da Muribeca.

Célula 4:

Os teores de sólidos voláteis encontrados na Célula 4 são maiores que os encontrados na Célula 1. O teor de sólidos voláteis na Célula 4 variam de 8.000mg/l a 10.000mg/l em uma faixa constante apresentando alguns picos (Figura 4.20). O comportamento dos sólidos voláteis em profundidade (Figura 4.21), não mostra uma tendência de aumento ou redução com a profundidade. Os valores oscilam de 6.000mg/l a 12.000mg/l.

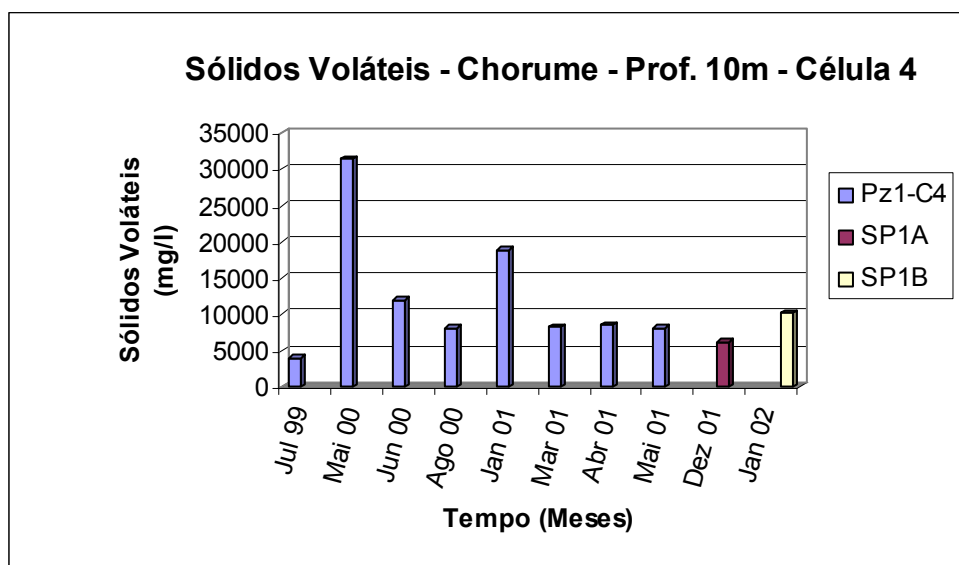


Figura 4.20. Evolução do teor de sólidos voláteis do chorume com o tempo (Célula 4)

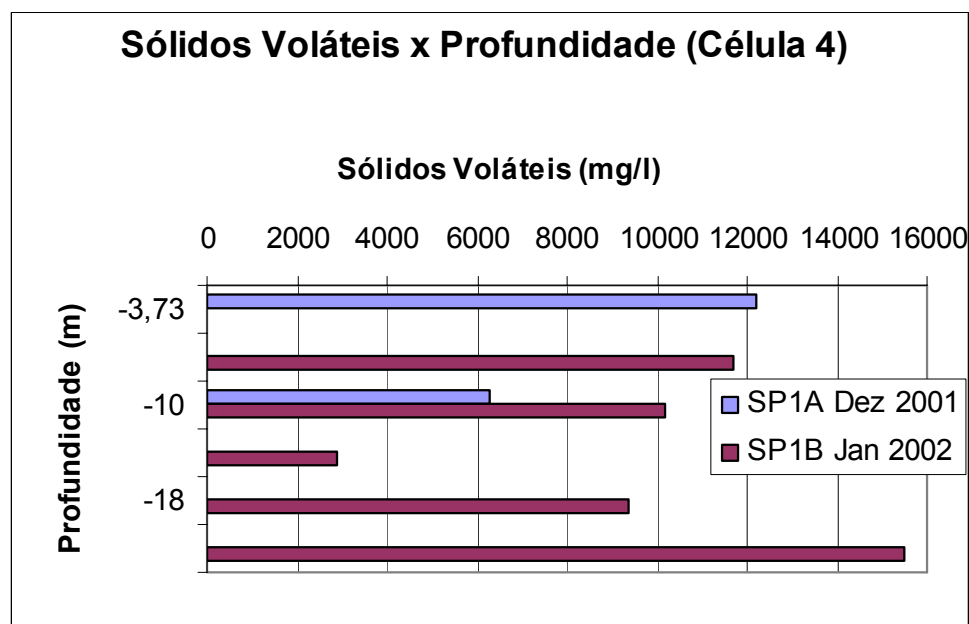


Figura 4.21. Teor de sólidos voláteis do chorume com a profundidade (Célula 4)

Conforme Pfferer (1986), aterros que estão ainda em atividade, possuem teor de sólidos voláteis superior a 2.000mg/l. No caso específico da Célula 4, tanto para os valores de teor de sólidos voláteis medidos em profundidade como aqueles medidos ao longo do tempo, os valores ficam na faixa de 8.000mg/l a 12.000mg/l, sugerindo que esta Célula encontra-se em atividade metanogênica.

4.3.1.2. Metais (Chorume e Resíduos Sólidos)

As análises de metais na Célula 1 foram realizadas no chorume enquanto que na Célula 4 as análises foram feitas com base nas concentrações de metais do chorume e resíduos sólidos. É importante ressaltar que as análises dos teores de metais foram realizadas apenas considerando os metais na forma de elemento (forma iônica) e não foram monitorados os metais na forma de compostos, ou seja, metais associados a outros elementos.

O entendimento do comportamento dos metais no processo de decomposição é um tema que vem ganhando interesse recentemente, e muitos estudos têm sido conduzidos nesta direção como relata McCarty (1993).

A presença de metais pesados no lixo urbano é uma constante, particularmente nas grandes cidades, onde a utilização de produtos domésticos que contêm metais pesados é muito grande. Segundo Lawrence & McCarty (1965), os metais pesados são tóxicos à digestão anaeróbia, mesmo em baixas concentrações. McCarty (1993) também afirma que concentrações baixas, porém solúveis de sais de cobre, zinco e níquel são tóxicas e esses sais estão associados com a maioria dos problemas de toxicidade por metais pesados em processos anaeróbios. O cromo hexavalente também é muito tóxico, mas nos níveis de pH do processo de digestão anaeróbia, apresenta-se na forma trivalente, insolúvel. Sais de ferro e alumínio não são muito tóxicos devido às suas baixas solubilidades. As concentrações de metais mais tóxicos (cobre, zinco e níquel), que podem ser toleradas, são função da concentração de sulfetos que as imobilizam. Se a concentração de sulfetos for baixa, somente poderão ser toleradas baixas concentrações de metais pesados.

Deve-se ter em mente que muitos metais como os alcalinos e alcalinos terrosos são necessários para o processo metabólico dos microrganismos, sendo que a sua toxicidade depende de alguns fatores. McCarty (1964) afirma que, na maioria dos casos, as substâncias tóxicas, quando presente em baixas concentrações, podem estimular os processos biológicos. Desta forma, pode-se afirmar que o efeito de uma substância nos processos anaeróbios está relacionado com sua concentração, podendo inibir ou estimular o processo de digestão. Esse efeito depende, também, de diversos fatores como temperatura, pH e presença de outras substâncias, devido à complexidade das reações que ocorrem no interior dos reatores.

Os metais presentes na massa de lixo apresentam um comportamento geral que será descrito a seguir:

Inicialmente o material depositado apresenta metais pesados ou não pesados de uma forma mais agregada (por exemplo ligas metálicas). Neste momento, a concentração de metais será elevada mas, de maneira pontual (metal agregado), porém estará na forma iônica pouco dissociada. Com o passar do tempo os metais irão dissociar-se gradualmente de sua forma metálica para a sua forma iônica e se dispersarão em toda a massa de lixo. Nesta fase os metais não estarão apenas nos locais pontuais, mas espalhados por toda Célula, agregados a outros compostos orgânicos ou inorgânicos (adsorvida ou complexada à matéria orgânica, adsorvida em argilo-minerais etc.). Além do mais, os metais liberados que ficam nas camadas um pouco abaixo da superfície do aterro poderão se deslocar na direção da camada de cobertura, pois existe o fenômeno semelhante ao de laterização de solos, em que a água presente na Célula migra por capilaridade para superfície, levando consigo íons metálicos e, após evaporação da água, os íons permanecem no interior da massa de lixo, próximo à superfície, aumentando o teor de metais nessa região (Rolim *et al.*, (2003), - artigo não publicado). Outro fenômeno que pode contribuir para que os metais nas camadas mais superficiais da Célula se desloquem na direção da camada de cobertura é a presença de oxigênio na superfície, pois o oxigênio é um elemento altamente negativo, sendo ávido por partículas eletricamente positivas como os metais pesados. Já os compostos iônicos que estão mais próximo da camada de base da Célula de lixo irão se deslocar para o solo que serve como camada de base das Células de lixo, também carregado negativamente. Outro fenômeno que favorece para a dispersão de metais numa Célula de lixo são os

microrganismos que adsorvem estes metais em suas membranas plasmáticas, além de, claro, muitos metais serem necessários ao seu metabolismo.

Deste modo, inicialmente as concentrações de metais tendem a ser altas de modo pontual, pois o lixo, de disposição recente, apresenta inicialmente altas concentrações de metais. Com o passar do tempo, as concentrações pontuais tendem a cair, devido a processos físicos, químicos e biológicos. Entretanto, em razão da ionização dos metais, ocorre uma difusão dos íons metálicos por toda a Célula de lixo, aumentando as concentrações nos fluídos e em outros compostos orgânicos e inorgânicos. Convém dizer que, após um longo período de tempo os níveis de metais poderão, de fato, diminuir do interior de uma Célula através de fenômenos físicos, como por exemplo, a lixiviação em líquidos.

De maneira geral, a distribuição dos metais na Célula de lixo ocorrerá:

ao longo do tempo:

- 1) no início, concentrações elevadas e pontuais, devido à presença de metais na massa de lixo, havendo metais que permanecerão na sua forma sólida por longo período de tempo. Portanto, trata-se do conteúdo máximo inicial do passivo dos poluentes;
- 2) com o passar do tempo ocorrerá a redução das concentrações em decorrência dos processos físicos, químicos e biológicos, que iniciam a remoção desse passivo;
- 3) após longo período de tempo os componentes que antes se encontravam na sua forma sólida agora aparecem em forma iônica dispersos por toda a Célula de lixo, portanto há uma tendência ao aumento das concentrações de metais sob forma de compostos solúveis em toda a Célula;
- 4) num período de tempo muito longo os teores de metais tenderão novamente a cair.

ao longo da profundidade:

- 1) nas profundidades iniciais as concentrações tenderão a ser maiores, pois o lixo novo além de possuir metais em seu interior, apresenta uma tendência de ascensão vertical das concentrações de metais devido à evaporação de líquidos junto com íons

- metálicos, além do oxigênio presente na superfície que atrai íons, justificando a menor concentração de íons nas camadas intermediárias;
- 2) nas camadas intermediárias, além dos íons metálicos ascenderem verticalmente, deslocam-se para a camada de base pelo fato de serem lixiviados através dos líquidos presentes na Célula que se direcionam por gravidade para camada de base. Outro motivo do deslocamento descendente dos íons metálicos é que a camada de base geralmente carregada negativamente por ser constituída por minerais argilosos, atraindo os íons metálicos carregados positivamente;
 - 3) nas camadas inferiores que estão próximos à camada de base os teores de metais, como já citado, tendem a aumentar através de processos físico-químicos enquanto a forma solubilizada dos metais é mais desenvolvida nestas profundidades em função do tempo de deposição ser maior que as camadas situadas acima.

No chorume, conforme Lima (1994), no período inicial de disposição do lixo, há uma tendência à solubilização dos metais pesados, ou seja, os metais são transferidos da fração sólida para o chorume. No decorrer do processo pode ocorrer o efeito da lixiviação microbiana que consiste na degradação da matéria orgânica que irá se deslocar pelos vazios da massa de lixo. Não se deve esquecer que os microrganismos arrastam em sua membrana lipoprotéica que os envolvem substâncias com cargas. Isso, também, é uma forma de lixiviação, pois à medida que os microrganismos se deslocam levam consigo partículas. Durante a fase acetogênica há uma tendência ao aumento das concentrações de metais no meio em função da lixiviação microbiana e da acidez. Na fase metanogênica, observa-se um declínio brusco das concentrações de metais devido a precipitação química decorrente da capacidade de tamponamento do meio. Entretanto, após a maturação das Células de lixo poderá ocorrer um novo aumento das concentrações de metais, pois estes na sua forma sólida continuarão a liberar íons metálicos ocorrendo a difusão desses elementos por toda a Célula.

Célula 1:

Sódio, potássio, cálcio e magnésio:

Lima (1988) relata que a presença de substâncias metálicas no lixo é freqüente, sendo que Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} podem ser facilmente encontrados, pois quase todas as

espécies vegetais que o homem consome são constituídas, também, por esses elementos. Outra fonte desses íons metálicos é o material de recobrimento do lixo, quando é usado solo argiloso.

Os resultados encontrados na Célula 1 do Aterro da Muribeca mostram que as concentrações de sódio permanecem constantes do início ao final das medições, e apresentam uma média de 14.000mg/l, (Figura 4.22). Destacam-se os valores altos para as concentrações de sódio que podem estar associados à presença de sedimentos areno-argilosos nos solos que são utilizados no recobrimento da Célula, podendo inclusive ter ocorrido lixiviação deste metal alcalino. A concentração de sódio, conforme McCarty & McKinney (1961), encontra-se na faixa de inibição significativa para a fase metanogênica do processo degradativo. Importante ressaltar que as medições ocorreram quando a Célula 1 já se encontrava em estágio avançado de decomposição. Entretanto, estes valores acentuados de sódio podem não ter exercido influência nos processos bioquímicos de degradação.

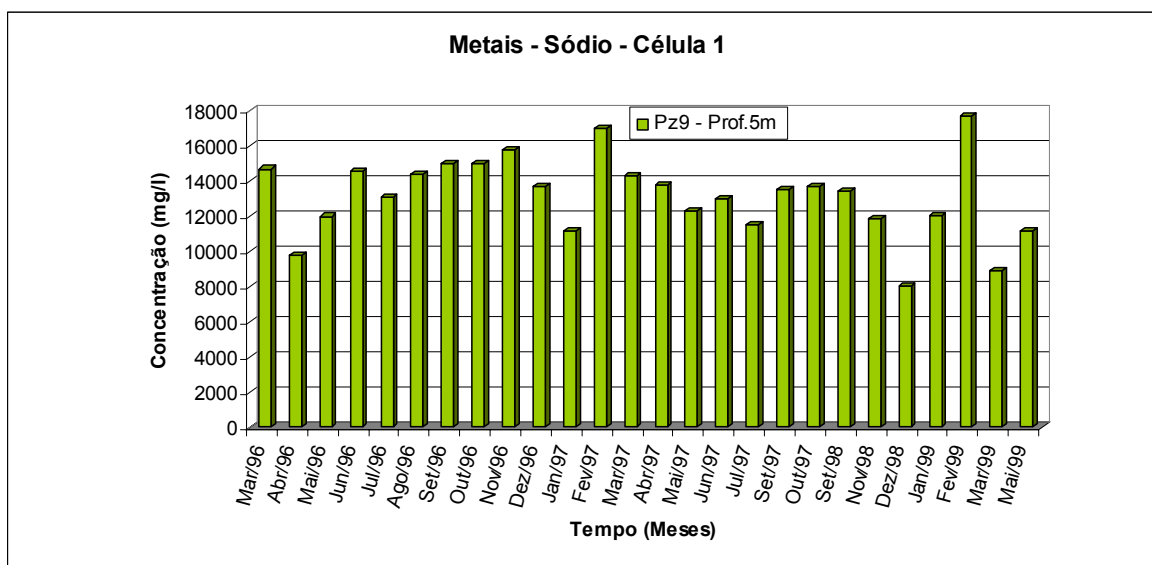


Figura 4.22. Concentração de sódio com o tempo (Célula 1 – Pz9)

As concentrações de potássio decaem com o tempo (Figura 4.23). A faixa de variação oscilou em torno de 1.200mg/l a 1.600mg/l de 1996 a 1997 e de 1998 a 1999 reduz-se para 400mg/l em média. Estes valores, conforme McCarty & McKinney (1961), são favoráveis à degradação microbiana. Os valores estão na faixa média típica de aterros com mais de 10 anos apresentada por Fernández-Viña (2000). Apesar de as

concentrações de potássio serem favoráveis à degradação microbiana, e estarem na faixa apresentada por alguns autores, Santos (2003) afirmou que estes valores são elevados, e da mesma forma que o sódio, estas concentrações altas podem estar associadas ao solo utilizado no recobrimento da Célula. Nas análises de Monteiro (1998) e Jucá *et al.* (1999) foram observados valores elevados de concentrações de sódio nos solos utilizados nas camadas de cobertura das Células do Aterro da Muribeca.

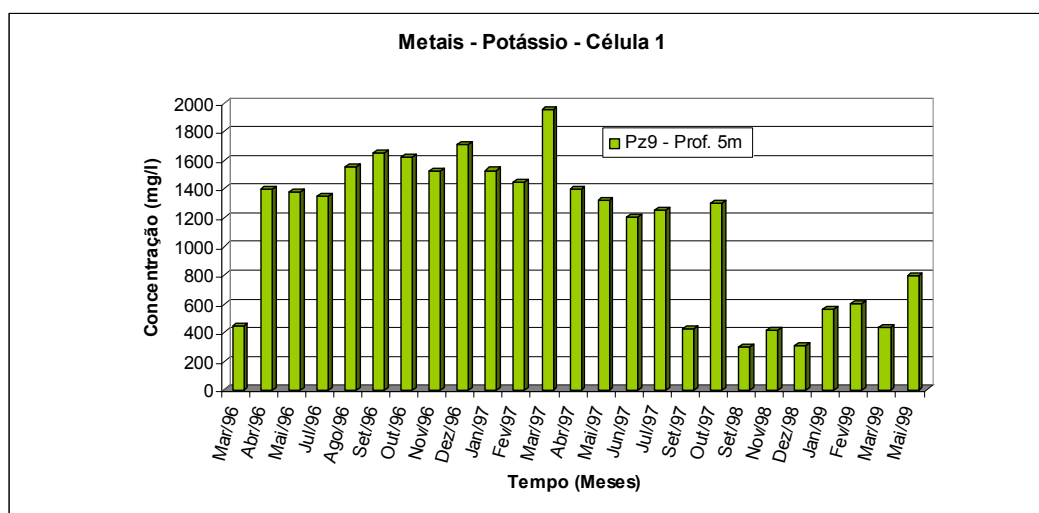


Figura 4.23. Concentração de potássio com o tempo (Célula 1 – Pz9)

McCarty & McKinney (1961) citam que os íons cálcio e magnésio nas concentrações de 100mg/l a 2.000mg/l e 75mg/l a 150mg/l, respectivamente, tornam-se estimulantes para as bactérias metanogênicas. Na Célula 1, para ambos os metais, houve uma aparente redução com o tempo nas concentrações. As concentrações ficam na faixa de 100mg/l a 150mg/l para cálcio, (Figura 4.24), e de 50mg/l a 120mg/l para magnésio, (Figura 4.25), o que seria estimulante para o grupo das bactérias metanogênicas. A faixa de variação destes elementos na Célula 1 estão de acordo com a faixa de valores apresentada por Fernández-Viña (2000) para aterros com idade acima de 10 anos.

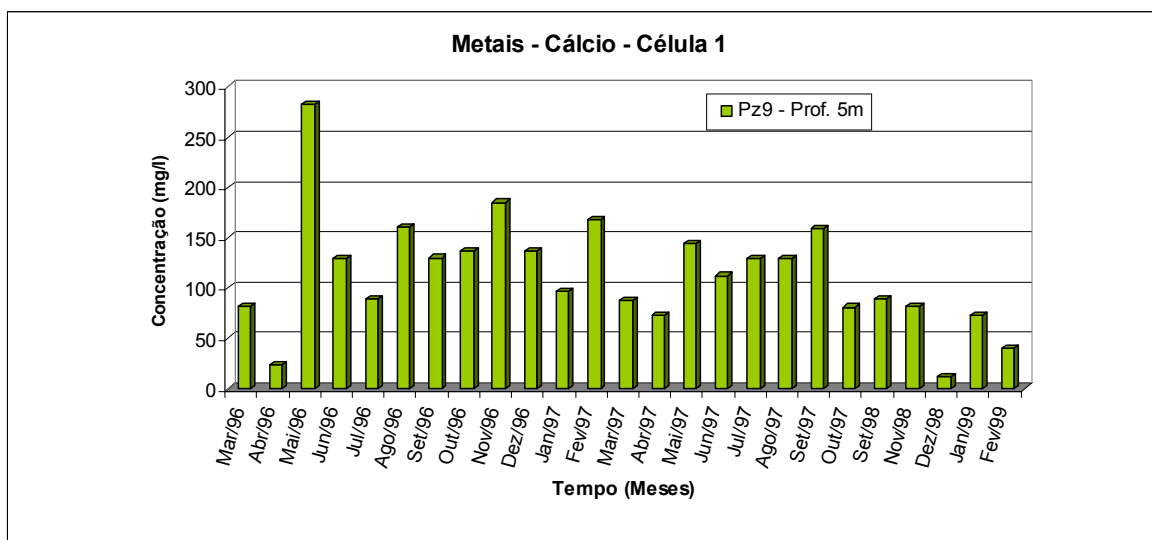


Figura 4.24. Concentração de cálcio com o tempo (Célula 1 – Pz9)

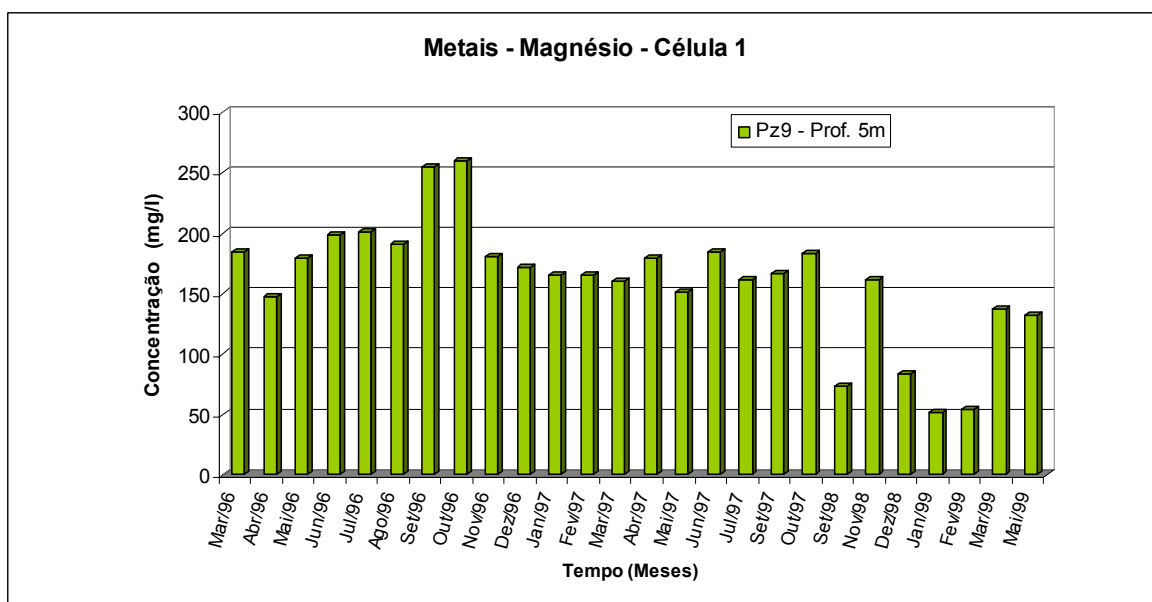


Figura 4.25. Concentração de magnésio com o tempo (Célula 1 – Pz9)

Alumínio:

O alumínio teve um comportamento bastante variável (oscilações) em função do tempo. A sua variação foi de 20mg/l a 120mg/l em diferentes épocas do ano (Figura 4.26). De acordo com Santos (2003), as concentrações de alumínio e ferro encontrados durante seus estudos com chorume do Aterro da Muribeca, foram ligeiramente elevadas em relação a literatura provavelmente em razão das características do solo utilizado na cobertura das Células.

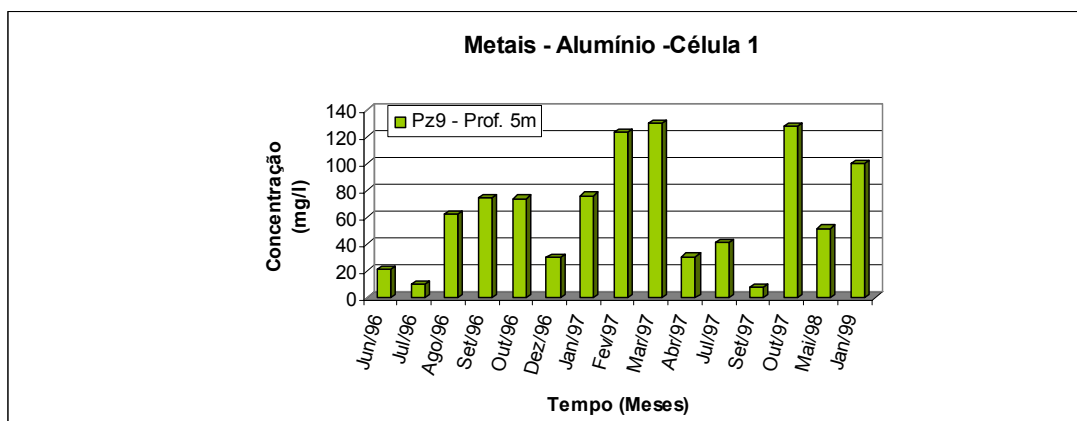


Figura 4.26. Concentração de alumínio com o tempo (Célula 1 – Pz9)

Fósforo:

O modelo de Monod (1949) evidencia a importância de nutrientes como fósforo na digestão anaeróbia. O autor destaca que o fósforo é um nutriente que está relacionado com a taxa de crescimento microbiano.

O conhecimento sobre as necessidades nutricionais dos microrganismos ainda é bastante restrito. Além disso, a grande maioria dos estudos sobre necessidades nutricionais dos microrganismos, em processos anaeróbios, são relacionados ao processo de tratamento de águas residuárias, sendo poucos os trabalhos sobre os resíduos sólidos (Pinto, 2000).

As concentrações de fósforo na Célula 1 mantêm um comportamento bem homogêneo com variações de 10mg/l a 25mg/l (Figura 4.27).

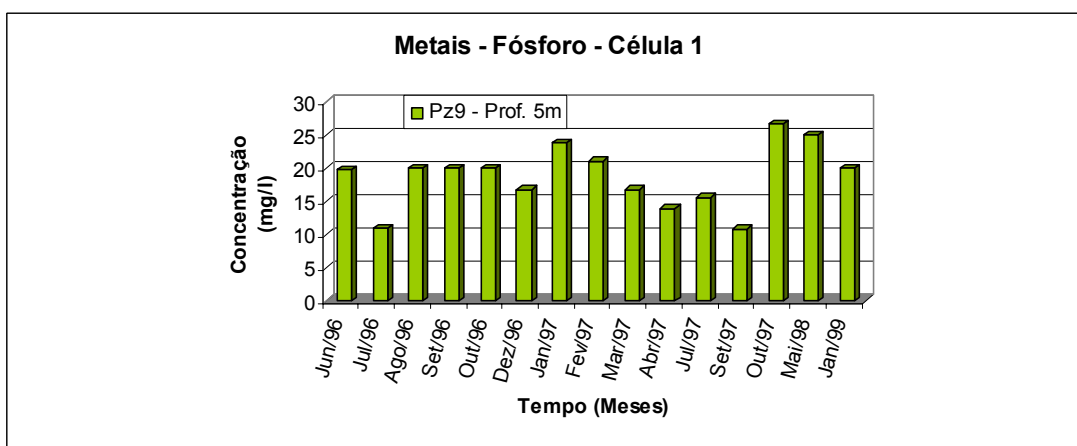


Figura 4.27. Concentração de fósforo com o tempo (Célula 1 – Pz9)

A relação DQO:N:P tem sido utilizada para a avaliação da necessidade de adição de nitrogênio e fósforo no uso de resíduos num sistema biológico. Porém, a melhor relação nutricional para cada caso deve ser determinada empiricamente, pois o excesso de nutrientes, bem como a carência destes, pode causar inibição ao processo biológico (Russell, 1992).

Britz *et al.* (1988), estudaram a necessidade nutricional de nitrogênio e fosfato para a digestão anaeróbia de um efluente petroquímico, onde os valores médios da relação DQO:N:P para o substrato petroquímico utilizado foram de 101:2:1. No caso da Célula 1 do Aterro da Muribeca, a relação DQO:N:P não foi determinada, uma vez que não foram obtidos dados referentes as concentrações de N. Entretanto, a relação DQO:P foi calculada e esta relação ficou em torno de 170:1.

Costa (2000) comentou que uma relação DQO:N:P de 500:5:1 é suficiente para atender às necessidade de macronutrientes dos microorganismos anaeróbios. Entretanto, Russell (1992) diz que esta relação deve estar entre 100:5:1 e 100:20:5 para os microrganismos em geral. Embora para a Célula 1 não tenha sido determinada a concentração de N total, a relação DQO:P está na faixa ótima para uma digestão anaeróbia satisfatória, de acordo com os autores acima citados.

Manganês:

O comportamento das concentrações de manganês na Célula 1 foi variável, ocorrendo oscilações ao longo do tempo, todavia, a faixa média de variação foi de 0,5mg/l a 3mg/l com valores médios em torno de 2mg/l (Figura 4.28). Estes valores são superiores aos encontrados por Santos (2003) para o chorume na entrada da estação de tratamento de chorume no Aterro da Muribeca. Cabe esclarecer que o chorume estudado por Santos (2003) corresponde ao chorume proveniente de todas as Células e misturado também com águas pluviais e surgências de águas subterrâneas, o que justificaria concentrações mais baixas de alguns metais, pois esse fenômeno permite a diluição do percolado.

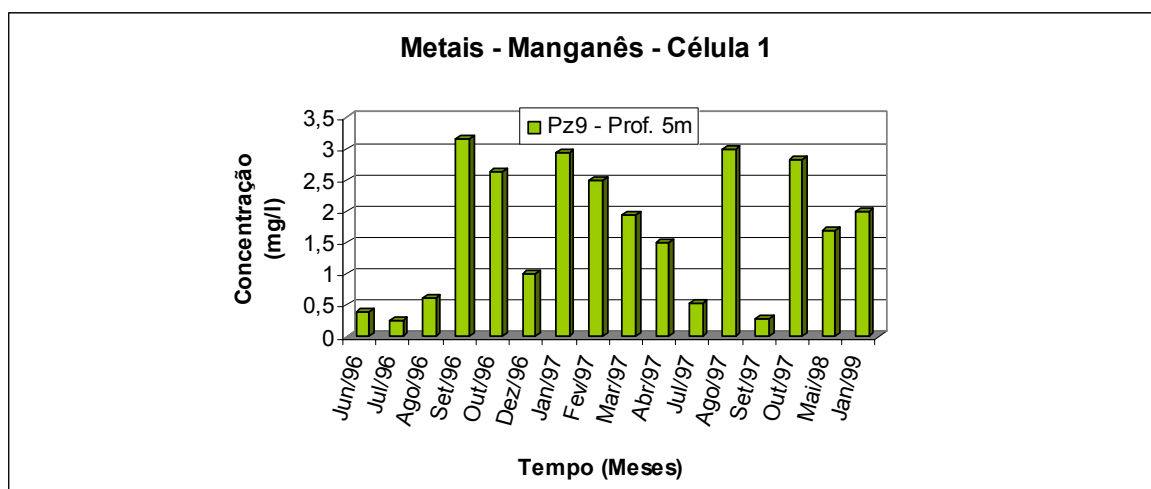


Figura 4.28. Concentração de manganês com o tempo (Célula 1 – Pz9)

Ferro:

A faixa de variação das concentrações de ferro na Célula 1 variaram de 50mg/l a 220mg/l e ocorreram oscilações ao longo do tempo (Figura 4.29). Esses valores são bastante elevadas e encontram-se na faixa de concentrações inibitórias para a digestão anaeróbia apresentada por Lima & Nunes (1994). A existência de valores elevados de ferro também foram ressaltados por Santos (2003), que associa a possível elevação nas concentrações de ferro às características dos solos utilizados na cobertura das Células. Os valores das concentrações de ferro também foram bastante superiores aos apresentados no Relatório (GRS/UFPE) de outubro fornecido à Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana (2002), o qual mostrou concentrações de 65mg/l. Contudo, a faixa de valores de concentrações de ferro encontrada na Célula 1 é semelhante àquela mostrada por Fernández-Viña (2000) para aterros com mais de 10 anos de idade. É importante ressaltar que a Portaria N° 1669 do Ministério da Saúde (2000) estabelece um valor máximo de ferro de 0,3mg/l para águas destinadas ao consumo humano. Portanto, as concentrações de ferro encontradas na Célula 1 em contato com os rios que circundam o Aterro da Muribeca seriam extremamente elevadas para serem descartados diretamente nos receptores fluviais.

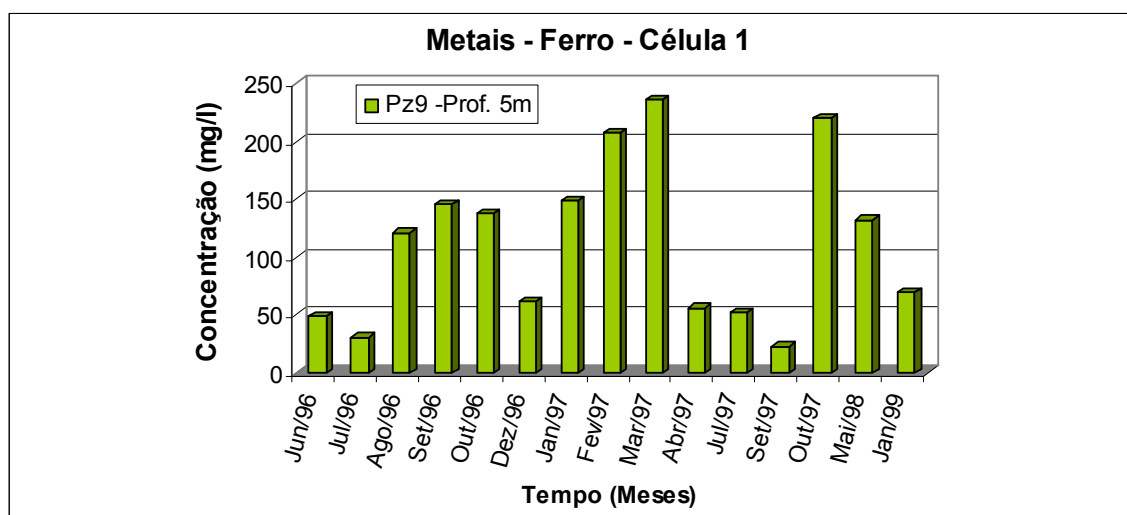


Figura 4.29. Concentração de ferro com o tempo (Célula 1 – Pz9)

Zinco:

As concentrações de zinco decaem com o tempo de 2,5mg/l em 1996 para 1,3mg/l em 1999 (Figura 4.30). Rooket (2000) cita que aterros com idade de 21 a 30 anos apresentam concentrações de zinco na faixa de 0,05mg/l a 9mg/l. Vieira e Souza (1981), apresentaram limites de concentrações de metais solúveis, acima dos quais seriam inibidoras no processo de digestão de esgotos domésticos. O limite de concentração para digestão anaeróbia satisfatória em esgoto domésticos é de 0,2mg/l até 1mg/l na concentração de zinco. Lima & Nunes (1994) relatam que os metais pesados são tóxicos à digestão anaeróbia mesmo em concentrações baixas. Os mesmos autores apresentam uma faixa de concentração de zinco inibitória para a digestão anaeróbia: 4mg/l a 10mg/l. A resolução CONAMA (1999) estabelece o limite máximo de 5mg/l de zinco para efluente e corpos d'água classe 3. No caso da Célula 1 do Aterro da Muribeca as concentrações de zinco encontradas em todo o período de medição situam-se abaixo dos padrões estabelecidos pela citada resolução.

De acordo com os dados acima citados e com a literatura pesquisada, pode-se dizer que as concentrações de zinco estão na faixa de aterros antigos, suas concentrações não estão inibindo o processo de digestão anaeróbia e estão abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA (1999).

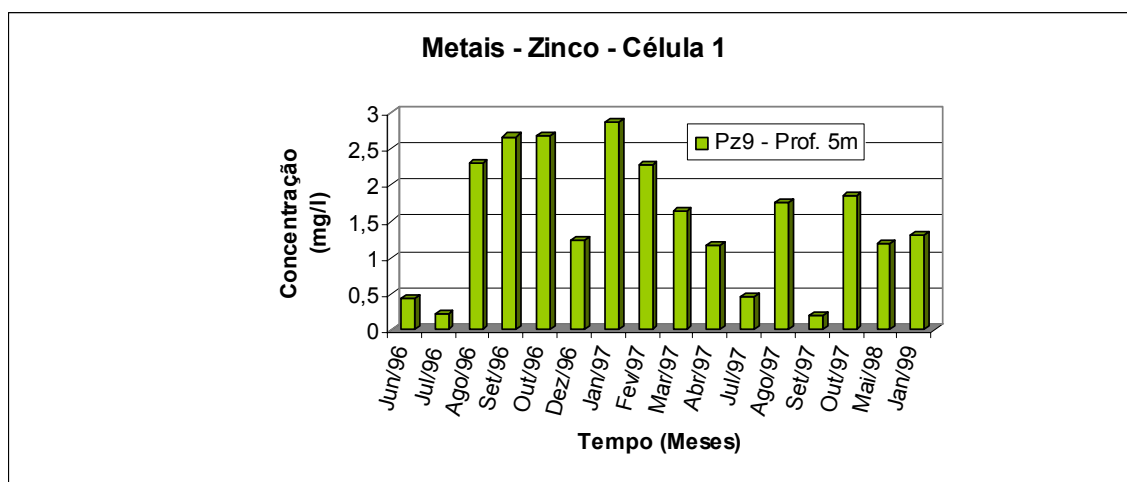


Figura 4.30. Concentração de zinco com o tempo (Célula 1 – Pz9)

Níquel:

As concentrações de níquel praticamente não variaram durante o período de medição. A média dos valores determinados foi de 0,25mg/l (Figura 4.31). Estes valores são condizentes com aqueles encontrados em aterros alemães com idade superior a 20 anos, publicados por Rooket (2000). Conforme Vieira & Souza (1981) o limite de concentração inibitória para a digestão anaeróbia de esgotos é de 2mg/l. No caso específico da Célula 1 do Aterro da Muribeca, os valores encontrados são bem inferiores a este limite. Além disso, as concentrações de níquel encontradas na Célula também são inferiores ao limite (2mg/l) estabelecido pelo CONAMA (1999) para sua disposição final em efluentes.

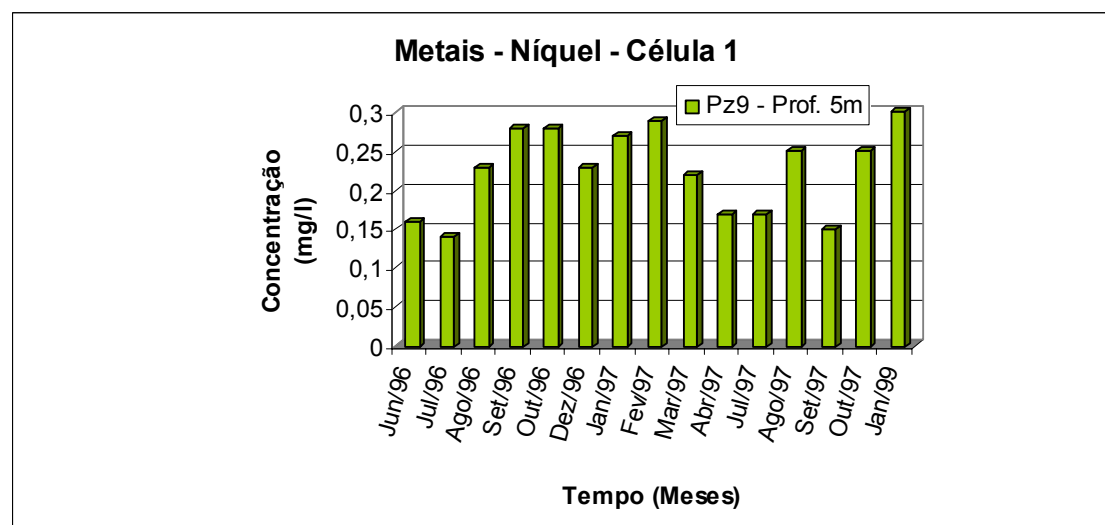


Figura 4.31. Concentração de níquel com o tempo (Célula 1 – Pz9)

Chumbo:

As concentrações de chumbo oscilam com o tempo variando de 0,1mg/l a 0,6mg/l (Figura 4.32). As concentrações de chumbo foram acima daquelas encontradas por Rooket (2000) para aterros de características semelhantes ao lixo da Célula 1 do Aterro da Muribeca. Entretanto o teto máximo encontrado na Célula 1 foi ligeiramente superior ao limite máximo estipulado pelo CONAMA (1999) para efluentes (0,5mg/l).

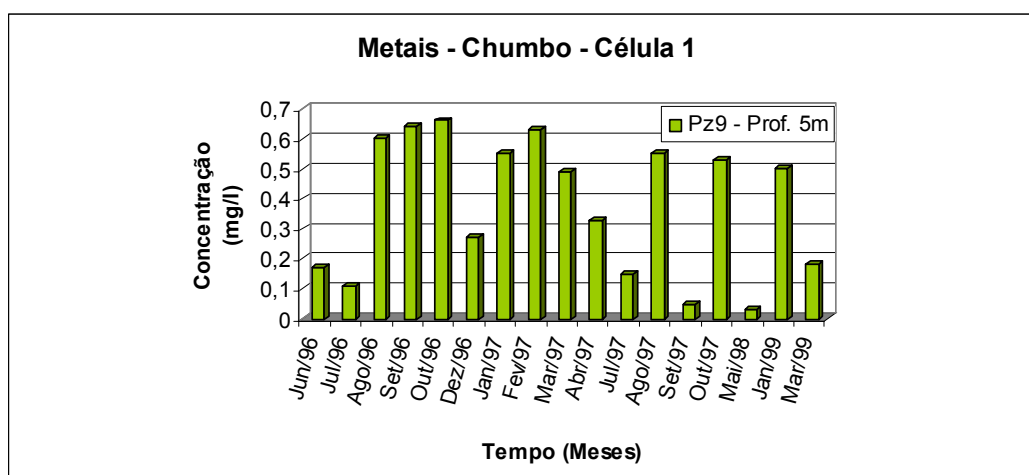


Figura 4.32. Concentração de chumbo com o tempo (Célula 1 – Pz9)

Alguns metais encontram-se com elevadas concentrações se forem relacionados com os valores satisfatórios para que ocorra a digestão anaeróbia. Estes valores altos são provavelmente, porque os metais sob análise ainda estão se dissociando na sua forma iônica. Esta dissociação ocorre de forma constante e embora haja oscilações nas concentrações de metais, as variações não são muito acentuadas.

Análise com a profundidade:

De modo geral, observa-se que as concentrações de metais decrescem acentuadamente com a profundidade (Tabela 4.6), o que é justificável por duas razões principais:

- 1) a camada dos 5m superiores possui lixo bem mais recente que a camada subsequente, o que justifica os altos valores nos índices de metais;

- 2) as camadas abaixo de 5m possivelmente apresentaram efeito de lixiviação, precipitação e bioacumulação em consequência dos efeitos da biodegradação. Um outro efeito que também pode ter ocorrido é a ascensão dos metais das camadas intermediária na direção da camada de cobertura (laterização).

Um fator relevante que merece destaque é que as concentrações de metais são influenciadas fortemente pelo pH do meio. Como já foi mencionado anteriormente, o pH da Célula 1 oscila em torno de 8. Segundo Melo (2003) esta faixa de pH alcalino pode contribuir para menor toxicidade dos metais pois, em pH altos, os metais precipitam-se e ficam retidos no material depositado do aterro. Estudos feitos por Amaral Sobrinho *et al.*(1999) em solos tratados por resíduos de metalurgia alcalinos, resultaram na baixa solubilidade do Pb e da retenção de Zn, Cd e Ni.

Tabela 4.6. Concentrações de metais ao longo da profundidade (Célula 1 - chorume)

Profundidade	Concentrações (mg/L)							
	Cr	Ag	Cd	Co	Pb	Ni	Cu	Zn
5m	31,25	0,20	0,90	1,78	60,65	3,10	12,70	110,00
10m	2,98	0,78	0,06	0,37	3,84	0,81	1,49	9,67
14m	0,45	0,04	0,10	0,40	1,60	0,90	1,75	7,00

A camada de lixo que se encontra a 5m apresenta valores de concentrações de metais bastante elevadas, sendo, inclusive, tóxicas para a digestão anaeróbia. Estes valores altos das concentrações pode ser justificável: a camada nessa profundidade apresenta lixo bem mais recente em relação às camadas subjacentes, resultando numa maior quantidade de metais. Nas camadas abaixo de 5m, o lixo apresenta concentrações bem menores mas ainda elevadas se comparada às concentrações que vinham sendo monitoradas ao longo do tempo na Célula1 (Pz9) e também são superiores à literatura para aterros de idades semelhantes. Contudo, o pH elevado poderia ter facilitado a precipitação de metais ao longo do perfil, justificando esta elevação nas concentrações abaixo da camada de 5m.

Célula 4:

A análise de metais na Célula 4 foi baseada em dados obtidos com o chorume ao longo do tempo (Pz1-C4) e dados obtidos com o chorume e resíduos sólidos nos ensaios

SPT (SP1A e SP1B) ao longo da profundidade. Com base no ensaio SPT (Furo SPT1B) realizado na Célula 4 em janeiro de 2002, verificou-se que a espessura do lixo encontrada neste furo foi 19,5m. Convém ressaltar que em outros ensaios realizados anteriormente nessa Célula, a espessura atingiu até 29m de lixo. Abaixo da camada de lixo existe uma camada de solo classificada de acordo com a classificação unificada dos solos como uma argila arenosa (CL) prof. 20m à 21m, seguido de uma areia argilosa (SC) prof. 21m a 22m e areia siltosa (SM) prof. 22m a 23,50m.

As Figuras 4.33 a 4.38 mostram a evolução de alguns metais do chorume coletado ao longo do tempo na Célula 4 a uma profundidade de 10m. A Tabela 4.7 mostra os metais no chorume ao longo da profundidade na Célula 4 e a Tabela 4.8 identifica as concentrações de metais nos resíduos sólidos. A Tabela 4.9 aborda uma análise de cada elemento para o chorume e resíduos sólidos ao longo da profundidade.

Análise com o tempo:

Os teores de metais do chorume da Célula 4 condizem com os encontrados na literatura em aterros de RSU apresentando as mesmas características, inclusive estando dentro dos limites aceitáveis conforme Ribeiro *et al.* (artigo não publicado). Apesar desta Célula possuir idade bastante inferior à Célula 1, as concentrações de metais ao longo do tempo, em geral, são inferiores (Monteiro *et al.*, 2002). Isto pode ser justificado porque, inicialmente, o material depositado apresenta metais de consistência mais agregada (por exemplo ferro metálico na forma sólida). Neste momento, a concentração de metais poderá ser elevada de maneira mais pontual (metal agregado), porém estará na forma iônica pouco dissociada. Com o passar do tempo os metais irão dissociar-se gradualmente de sua forma metálica para a sua forma iônica e se dispersarão em toda a massa de lixo. Nessa fase, os metais não estarão apenas nos locais pontuais, mas espalhados por toda Célula, agregados a outras moléculas (adsorvida ou complexada à matéria orgânica.). Entretanto, com o passar de um longo período de tempo estas concentrações de metais poderão novamente voltar a cair. Esse fenômeno pode justificar-se porque a Célula 4 apresenta menor concentração de metais que a Célula 1, apesar de a Célula 4 possuir em sua maioria idade inferior à Célula 1, ou seja, a Célula 4 pode apresentar ainda metais na sua forma não-iônica. Entretanto, com o passar do tempo estas concentrações poderão aumentar quando os metais passarem para

sua forma iônica, os quais serão distribuídos de uma maneira mais homogênea, tanto para os líquidos como para os próprios resíduos.

Deste modo, as concentrações de metais tendem, a princípio ser altas pontualmente, pois o lixo de disposição recente, apresenta altas concentrações de metais. Com o passar do tempo as concentrações pontuais tendem a cair, devido a processos físicos, químicos e biológicos. Entretanto, em razão da ionização dos metais, ocorre uma dissipação dos metais por toda a Célula de lixo, aumentando as concentrações nos fluidos e em outras moléculas orgânicas e inorgânicas (sob forma de compostos solúveis). Ressalte-se que após um longo período de tempo os níveis de metais poderão, de fato, diminuir do interior de uma Célula através de fenômenos físicos, como por exemplo, a lixiviação de líquidos.

A Célula 4 do Aterro da Muribeca encontra-se em metanogênese e ocorre um decréscimo nas concentrações de metais, o que está de acordo com Lima (1994). Rolim *et al.* - artigo não publicado (2003), afirma que após a maturação das Células de lixo poderá ocorrer um novo aumento das concentrações de metais, pois os metais na forma sólida continuarão a liberar íons metálicos ocorrendo a dissolução desses metais por toda a Célula. Este comportamento foi observado na Célula 1, como descrito anteriormente, pois se encontra na fase de maturação.

De maneira geral, ocorreu uma redução com o tempo nas concentrações de metais da Célula 4, como esperado. Alguns dos fenômenos de atenuação ou redução nas concentrações de metais ocorrem por ação dos microrganismos. Conforme Garcia Jr (1997), os microrganismos podem acumular ou biotransformar elementos metálicos (volatilização, precipitação extracelular, ligação à superfície e bioacumulação intracelular), em formas menos tóxicas. Isso é feito através de reações enzimáticas específicas ou de mecanismos decorrentes das características e das propriedades da parede celular e da membrana plasmática desses microrganismos. Além do mais, outros processos ocorrem em uma célula de lixo, que podem contribuir para a redução nas concentrações de metais, como por exemplo, a lixiviação, precipitação e complexação.

Manganês:

As concentrações de manganês na Célula 4 decaem com o tempo (de 6mg/l para 0,5mg/l). Geralmente, estas concentrações são inferiores às encontradas na Célula 1.

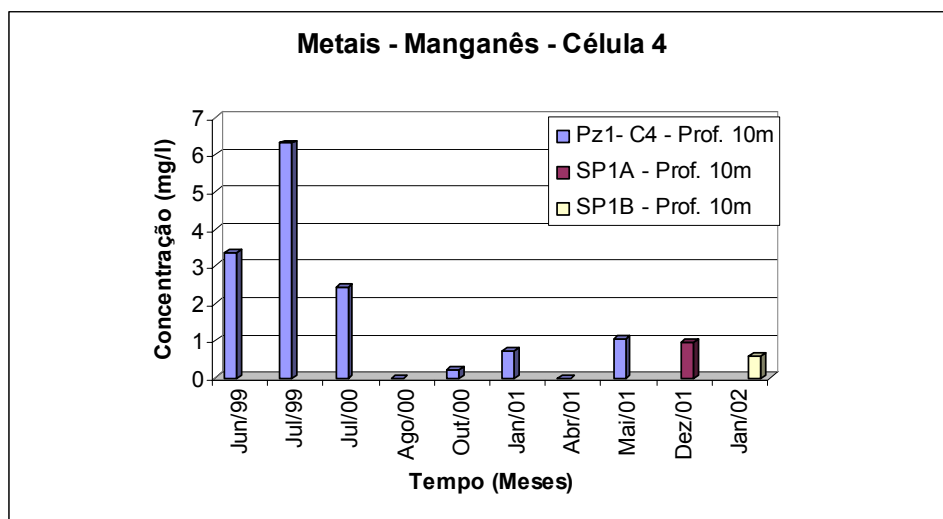


Figura 4.33. Concentração de manganês com o tempo (Célula 4)

Ferro:

Também ocorre redução das concentrações ao longo do tempo (de 400mg/l para 2mg/l). Se comparado a Célula 1, com exceção do mês de junho de 1999, todas as concentrações de ferro foram inferiores.

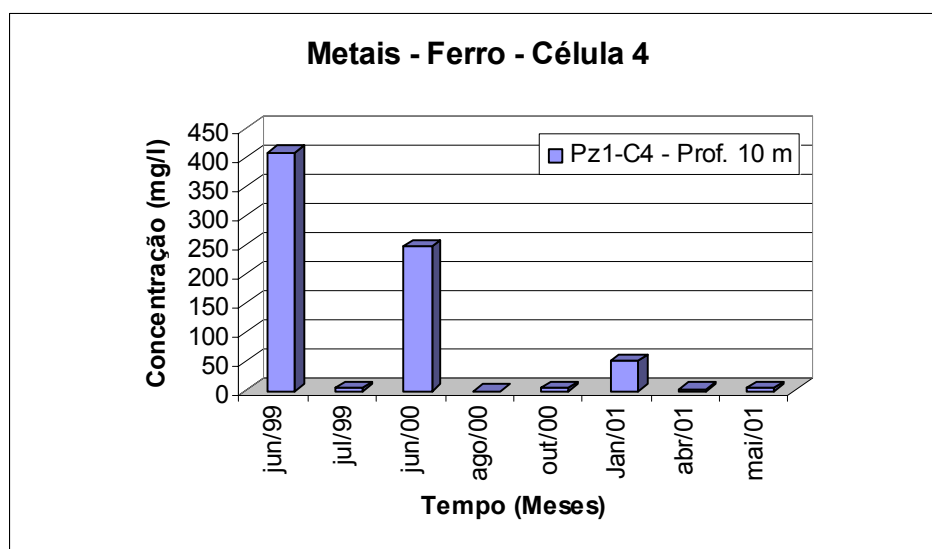


Figura 4.34. Concentração de ferro com o tempo (Célula 4)

Zinco:

Observações mostram que as concentrações deste metal decaiu com o tempo. Não obstante, nos meses de maio e dezembro de 2001 ocorreram picos nas concentrações de zinco. A redução nas concentrações de zinco decaíram em média de 6mg/l para 1 mg/l. Na Célula 4 as concentrações de zinco foram superiores às da Célula 1, embora algumas concentrações tenham sido da mesma ordem de grandeza, inclusive a concentração final obtida no último mês de medição tenha sido semelhante àquelas encontradas na Célula 1. Deve-se levar em consideração que o zinco é necessário para o metabolismo microbiano, pois somente com a presença desse metal ocorre a degradação de certos componentes orgânicos. O zinco atua como componente essencial de algumas enzimas e faz parte de outras moléculas. Portanto, o zinco em concentrações adequadas facilita a degradação microbiana (Garcia Jr, (1997).

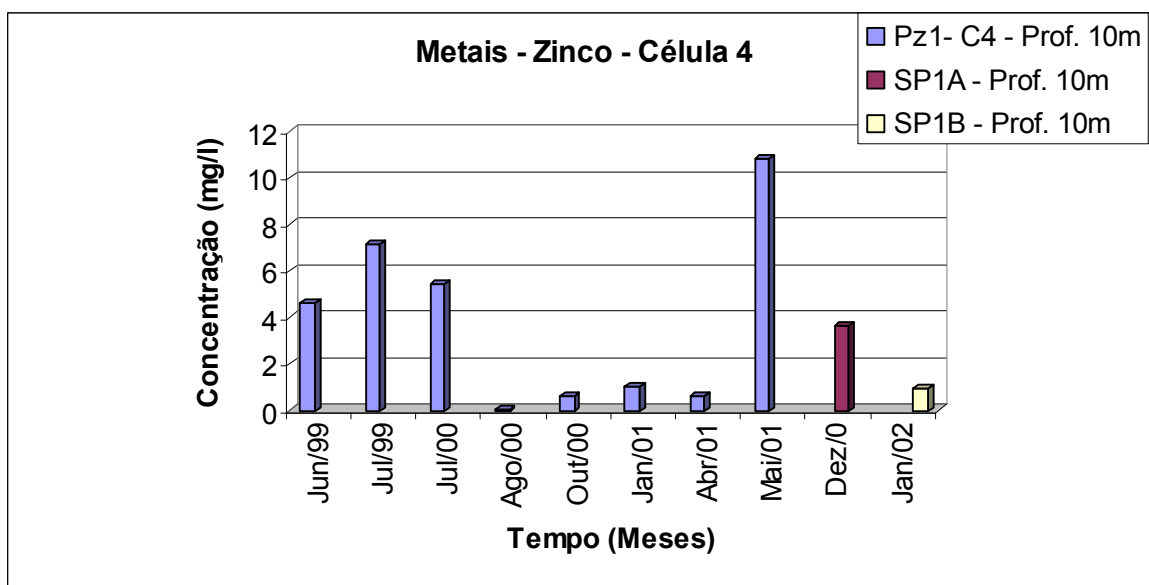


Figura 4.35. Concentração de zinco com o tempo (Célula 4)

Chumbo:

As concentrações de chumbo na Célula 4 decaem com o tempo (7mg/l para 0,1mg/l). Os valores nos primeiros meses de medição são superiores aos encontrados na

Célula 1, porém as concentrações encontradas nos períodos finais de medição são da mesma ordem de grandeza que as concentrações encontradas na Célula 1.

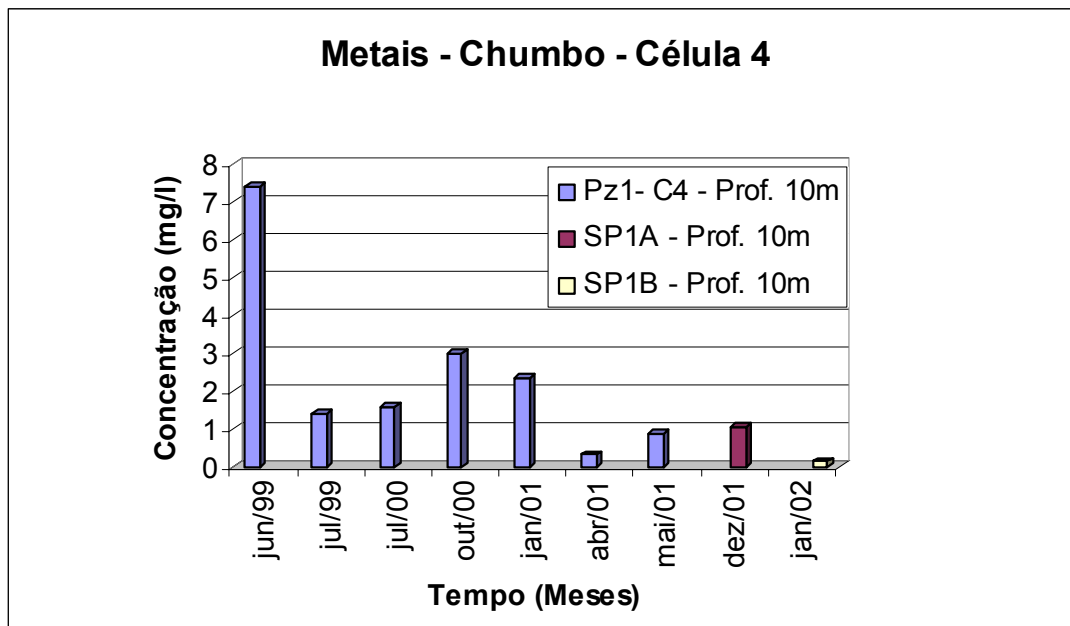


Figura 4.36. Concentração de chumbo com o tempo (Célula 4)

Cádmio:

Na Célula 4 ocorre o aumento das concentrações de cádmio até o mês de maio 2001, a partir deste mês ocorre um decréscimo dessas concentrações. A faixa de variação é de 0,03mg/l a 0,25mg/l.

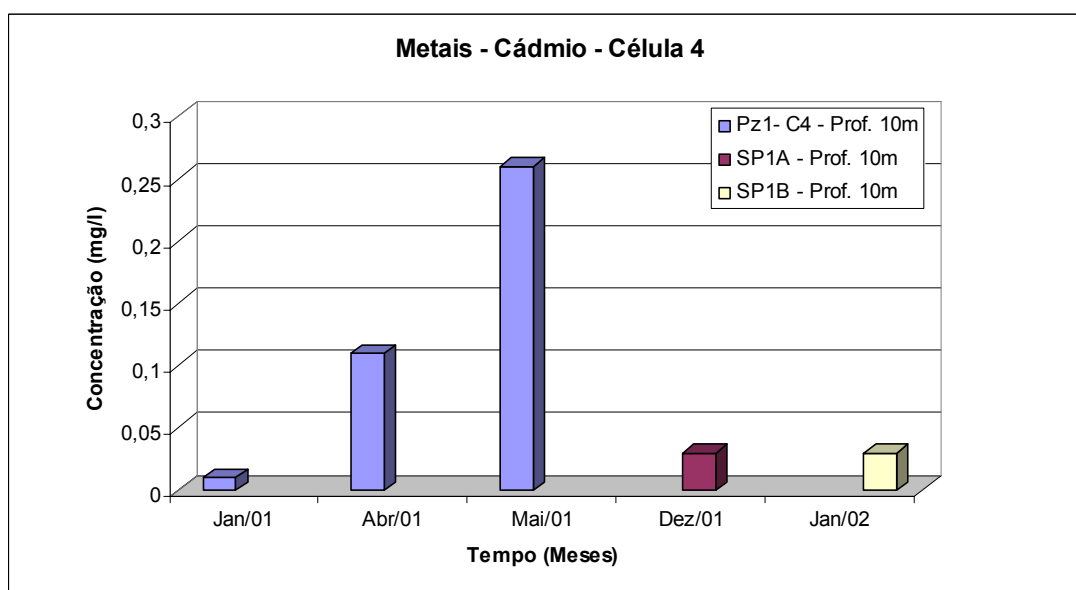


Figura 4.37. Concentração de cádmio com o tempo (Célula 4)

Cobre:

As concentrações de cobre decaem com o tempo tendo sido verificado uma faixa de variação de 0,07mg/l a 2,3mg/l.

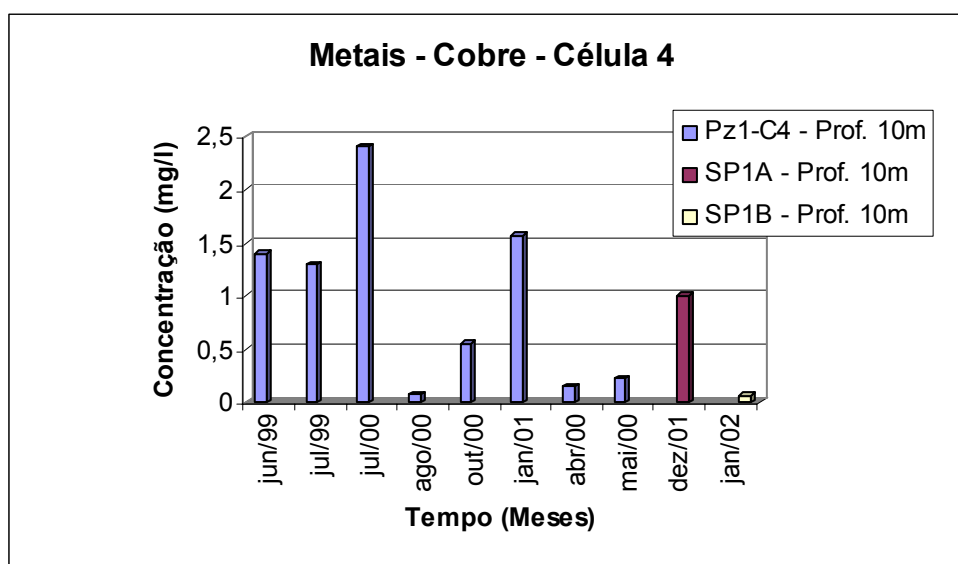


Figura 4.38. Concentração de cobre com o tempo (Célula 4)

Análise com a profundidade:

Em geral, os maiores valores de concentração de elementos químicos no chorume são encontrados nas maiores profundidades, devido à promoção de um elevado gradiente de concentração na interface solo/chorume (Oliveira, 1999). Essa concentração de fundo deve-se aos processos de lixiviação e solubilização. Entretanto, em uma Célula de lixo pode-se observar conforme Rolim *et al.* –artigo não publicado (2003), um comportamento bastante variado com relação à migração dos íons metálicos. Segundo estes autores os metais podem se deslocar diferentemente de acordo com a sua localização no interior da célula de lixo. Alguns metais apresentaram concentrações elevadas no chorume das camadas mais superficiais e oscilações nessas concentrações nas camadas intermediárias. Este comportamento pode ser justificado porque os íons que estão dispostos nas camadas um pouco abaixo da superfície do aterro poderão deslocar-se na direção da camada de cobertura. Assim, pode ocorrer um fenômeno semelhante ao que acontece em rochas com a presença de água, denominado

Metais Célula 4 - Resíduos Sólidos (mg/Kg) SP1A/Dez 01 e SP1B/jan/02																										
Prof.	SP1A	SP1B		SP1B	SP1A	SP1B	SP1A	SP1B	SP1A	SP1B	SP1A	SP1B	SP1A	SP1B	SP1A	SP1B	SP1A	SP1B	SP1A	SP1B	SP1A	SP1B	SP1A	SP1B	SP1A	SP1B
(m)	Al	Al	Ca	Ca	Cd	Cd	Cr	Cr	Cu	Cu	Fe	Fe	Mg	Mg	Mn	Mn	Ni	Ni	Pb	Pb	Ti	Ti	Zn	Zn	Zn	Zn
-3,5	43701	0	10786	0	0	0	84	55	90	26	15383	0	1646	0	313	246	82	121	56	20	109	0	479	139		
-4,5		3023		8105		0		55		87		22274		912		289		85		45		58			543	
-10	3250	4128	7758	7342	0	0	48	47	11	31	6455	10374	1174	854	187	186	5	4	21	48	144	83	422	510		
-14	3519	3698	10509	10779	0	0	42	61	12	12	8176	7525	1054	1047	389	185	0	10	26	31	57	116	564	291		
-18		3715		8499		0		43		18		7347		1098		177		80		120		103		200		
-20		11939		538		0		37		0		10285		191		41		0		13		40		428		
-23		12649		1824		0		31		0		7490		1649		168		0		13		0		417		

Tabela 4.9. Análise por elemento (chorume e resíduos sólidos – Furo SP1B)

Elemento	Chorume	Resíduos Sólidos
Al	• Não foi detectado nas profundidades iniciais; a 18m a concentração é bastante elevada. • Quando há uma proximidade da camada de solo, este valor decresce e logo aumenta.	• Constante com a profundidade • No solo a concentração é muito maior que nos resíduos sólidos.
Ca	• Não foi detectado nas profundidades iniciais; a 18m a concentração é bastante elevada. • Solo: há um acréscimo nas concentrações.	• Oscila com valores bastante próximos. • No solo as concentrações são muito menores que no lixo.
Cd	• Constante com a profundidade e está de acordo com a faixa encontrada na literatura para aterros de diversos países segundo vários autores.	• Não foi detectado nos resíduos sólidos nem no solo.
Cr	• Aumenta a concentração ao longo da profundidade. • Concentrações superiores às encontradas na literatura para aterros de idades semelhantes. • Concentrações elevadas na camada de solo, onde esta funciona como uma camada que retém as concentrações de metais.	• Praticamente constante ao longo da profundidade. • No solo há uma pequena redução.
Cu	• Ocorrem oscilações ao longo da profundidade. • Estão nos padrões das concentrações deste metal pesado em chorume de diversos aterros. • No solo os valores são semelhantes aos encontrados no lixo imediatamente acima da camada de solo.	• Diminui com a profundidade com exceção da profundidade 4,5m. • No solo não foi detectado.
Fe	• Aumenta com a profundidade. • Solo: valores muito maiores que no lixo.	• Diminui com a profundidade, exceto a uma profundidade de 3,5m, onde não foi detectado este elemento. • No solo tem a mesma grandeza das concentrações do lixo.
Mg	-	• Na profundidade 3,5m não existe e nas profundidades subsequentes tem-se valores praticamente constantes. • No solo a concentração é muito menor e depois cresce.
Mn	• As concentrações oscilam em profundidade. • Concentrações estão de acordo com os teores deste metal encontrado em aterros de idades semelhantes • No solo oscilam.	• Diminui com a profundidade. • No solo imediatamente abaixo, muito menor, depois aumenta.
Ni	• Concentrações oscilam, são baixas e estão de acordo com a literatura para aterros semelhantes. • Solo: concentrações baixas e da mesma ordem de grandeza do chorume imediatamente acima (lixo).	• Oscila. • No solo não há presença.
Pb	• Decrescem com a profundidade. • Estão de acordo com a literatura para chorumes de aterros semelhantes. • Solo: concentrações baixas e da mesma ordem de grandeza do chorume acima (lixo).	• Oscila. • No solo: muito menor.
Ti	-	• Aumenta com a profundidade. • No solo: menor
Zn	• Aumentam com a profundidade. • Níveis mais elevados na camada de solo abaixo da camada de 19,5m de lixo. • A camada de solo retém os metais, pois as concentrações deste metal é maior que no chorume acima (camada de lixo).	• Oscila. • Solo: maior que os últimos valores das profundidades próximas, embora tenha valores semelhantes aos do lixo em profundidades menores.

4.3.2. Microbiologia (Chorume e Resíduos Sólidos)

Os microrganismos presentes numa Célula de lixo podem indicar a evolução do comportamento biodegradativo. Desta maneira, o número de microrganismos pode ser um indicador da fase em que um aterro de resíduos sólidos se encontra. Melo (2003) sugere que há uma relação direta entre a quantidade de matéria orgânica presente em uma Célula de lixo, produção de gás, recalque, agentes tóxicos, entre outros. O mesmo autor, em seus estudos sobre compressibilidade na Célula 4 do Aterro da Muribeca, verificou que a quantidade de microrganismos nela presentes decresceu com o tempo e, consequentemente os recalques também tiveram o mesmo comportamento.

Célula 1:

Análise com o tempo:

Os ensaios realizados na Célula 1 mostraram que a contagem de bactérias anaeróbias totais (Figura 4.39) teve um comportamento atípico, ou seja, a contagem foi maior que a esperada, apesar de a Célula de lixo ser bastante velha. No início das medições a contagem desses microrganismos foi de 10^5 (março/1999) passando a 10^9 (maio/2000) na última medição. Entretanto, em 1997, como já comentado, foi colocada uma sobrealtura de 5m de lixo novo na Célula 1. Essa massa de lixo poderia de algum modo influenciar na contagem de microrganismos anaeróbios. Os microrganismos presentes nessa massa de lixo recente, segundo vários pesquisadores, podem se dispersarem através de líquidos a diversos pontos. Além do mais, no número de anaeróbios totais pode estar incluso os aeróbios e anaeróbios facultativos, uma vez que estes microrganismos podem mudar o seu metabolismo em função da quantidade de oxigênio disponível no meio. Além disso, a técnica de determinação da contagem de microrganismos também pode afetar. Portanto, esses fatores podem ter contribuído para o aumento na contagem dos microrganismos anaeróbios totais, apesar de a massa de lixo da Célula 1 ter idade bastante avançada.

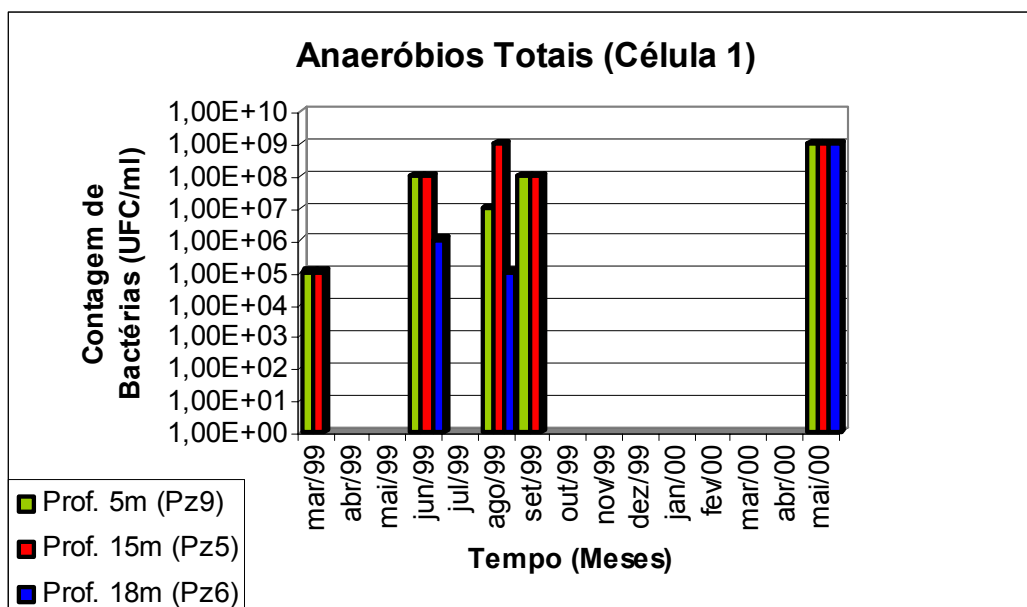


Figura 4.39. Anaeróbios totais com o tempo - Célula 1

Conclusivamente, o grupo dos microrganismos aeróbios totais apresentou-se em menor número, se comparado aos anaeróbios totais (Figura 4.40). Houve um leve decréscimo desses microrganismos com o tempo. Apesar disso, a faixa média manteve-se em torno de 10^4 (UFC). Conforme diversos autores para aterros de resíduos sólidos essa contagem de bactérias é pequena.

A menor contagem de microrganismos aeróbios em relação aos anaeróbios já era esperado uma vez que os principais microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia em um aterro são os microrganismos anaeróbios.

Todavia, observou-se desenvolvimento em todas as profundidades de microrganismos aeróbios, não havendo grandes variações na contagem de bactérias nas diversas profundidades estudadas. Isso contrariou o esperado. Entretanto, na Célula 1 são encontradas fissuras por toda a camada de cobertura, circunstância que facilitou a entrada de oxigênio por caminhos preferências, além de ocorrerem precipitações durante o ano todo, permitindo a entrada de oxigênio dissolvido nas chuvas e aumentando a concentração desse gás. A entrada de oxigênio extra faz com que haja uma desestabilização do meio, conforme Junqueira (2000), Melo (2003) e Monteiro *et al.* (2002), permitindo o aumento de organismos aeróbios no meio interno e diminuindo o número de organismos anaeróbios.

A observação dos dados ao longo do tempo permitiu verificar que não houve grandes variações nas contagens dos microrganismos ao longo das profundidades observadas. A contagem mostrou um perfil mais ou menos homogêneo em toda a Célula.

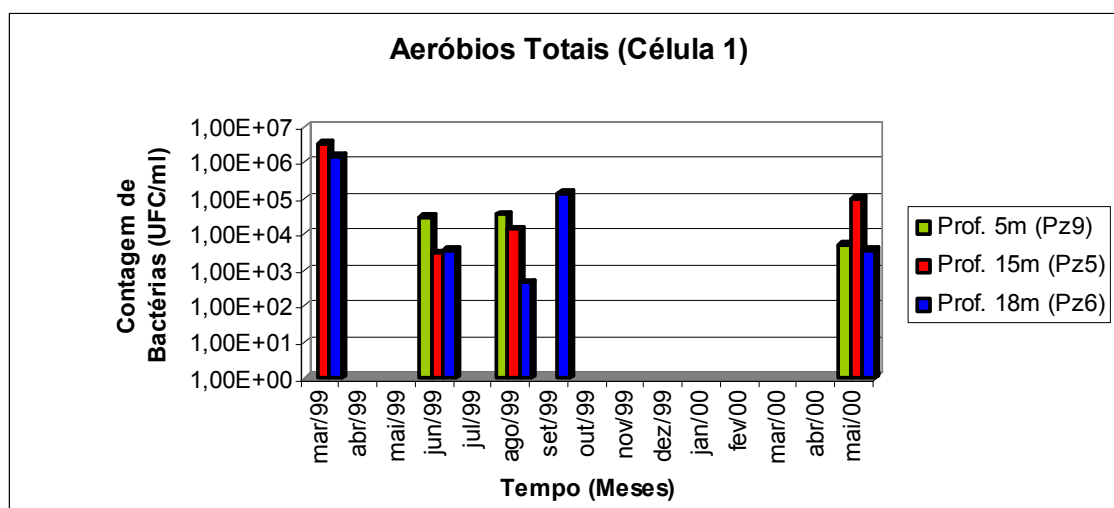


Figura 4.40. Aeróbios totais com o tempo - Célula 1

Um outro aspecto a ser observado, no que concerne à contagem de bactérias, é que também não houve variações perceptíveis nas quantificações de microrganismos com relação às mudanças das condições climáticas nos diversos períodos em que foram medidas. Isso ocorreu provavelmente porque a massa de lixo já é bastante velha e a quantidade de chuvas pouco permitiu crescimento microbiano, justamente pela carência de nutrientes e matéria orgânica.

Estes padrões homogêneos nas contagens, tanto de bactérias aeróbias como anaeróbias, podem ser explicados pela homogeneidade da massa de lixo em razão da idade. Conclui-se que o meio interno não permite que haja variações bruscas nos diversos parâmetros medidos. No entanto, deve se ressaltar que a disposição posterior de lixo mais recente provocou um desequilíbrio no meio interno, alterando alguns parâmetros físico-químicos e microbiológicos, principalmente os microrganismos anaeróbios que são mais susceptíveis a alterações do meio.

Análise com a profundidade:

A Figura 4.41 mostra o NMP dos microrganismos do grupo coliformes e as Figuras 4.42 a 4.45 mostram a contagem das espécies *Staphylococcus aureus*, *Clostridium perfringens*, *Streptococcus faecalis* e *Pseudomonas aeruginosa*. Os resultados indicaram uma baixa atividade, pois foram encontrados valores de NMP (Número Mais Provável) na ordem de grandeza de 10^3 a 10^5 , tanto para os resíduos como para o chorume o que representam valores baixos. Nada obstante, essa contagem praticamente não variou ao longo da profundidade, indicando uma constância nas condições do meio (massa de lixo). Os resultados das análises físico-químicas corroboram com a afirmação de que esta Célula encontra-se bioestabilizada. Essa bioestabilização pode ser ilustrada através dos índices de DBO e DQO encontrados no chorume que são bastante baixos (333 e 4.941 respectivamente) no período da coleta das amostras.

As análises foram realizadas em 2001 indicando que houve uma diminuição nos valores das ordens de grandeza com relação aos ensaios realizados nos anos anteriores, apesar de não serem analisados os mesmos microrganismos. Essa redução já era esperada, porquanto os resultados de outros parâmetros indicavam uma redução em todos os constituintes orgânicos há vários anos.

De modo geral, as contagens dos microrganismos encontradas ao longo do perfil da Célula 1 são bastante semelhantes, sugerindo uma massa de lixo homogênea ao longo de toda a profundidade. Esta semelhança é verificada, inclusive, com relação às contagens de microrganismos no chorume e nos resíduos sólidos, embora a contagem de microrganismos nos resíduos tenha sido levemente superior. Como será visto posteriormente, os resíduos foram menos tóxicos se comparado ao chorume das Células, nos testes de fitotoxicidade. Possivelmente isso ocorreu pelo fato de o chorume carrear consigo elementos tóxicos e serem mais facilmente disponível para microrganismos, uma vez que se apresentam em solução.

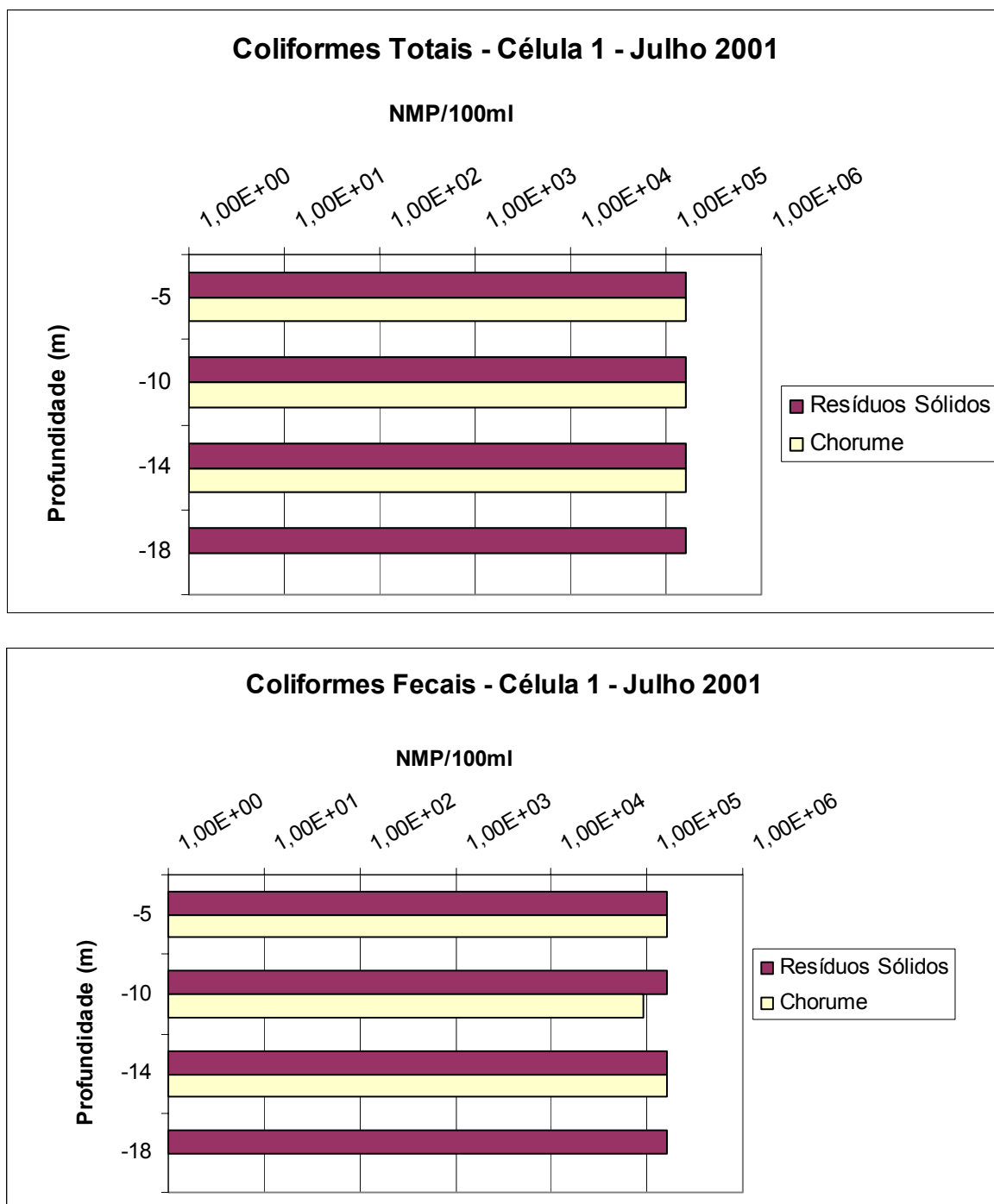


Figura 4.41. Coliformes Totais e Fecais – Célula 1

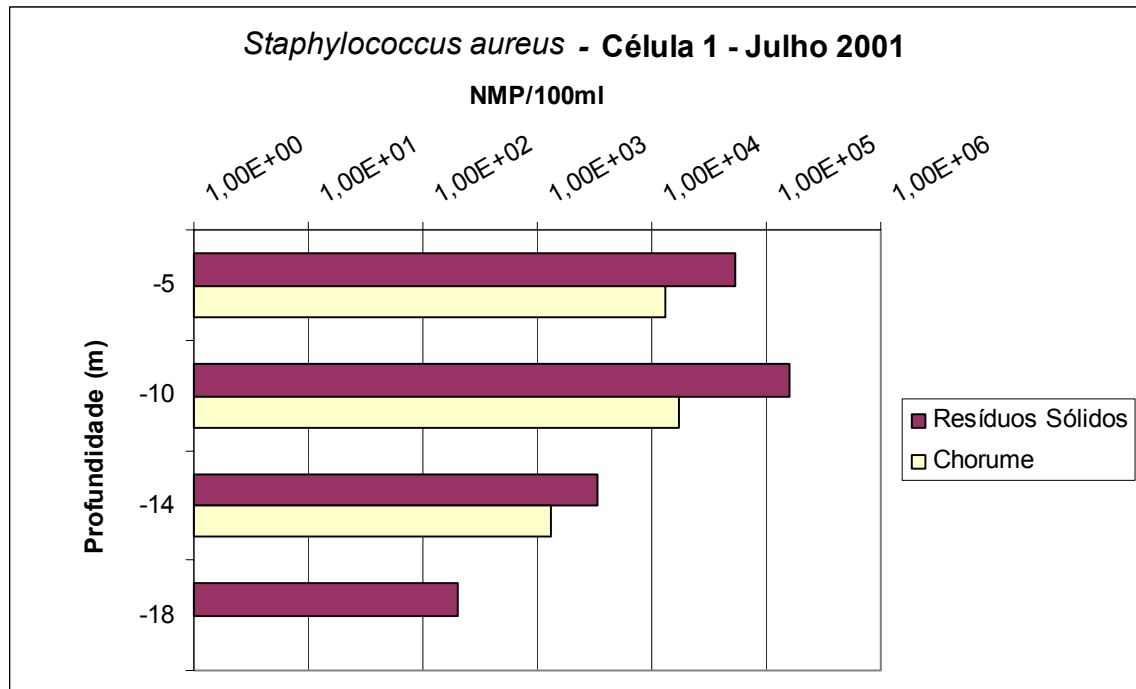


Figura 4.42. *Staphylococcus aureus* – Célula 1

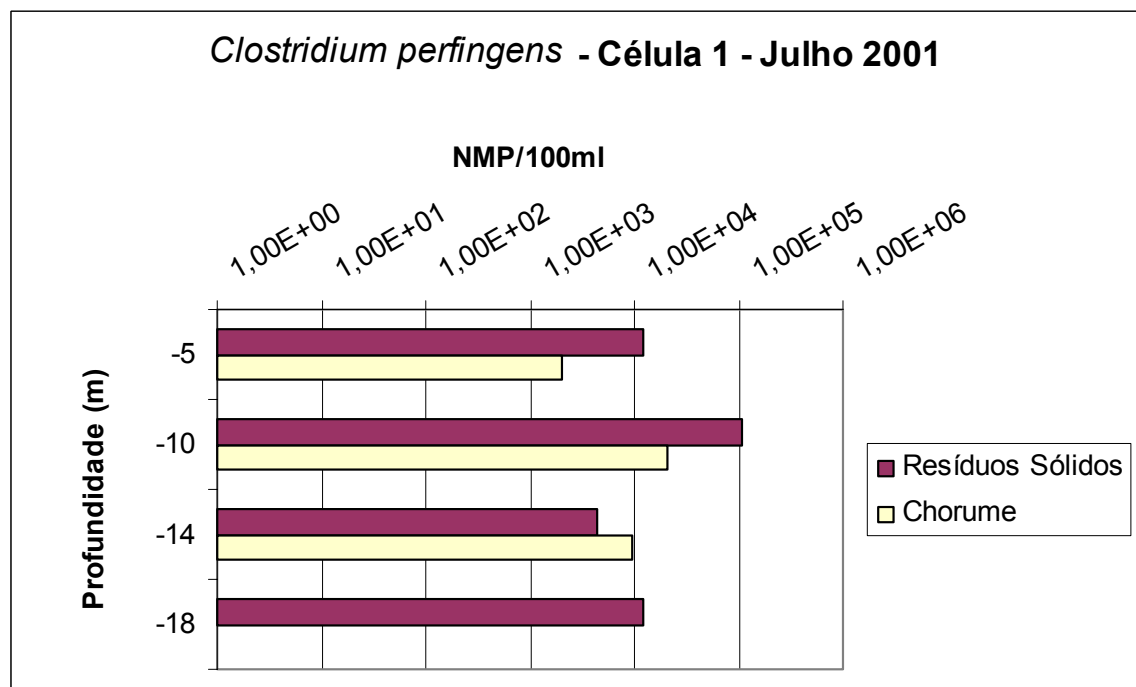


Figura 4.43. *Clostridium perfringens* – Célula 1

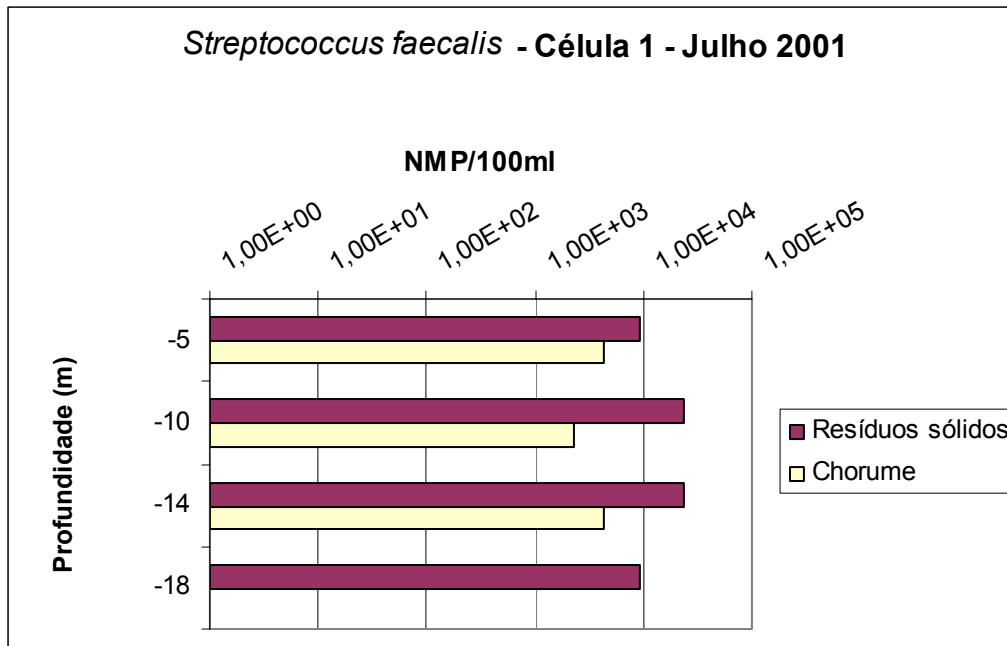


Figura 4.44. *Streptococcus faecalis* – Célula 1

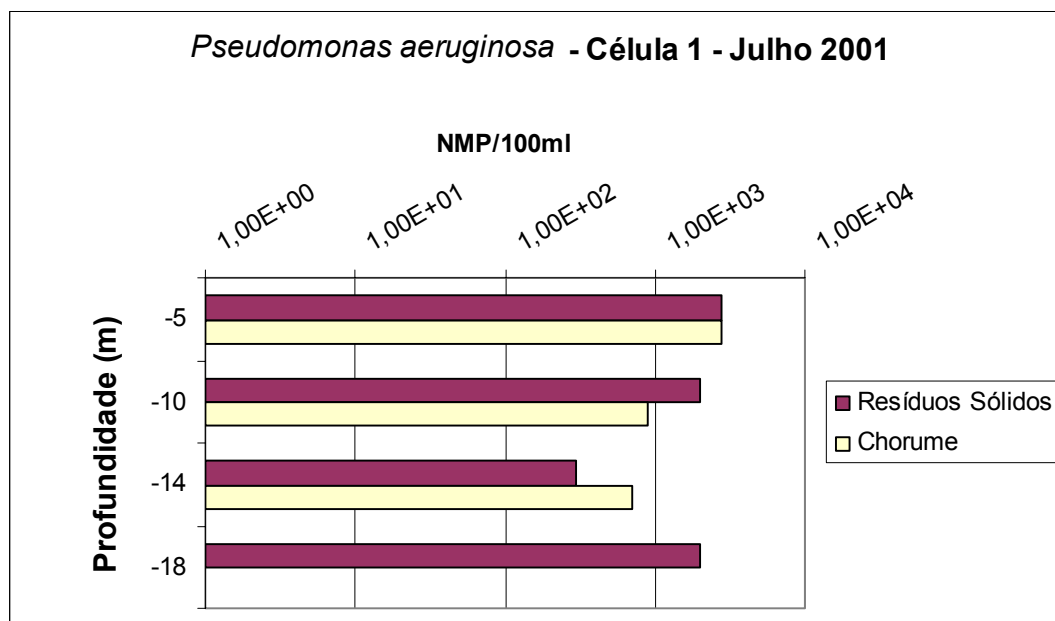


Figura 4.45. *Pseudomonas aeruginosa* – Célula 1

Célula 4:

A Célula 4 teve um soerguimento um pouco mais adequado que a Célula 1. Talvez por esse motivo a Célula 4 apresentou maior eficiência no tratamento dos resíduos quando comparada à Célula 1. Essa eficiência é refletida nos rápidos

decaimentos da quantificação de microrganismos, bem como parâmetros físico-químicos.

Análise com o tempo:

As Figuras 4.46 e 4.47 mostram a contagem de anaeróbios e aeróbios totais ao longo do tempo de monitoramento. Com o decorrer do tempo a contagem de microrganismos anaeróbios e aeróbios totais da Célula 4 foi semelhante aqueles obtidos na Célula 1. Isso parece ser coerente, uma vez que a massa de lixo dos 15m superiores depositada na Célula 4 tem, praticamente, a mesma idade que a sobrealtura de lixo (5m) colocada posteriormente na Célula 1.

A contagem de microrganismos aeróbios e anaeróbios totais teve valores muito próximos. No entanto, em algumas determinações a quantificação dos aeróbios foi, inclusive, maior. Isto é justificado pela entrada de ar por diversos fatores:

- drenagem: no início da deposição do lixo há um aprisionamento do ar que fica retido no interior da massa de lixo. Isto se verifica devido à deficiência no sistema de drenagem que não possibilita a passagem do ar para o ambiente externo;
- efeito da má compactação do lixo: quando o lixo é mal compactado há maior probabilidade de haver oxigênio retido nos vazios;
- inversão de fluxo (gradiente de pressão): quando o lixo atinge um certo grau de degradação a quantidade de gás gerada decresce sensivelmente, diminuindo assim a pressão interna do aterro. Isso pode acontecer nos períodos prolongados de chuvas, em que a produção de metano decai sensivelmente, embora nesses períodos a taxa na produção de CO₂ aumente. Nestes momentos pode ocorrer a inversão de gradiente para dentro do aterro;
- entrada de ar pela camada de cobertura (superficial e lateral) por caminhos preferenciais no interior da massa de lixo.

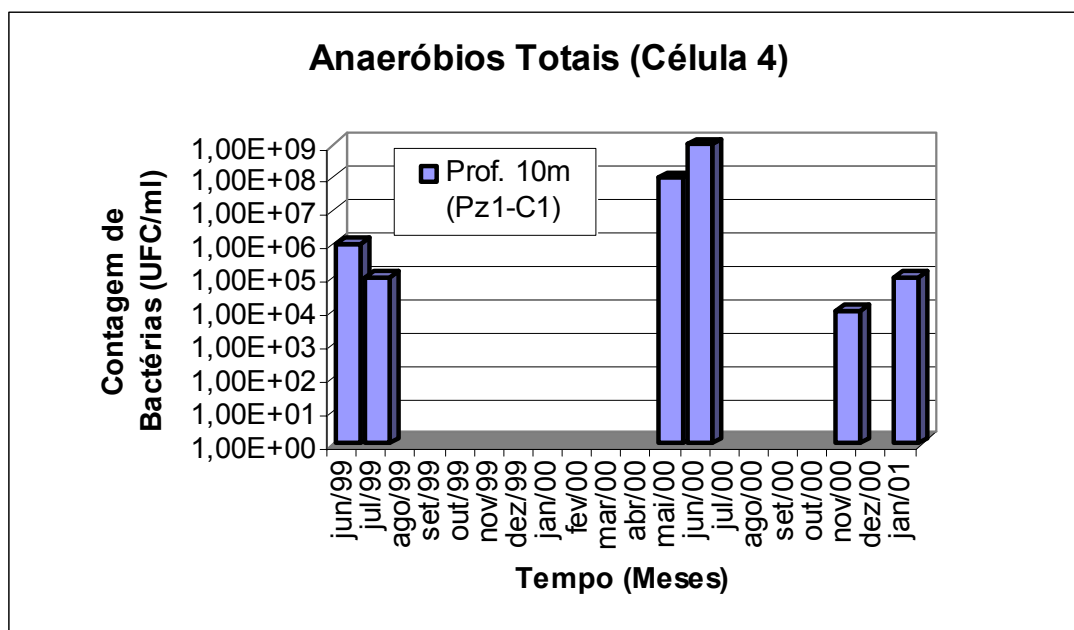


Figura 4.46. Anaeróbios totais com o tempo - Célula 4

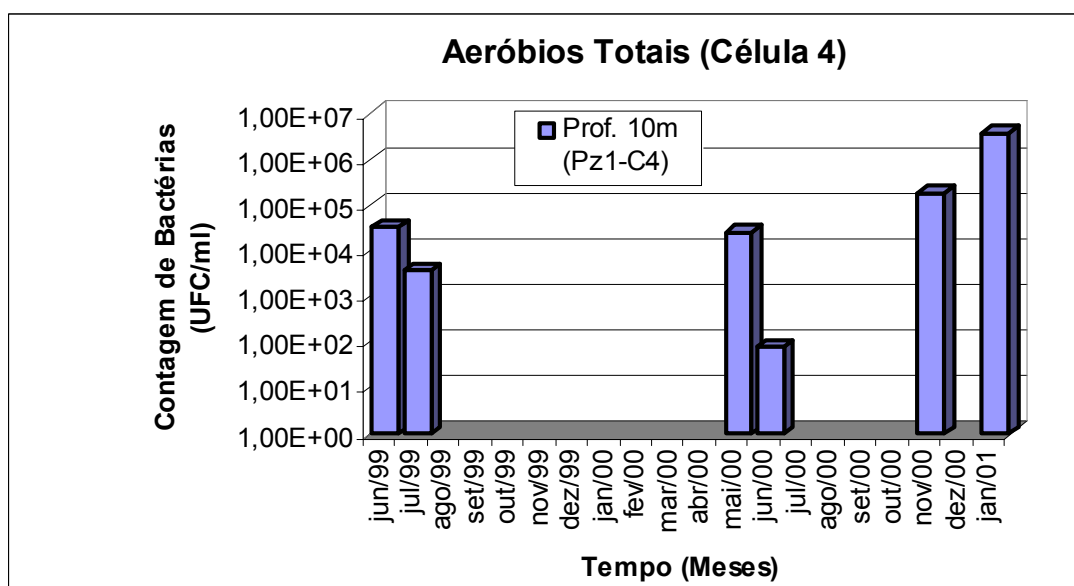


Figura 4.47. Aeróbios totais com o tempo - Célula 4

A Célula 4 também apresentou uma contagem alta de microrganismos aeróbios ao longo do tempo (profundidade de 10m). Igualmente à Célula 1, a Célula 4 apresentou fissuras por toda a camada de cobertura permitindo a entrada de ar e infiltração de líquidos. Esse fenômeno, como já explicado, garante o desenvolvimento de organismos aeróbios por toda a extensão da Célula como será visto mais adiante. Deve-se destacar que, ao contrário da Célula 1, nesta Célula existe uma maior quantidade de matéria orgânica nos 15m superiores. Mesmo assim, a quantidade de microrganismos presentes,

tanto aeróbios como anaeróbios, ficam na mesma faixa que a Célula 1. Apesar do que já dito, a Célula 1 possui uma sobrealtura de lixo novo. Isso viria justificar um número alto de microrganismo por toda a sua extensão através do espalhamento desses grupos bacterianos pelos líquidos que percolam por essa Célula. Além do mais a Célula 1 em virtude de sua maior idade de disposição de lixo, provavelmente tenha menor quantidade de produtos de inibição. A Célula 4 poderia ter apresentado contagens de bactérias mais elevadas, porém, provavelmente devido a alguns fatores, essa contagem foi da mesma ordem de grandeza e até mesmo algumas vezes menor que a Célula 1.

Conforme Melo (2003), a idade mais recente da Célula 4, portanto mais imatura, permite a introdução de produtos tóxicos e, se por um lado existe maior quantidade de material orgânico, por outro ocorre maior quantidade de produtos tóxicos que causam a inibição de grupos bacterianos, principalmente microrganismos metanogênicos que são mais sensíveis à toxicidade presentes numa Célula. Compostos imaturos também introduzem compostos fitotóxicos, excesso de acumulação de sais, compostos fenólicos (Tam & Tiquia, 1994), etileno, amônia, e ácidos orgânicos (Manios *et al.*, 1989). Talvez isso explique a semelhança na contagem de microrganismos aeróbios e anaeróbios totais presentes nas duas Células até 2001.

Com os dados referentes à contagem de microrganismos ao longo do tempo de monitoramento nessa Célula não se pôde estabelecer uma correlação direta da quantificação de microrganismos com os dados climáticos desse período. Entretanto no ano de 2002, quando ocorreram chuvas intensas nos dias que antecederam a coleta e, principalmente no dia da coleta das amostras para o ensaio de quantificação de microrganismos, (Figuras 4.49 e 4.53), estas precipitações influenciaram nos resultados, como será comentado no tópico seguinte.

Análise com a profundidade:

A análise em profundidade foi realizada apenas nas amostras coletadas no Furo SP1B, pois ocorreram problemas técnicos que inviabilizaram os ensaios microbiológicos das amostras do Furo SP1A.

As Figuras 4.48 a 4.52 ilustram as quantificações de microrganismos presentes na Célula 4 em diferentes profundidades.

O ensaio realizado em 2002 para essa Célula foi feito em diversas profundidades. Em geral, os resultados mostraram que houve uma redução significativa das várias espécies estudadas de microrganismos presentes na massa de lixo.

Conforme a Figuras 4.48 e 4.49 os microrganismos anaeróbios totais foram da ordem de 10^3 , enquanto os aeróbios totais oscilaram na faixa de 10^5 a 10^6 . Talvez isso possa ser justificável, já que nos dias que antecederam a coleta e, principalmente no dia da coleta das amostras as precipitações foram elevadas desestabilizando o meio interno, em prejuízo do desenvolvimento de microrganismos anaeróbios.

As precipitações foram importantes para o surgimento de microrganismos aeróbios, inclusive do aparecimento de fungos nas diversas profundidades pesquisadas. Deve ser salientado que os fungos são microrganismos aeróbios e desenvolvem-se na presença de umidade e altas temperaturas, ambiente encontrado na Célula 4.

Geralmente as contagens dos microrganismos encontradas ao longo do perfil da Célula 4 foram semelhantes, concluindo-se pela existência de uma massa de lixo homogênea ao longo de toda a profundidade. Esta semelhança é verificada, inclusive, com relação às contagens de microrganismos no chorume e nos resíduos sólidos, embora a contagem de microrganismos nos resíduos tenha sido levemente superior, aspecto também encontrado na Célula 1. Como será comentado adiante, os resíduos foram menos tóxicos se comparados ao chorume das Células, nos testes de fitotoxicidade.

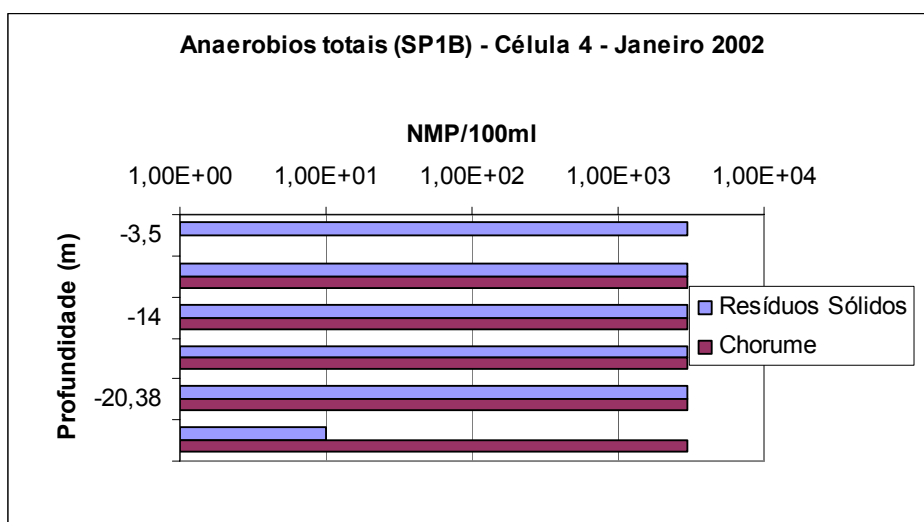


Figura 4.48. Anaeróbios totais com a profundidade - Célula 4 - SP1B

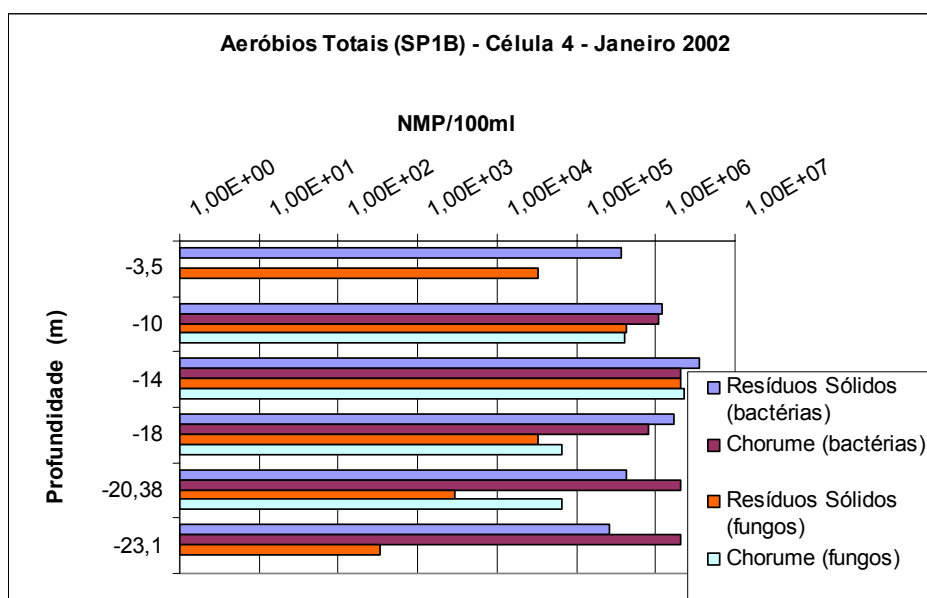


Figura 4.49. Aeróbios totais com a profundidade - Célula 4 - SP1B

Para os microrganismos pertencentes ao grupo coliforme o NMP foi bastante semelhante (Figura 4.50). Os coliformes totais e os coliformes fecais apresentaram um NMP da ordem de 10^3 em, praticamente, todas as profundidades. De acordo com a literatura esses números são baixos, uma vez que provêm de aterros sanitários. É importante dizer que a Resolução do CONAMA (2000) considera águas impróprias ao contato e à recreação quando forem verificados valores superiores a $2,5 \times 10^3$ de organismos do grupo coliforme.

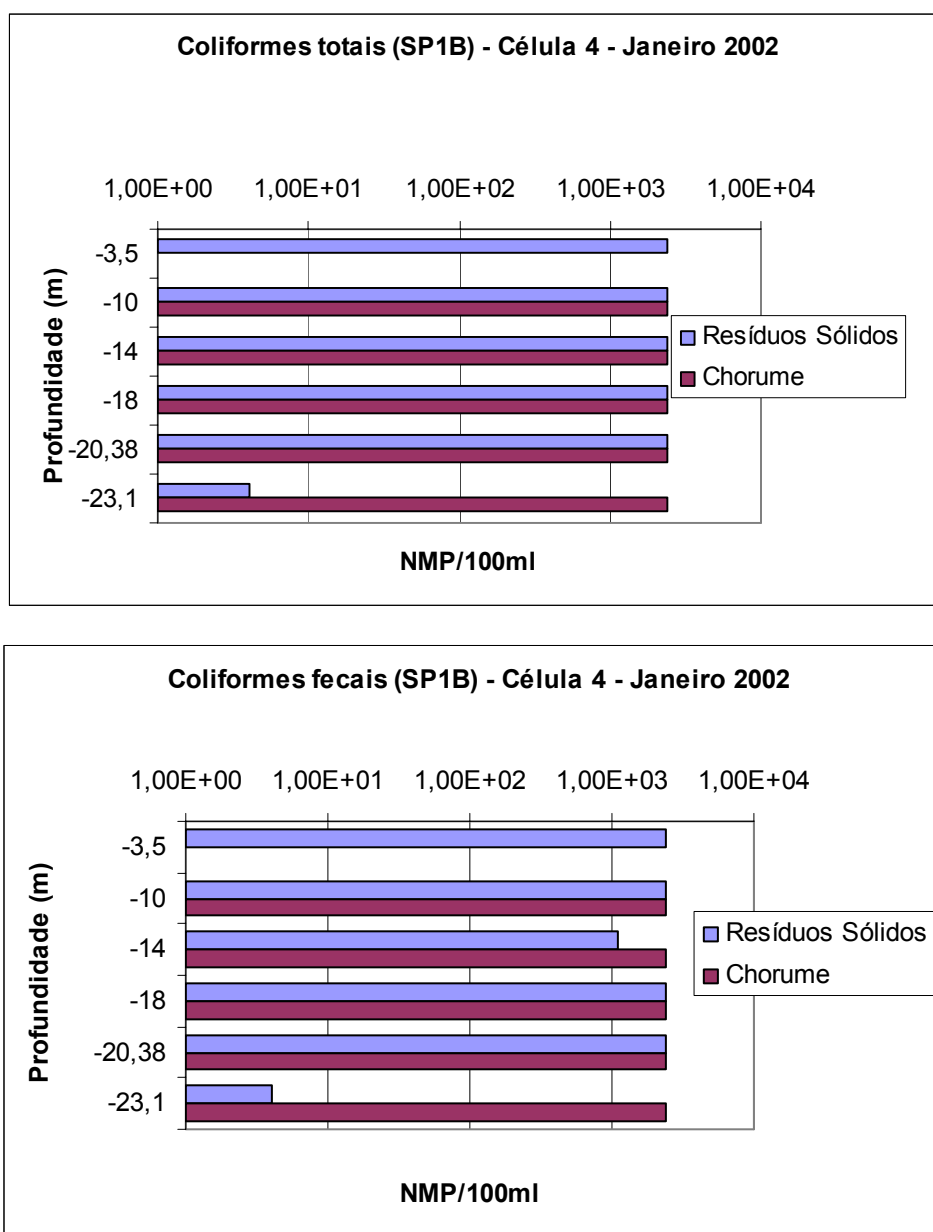


Figura 4.50. Coliformes totais e fecais com a profundidade - Célula 4 - SP1B

Microrganismos estritamente anaeróbios como o *Clostridium perfringens*, (Figura 4.51), também tiveram pequenas contagens em todas as profundidades. Embora essa contagem pareça adversa ao esperado, a presença de oxigênio representa um fator limitante para o crescimento destes microrganismos. De qualquer modo, *Clostridium perfringens* estiveram presentes em todas as profundidades, tanto no chorume como nos resíduos. A faixa de variação ficou em torno de 10^3 a 10^4 .

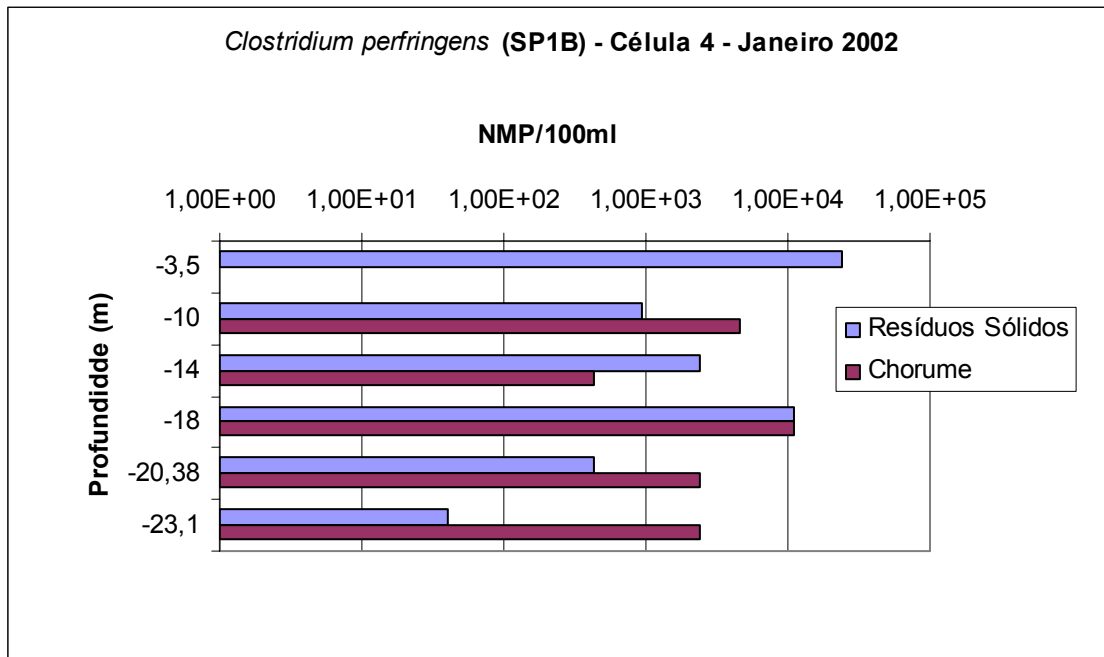


Figura 4.51. *Clostridium perfringens* com a profundidade - Célula 4 - SP1B

Os microrganismos da espécie *Pseudomonas aeruginosa* tiveram uma contagem também baixa e bastante próxima quanto à ordem de grandeza (10^4) em todas as profundidades pesquisadas.

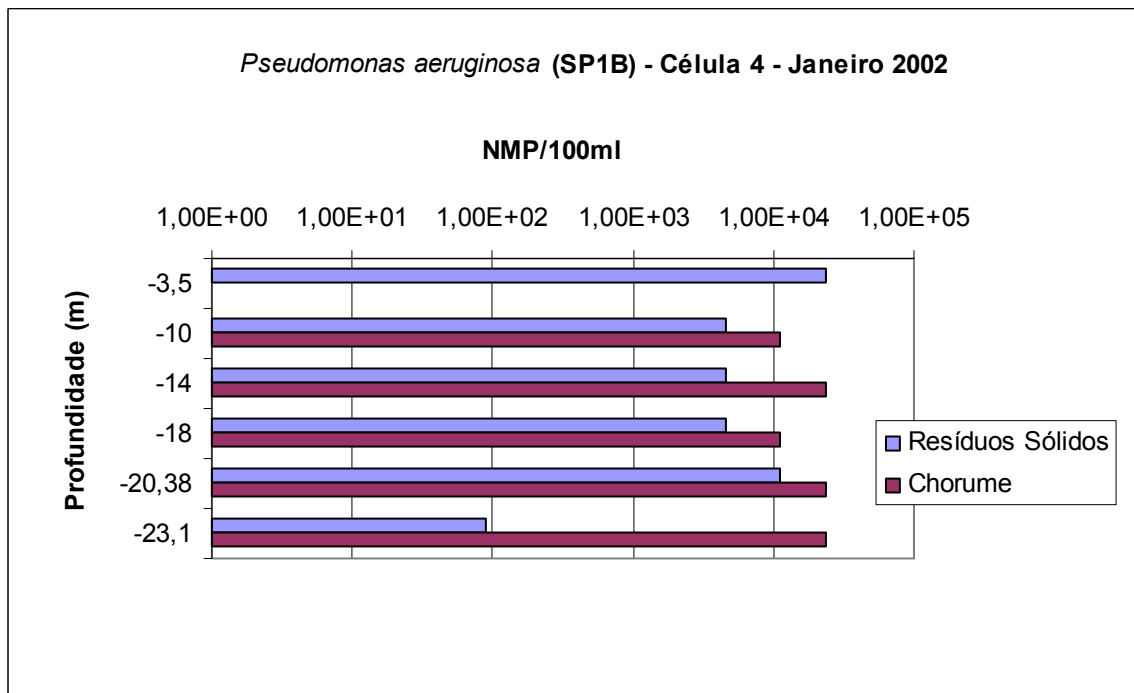


Figura 4.52. *Pseudomonas aeruginosa* com a profundidade - Célula 4 - SP1B

A Célula 4 teve um decaimento biológico rápido quando comparado a outras Células do Aterro da Muribeca. Este comportamento presume-se dever-se às condições de tratamento mais adequadas estabelecidas nesta Célula, aliadas a condições climáticas favoráveis. Com a presença desses fatores ocorreu um rápido declínio da matéria orgânica. Conforme Melo (2003), a rápida queda da matéria orgânica resultantes se processos bioquímicos originou o decaimento de outros parâmetros físico-químicos, recalques, temperatura e gás.

Outros fatores poderiam justificar a baixa contagem dos diferentes microrganismos presentes na Célula 4 do Aterro da Muribeca a exemplo da alta concentração de amônia. A presença acentuada de amônia pode inibir o desenvolvimento de vários grupos bacterianos. A amônia é gerada pela própria decomposição da matéria orgânica. As proteínas na fração orgânica do lixo aterrado são convertidas em grande parte para amônia pela ação de bactérias heterotróficas em condições anaeróbias ou aeróbias. A toxicidade da amônia, segundo Junqueira (2000), está relacionada ao estado que ela se encontra. A amônia livre (não iônica) é tóxica, ao contrário do íon amônia (Equação 4.1), sendo a relação de ambas controlada pelo pH e concentração.



O mesmo autor afirma que elevados teores de amônia elevam o pH, o CO_2 e ácidos graxos diminuem o pH. Cátions gerados de alcalinidade, como os íons de nitrogênio amoniacal, tendem a elevar a alcalinidade e o pH do meio a partir da seguinte reação (Eq. 4.2):



A amônia livre na forma de gás (NH_3) é muito mais tóxica do que o íon amônia, principalmente em condições de pH elevado (acima de 8), quando o equilíbrio da reação se desloca quase totalmente para a esquerda. Não obstante, as concentrações de nitrogênio amoniacal muito elevada (acima de 15 mg/l) independem do pH, passando a ser tóxico para as bactérias metanogênicas e a inibir as suas atividades. Deve ser

ressaltado que a atividade ótima dos grupos microbianos metanogênicos presentes na massa de lixo se dá em pH variando de 6,8 e 7,4 (Lima, 1988). Na Célula 4 do Aterro da Muribeca, o pH ficou na faixa de 8 e a presença acentuada de amônia foi encontrada. Daí justificar-se o baixo NMP para organismos anaeróbios.

Na Célula 4, durante a coleta das amostras em janeiro de 2002, as concentrações de metano foram muito baixas, proporcionando um ambiente tóxico para as bactérias metanogênicas. Também foram verificadas que as concentrações de metais como Ca, Na, K e Mg foram baixas se comparadas à literatura internacional. Segundo Lima (1994), microrganismos que atuam durante a hidrólise e a fermentação reduzem as suas taxas de crescimento quando há deficiência de nutrientes. No entanto, essa carência de nutrientes não ocasiona severas implicações no processo degradativo, pois os microrganismos, normalmente, têm altas taxas de crescimento. Todavia, tratando-se dos microrganismos metanogênicos, pequenas limitações de nutrientes podem causar grandes instabilidades no processo. Essa pequena quantidade de nutrientes provavelmente contribui para o baixo número de organismos dos vários grupos existentes na Célula 4.

Outro ponto que deve ser salientado é que, durante a coleta de 2002, houve precipitações intensas aumentando a umidade interna da Célula 4. Portanto, chuvas em excesso tendem a elevar a taxa de umidade interna do lixo, prejudicando a atividade metabólica dos organismos. Nos períodos de chuvas intensas o teor de umidade apresentou uma tendência ao aumento, principalmente nas maiores profundidades.

Como dito acima, vários fatores poderiam ter contribuído para os baixos números de microrganismos: as condições climáticas, camada de cobertura com fissuras, carência de nutrientes, pH e agentes tóxicos contribuíram para os valores baixos de NMP.

Entretanto, cabe salientar que o NMPs baixos são também consequência direta do baixo conteúdo de matéria orgânica encontrado na Célula. Isto poderia explicar o rápida velocidade com que esta Célula atingiu a metanogênese se comparada a outros aterros para disposição de resíduos sólidos.

4.3.3. Fitotoxicidade e Metais (Chorume e Lixo: Análise com a Profundidade)

Os estudos de fitotoxicidade na Célula 1 foram realizados com base nas amostras obtidas no Furo SPT7 (julho/2001). Na Célula 4 os testes de fitotoxicidade foram realizados das amostras obtidas do Furo SP1B.

A avaliação de agentes tóxicos presentes nos compostos orgânicos é um dos mais importantes critérios usados para evitar riscos ambientais, principalmente após estes compostos serem reutilizados na agricultura. Algumas pesquisas sugerem que a aplicação de compostos imaturos sobre o solo causam efeitos negativos sobre a germinação de sementes, crescimento e desenvolvimento de plantas (Morel *et al.*, 1985). Estes efeitos ocorrem porque um composto imaturo induz a alta atividade microbiológica (reduz a concentração de oxigênio no solo) e bloqueia a existência de nitrogênio disponível no solo (Zucconi *et al.*, 1981a). Compostos imaturos também introduzem compostos fitotóxicos, bem como, metais pesados (Tam & Tiquia, 1994), compostos fenólicos (Wong, 1985), etileno e amônia (Wong *et al.*, 1983, Tam & Tiquia, 1994), excesso de acumulação de sais (Tam & Tiquia, 1994) e ácidos orgânicos (Manios *et al.*, 1989), os quais podem retardar o crescimento e a germinação das sementes, pois estes compostos além de inibirem o crescimento e germinação das sementes, afetam o crescimento microbiano.

Célula 1:

Os resultados dos testes de fitotoxicidade realizados na Célula 1 encontram-se na Figura 4.53.

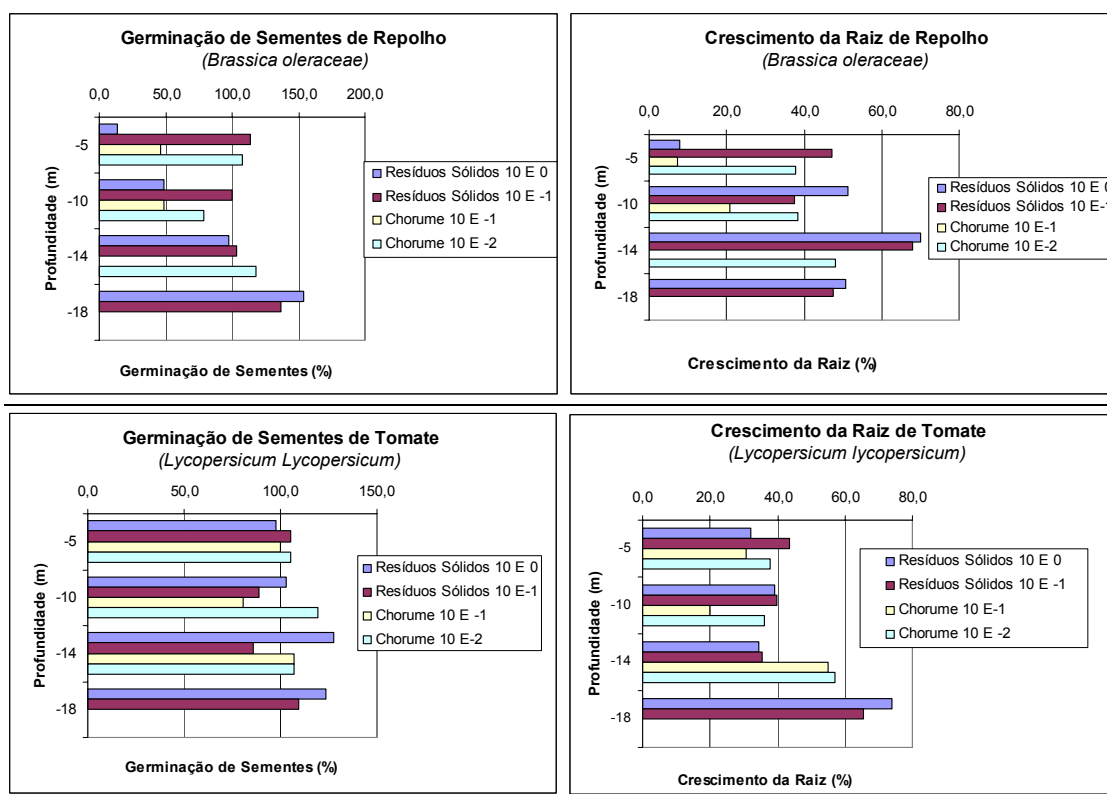


Figura 4.53. Germinação de sementes e comprimento da raiz de repolho e tomate (Célula 1)

A análise dos resultados dos ensaios de fitotoxicidade (Figura 4.53) permitiu verificar que, com o aumento da profundidade, o índice de germinação para o chorume e resíduos sólidos aumentou gradativamente, porém discretamente, indicando um material menos tóxico em profundidades mais elevadas. Também foi observado que o chorume é mais tóxico que os resíduos, uma vez que o crescimento da raiz e a germinação das sementes foi maior para os resíduos sólidos. Provavelmente esse resultado deve-se ao fato de o chorume carrear consigo os elementos tóxicos. Isso também é refletido no número de microrganismos presentes no chorume, uma vez que o NMP de microrganismos foi levemente inferior ao NMP obtido nos resíduos sólidos. O fato de ser o ambiente menos tóxico nos resíduos permite um melhor desenvolvimento da biota microbiana, bem como o crescimento e germinação da sementes. Os resultados dos ensaios de quantificação de metais, (Tabela 4.6), coincidem com os dos testes de fitotoxicidade, havendo uma diminuição dos níveis de metais com o aumento da profundidade e, conseqüentemente, maior germinação e comprimento da raiz.

No caso dos resíduos sólidos a germinação de repolho mostrou que houve um leve crescimento com a profundidade. Os valores desse parâmetro são mais elevados do que o crescimento da raiz. Não houve diferenças muito significativas nos valores obtidos para resíduos diluídos e concentrados.

As porcentagens de germinação das sementes, tanto de repolho quanto de tomate, foram maiores que as porcentagens encontradas para o crescimento da raiz. As porcentagens de germinação das sementes de repolho e tomate, para o chorume e resíduos variaram de 10% a 100%, embora tenha havido uma tendência para as porcentagens de se estabelecerem em torno de 100%. No caso do tomate houve uma certa uniformidade de valores de germinação e crescimento da raiz ao longo da profundidade. Para o repolho, os valores obtidos foram pouco inferiores devido à sua maior sensibilidade aos efeitos tóxicos dos materiais presentes na Célula. Estes resultados foram semelhantes aos obtidos por Tiquia *et al.* (1996), que utilizou resíduos de porco, os quais foram submetidos a compostagem por cerca de 7 semanas, obtendo-se uma porcentagem de 100% das sementes germinadas no final da compostagem.

Para estes mesmos autores, as respostas das plantas pesquisadas à toxicidade da água extraída dos resíduos foram diferentes. Se por um lado o comprimento da raiz do repolho foi inibido pelos compostos tóxicos, por outro, a germinação relativa não foi afetada por esses elementos, o que também foi verificado nos resultados da Célula 1 do Aterro da Muribeca.

Segundo Melo (2003), o fato de ter a germinação das sementes porcentagens maiores que às referentes ao crescimento da raiz, decorre do fato de a germinação representar um fenômeno físico dependente da água. O autor afirma que, entre os fatores do ambiente, a água é o fator que mais influencia o processo de germinação. Com a absorção de água, ocorre a reidratação dos tecidos e, conseqüentemente, a intensificação da respiração e de todas as outras atividades metabólicas que resultam com o fornecimento de energia e nutrientes necessários para a retomada de crescimento por parte do eixo embrionário. A embebição é essencialmente um processo físico (Warren & Bennett, 1997), relacionado às características de permeabilidade do tegumento (película que reveste as sementes) e das propriedades dos colóides que constituem as sementes, cuja hidratação é uma de suas primeiras conseqüências. O

movimento de água para o interior da semente deve-se tanto ao processo de capilaridade quanto de difusão e se verifica no sentido do maior para o menor potencial hídrico. Essa característica permitiu que os resultados fossem maiores para a germinação das sementes, uma vez que a presença de água ativou processos enzimáticos necessários à germinação.

Os resultados obtidos dos ensaios realizados na Célula 1 do Aterro da Muribeca mostraram-se de acordo com os obtidos por Tiquia *et al.* (1996). Segundo os autores o repolho foi mais sensível ao teste de toxicidade comparado ao tomate, o que também foi encontrado nos resultados da Célula 1. Como sugere Cheung *et al.* (1989), a semente de repolho é mais sensível do que a de tomate, por ter uma semente muito pequena, portanto, possui pequenas quantidades de reservas de alimentos. Sendo assim, necessita rapidamente de fontes de nutrientes externas. Pepinos, que possuem uma grande quantidade de reserva de alimentos em suas sementes, não são sensíveis a toxicidade de metais pesados. No estudo desses autores, o repolho foi a espécie mais sensível a toxicidade de metais e foi recomendado como espécie de teste para avaliação de toxicidade de metais pesados. Contudo, os autores afirmam que, a sensibilidade de uma espécie de planta também pode depender da tolerância a toxicidade. Sementes de tomates, que apesar de serem bastante pequenas e terem menores quantidades de reserva de alimentos, não foram sensíveis à toxicidade. Estes achados sugerem que o tomate tem uma faixa larga de tolerância à amônia, ao cobre e ao zinco quando comparados a outras espécies estudadas.

Célula 4:

A literatura técnica propõe que, para a realização dos ensaios de fitotoxicidade, sejam utilizadas sementes de repolho por apresentar maior sensibilidade à toxicidade. Os ensaios realizados na Célula 1, também comprovam esta afirmação e serviram de base para a utilização apenas da semente de repolho nos ensaios de fitotoxicidade da Célula 4.

As porcentagens encontradas na Célula 4 para germinação de sementes e crescimento da raiz nos resíduos foram maiores que as encontradas na Célula 1. No chorume não se pôde fazer uma comparação mais direta, uma vez que devido a

problemas técnicos, só foi possível a realização dos ensaios em diluições diferentes. De qualquer modo, pôde-se verificar que não houve praticamente germinação das sementes e comprimento da raiz no chorume concentrado e diluído. Para a Célula 1, não foi realizado o teste de fitotoxicidade no chorume concentrado. Somente realizou-se o teste no chorume diluído em 10^{-1} , ficando prejudicada, portanto, a comparação em relação a toxicidade do chorume. Deve-se ressaltar que, em ambas as Células, a germinação e crescimento da raiz no chorume diluído a 10^{-1} foram discretas.

A toxicidade referente aos metais nos resíduos é menor na Célula 4 se comparada à Célula 1, entretanto, justificável: sendo uma Célula mais nova, os teores de metais em difusão são menores que a Célula 1, ou seja, a dispersão iônica é menor, embora na sua fase agregada (na forma sólida) seus teores possam ser altos. No chorume da Célula 4 não foi praticamente verificados germinação e crescimento da raiz em ambas as diluições, talvez porque, mesmo que os teores de metais no chorume sejam menores comparados aos dos resíduos, a sua absorção será muito mais fácil. Nos resíduos a absorção ocorre de forma mais lenta, pois os metais estão agregados a outros componentes como a matéria orgânica e óxidos, o que dificulta a sua absorção pelas sementes.

Conforme a Figura 4.54, a toxicidade para ambos os parâmetros (crescimento e germinação da raiz) pesquisados no teste de fitotoxicidade apresentou oscilações. Não houve tendência de aumento ou diminuição da toxicidade da Célula ao longo da profundidade. Isto, a princípio, pode parecer contraditório mas como o tempo de disposição ainda é recente, se comparada a células de lixo maturadas, os metais possivelmente se encontram pouco dissolvidos. Consequentemente não são tão facilmente absorvidos pelas plantas e pela biota microbiana.

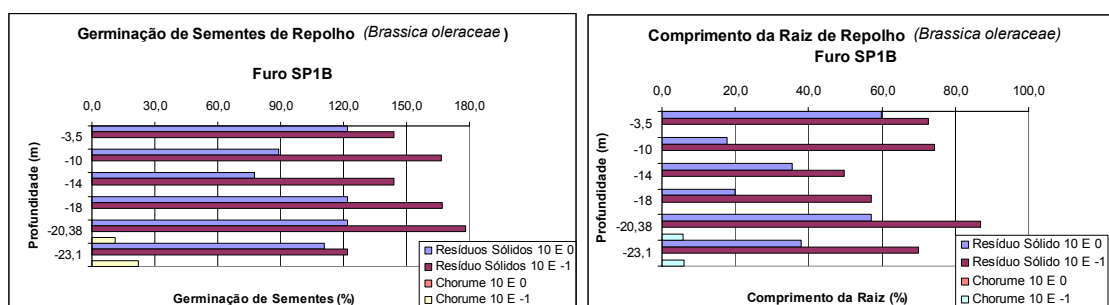


Figura 4.54. Germinação de sementes e comprimento da raiz de repolho (Célula 4 – SP1B)

Outro fator de grande importância na menor toxicidade dos metais desta Célula em relação à Célula 1, é que a Célula 4 encontra-se em metanogênese. Isso contribuiria para elevação do pH em toda a sua extensão. Observou-se que na Célula 4 o pH oscilou em torno de 8. A elevação do pH poderia contribuir para menor toxicidade dos metais, pois em pH altos os metais precipitam-se e ficam retidos no material depositado do aterro. Estudos feitos por Amaral Sobrinho *et al.* (1999), em solo tratado por resíduos de metalurgia alcalinos, resultaram na baixa solubilidade do Pb e da retenção de Zn, Cd e Ni. Tais fatores podem ter contribuído para homogeneização dos resultados nos resíduos, porquanto os metais não estariam facilmente disponíveis para as plantas.

Na Célula 4, verificou-se que Chorume presente foi altamente tóxico comparando-se aos resíduos para o desenvolvimento das sementes. Como observado em ambas as Células, o chorume é mais tóxico que os resíduos. Tal fato pode ocorrer devido ao chorume apresentar possivelmente metais e outros contaminantes tóxicos dissolvidos em solução. Portanto, pode ocorrer uma facilidade maior de absorção destes contaminantes pelas raízes das plantas. Os resíduos podem conter número significativo de metais. Nada obstante, estes metais podem estar complexados às frações óxidos-Fe, Mn, orgânica e residual, (Sheppard & Thibault, 1982; Mazur, 1997; Oliveira, 1998), apresentando pouca mobilidade e, portanto, menor toxicidade.

Também, verificou-se, que o comprimento da raiz de repolho em amostras de resíduos sólidos concentrado foi menor que em resíduos sólidos diluídos. Tal fato pode estar relacionado com a diluição das amostras que poderia favorecer a diluição de contaminantes tóxicos às sementes.

Para os resíduos sólidos houve germinação e crescimento da raiz em todas as profundidades pesquisadas e em ambas as concentrações. Entretanto, a germinação apresentou índices maiores. Este resultado, como já foi mencionado, também foi verificado na Célula 1.

Nas profundidades de 20m e 23m já é encontrada a camada de solo (base da Célula). No chorume houve apenas germinação e crescimento da raiz na diluição de 10⁻¹. Os resultados também mostraram que as porcentagens de comprimento da raiz foram

menores que as da germinação das sementes em todo perfil. Nas profundidades de 20m e 23m o comprimento da raiz apresentou valores em torno de 6% e a germinação atingiu 11% em 20m e 22% em 23m. Entretanto, estes resultados são bastante discretos em relação aos resultados encontrados nos resíduos sólidos nas mesmas profundidades.

De alguma maneira, o solo poderia estar atenuando a toxicidade dos líquidos ali depositados. Tal como acontece com os micronutrientes, as substâncias húmicas podem reter os cátions polivalentes dos metais pesados, reduzindo, assim, a sua atividade e, portanto, a sua fitotoxicidade (Santos, 1995). Sendo assim, menores quantidades de metais pesados do composto estão sob uma forma móvel após a incorporação no solo. Entretanto, no chorume as concentrações de metais nas profundidades de 20m e 23m para alguns metais foi alta se comparado às camadas acima (Tabela 4.7). Desta forma, a interação solo/chorume poderia ter algum fator que contribuísse, mesmo que discretamente para a germinação e posterior desenvolvimento da raiz.

Os resultados obtidos nesta Célula mostraram-se semelhantes aos obtidos na Célula 1 e os resultados encontrados por Tiquia *et al.* (1996) referentes à germinação de sementes e crescimento da raiz, ou seja, as porcentagens de germinação das sementes foram superiores ao do comprimento da raiz. Como já explicado na Célula 1, a germinação é um processo físico, dependente de água; portanto, já era esperado que suas porcentagens fossem maiores se comparado ao crescimento da raiz.

Em relação aos teores de metais encontrados no chorume da Célula 4 (Tabela 4.7), estes são relativamente inferiores aos encontrados na literatura em aterros de RSU com as mesmas características, estando, inclusive, dentro dos limites aceitáveis conforme Ribeiro *et al.* (artigo não publicado), embora, deve-se salientar que, possivelmente, não tenha ocorrido a completa dissolução dos metais na sua forma iônica.

A toxicidade de uma Célula não se deve apenas à concentração de metais. Conforme Wong (1985), compostos fenólicos, amônia, bem como ácidos alifáticos conferem à Célula certo grau de toxidez, embora com menor tempo de permanência em relação aos metais. No caso da Célula 4, foi verificada a presença acentuada de amônia, o que pode inibir o crescimento vegetativo e microbiano. É importante ressaltar que

maior parte da Célula 4 é constituída por resíduos de idade em torno de 5 anos, portanto ainda imatura. Desta maneira pode apresentar níveis de toxicidade bastante elevados para o chorume, o que pode ser conferido por estas substâncias tóxicas, e em menor quantidade por metais.

A Célula 4, através dos diversos ensaios físico-químicos e microbiológicos, bem como o teste de fitotoxicidade, não está maturada. Todavia, com relação aos pequenos valores no NMP de microrganismos na Célula 4, em 2002, é provável que a pequena quantidade de microrganismos seja devido a baixos conteúdos de matéria orgânica e não ao seu nível de toxicidade (metais), uma vez que, com o tempo houve uma redução na quantidade de microrganismos presentes na Célula 4.

Conforme Marques & Silva (2001), podem ser utilizado como critérios de maturação de resíduos:

- razão C/N menor que 20 (AGHTM, 1985; Martin, 1991 e Rosen, 1993);
- ausência de inibidores de crescimento das plantas, tais como os ácidos alifáticos e compostos fenólicos que podem ser determinados por cromatografia ou testes de inibição de germinação de sementes;
- ausência de microrganismos patogênicos para o homem, como Salmonella, Estreptococos e Coliformes fecais, (Martin, 1991);
- existência de inúmeros testes específicos, como por exemplo, bioensaios em animais e plantas, atividade microbiana e respiratória, análises químicas, físicas e espectroscópicas, assim como grau de humificação, (Rosen, 1993).

No caso das ambas as Células estudadas no Aterro de RSU, a ausência total de fitotóxicos e microrganismos patógenos, depois de encerrada a sua vida útil, é uma prática difícil de ser alcançada, uma vez que microrganismos e agentes tóxicos permanecem no ambiente por vários anos (Melo, 2003).

Demais disso, se forem feitas análises graduais, com o passar do tempo, a partir da operação inicial de uma Célula de lixo até o estágio final de operação, poderia ser

correlacionado à concentração dos agentes tóxicos com a concentração de grupos microbianos e parâmetros físico-químicos presentes na Célula.

4.3.4. Umidade e Sólidos Voláteis (Resíduos Sólidos: Análise da Evolução com o Tempo e Profundidade)

Palmisano & Barlaz (1996), afirmam que o teor de umidade médio para resíduos depositados em condições anaeróbias é de 25%. Afirmam ainda que um teor de umidade inferior a 20% ou superior a 40% é inibitório para processos anaeróbios de decomposição da matéria orgânica. Observa-se que os teores de umidade estão relacionados com os teores de sólidos voláteis, indicando que a maior porcentagem de umidade presente na massa de lixo deve-se à presença de matéria orgânica.

Alguns autores acentuam a importância do teor de umidade nos processos de degradação da matéria orgânica, uma vez que a presença de água nos resíduos propicia o *habitat* inicial dos microrganismos pela presença de nutrientes dissolvidos, além de possibilitar a propagação desses nutrientes por toda a massa de lixo.

Do geral, observa-se que os maiores teores de umidade estão relacionados aos maiores teores de sólidos voláteis. Isso indica que, a maior parcela da umidade encontra-se na fase orgânica do lixo, podendo acarretar numa elevada umidade relativa na matéria orgânica. Essa elevação nos teores de umidade facilita o processo de decomposição.

A umidade ainda deve ser citada como um elemento fundamental na degradação dos compostos orgânicos presente na massa de lixo, de uma vez que a maior parte das reações se dão apenas em presença de água.

Os resultados dos ensaios de umidade e sólidos voláteis encontrados nas Células 1 e 4 são mostrados nas Figuras 4.55 a 4.58.

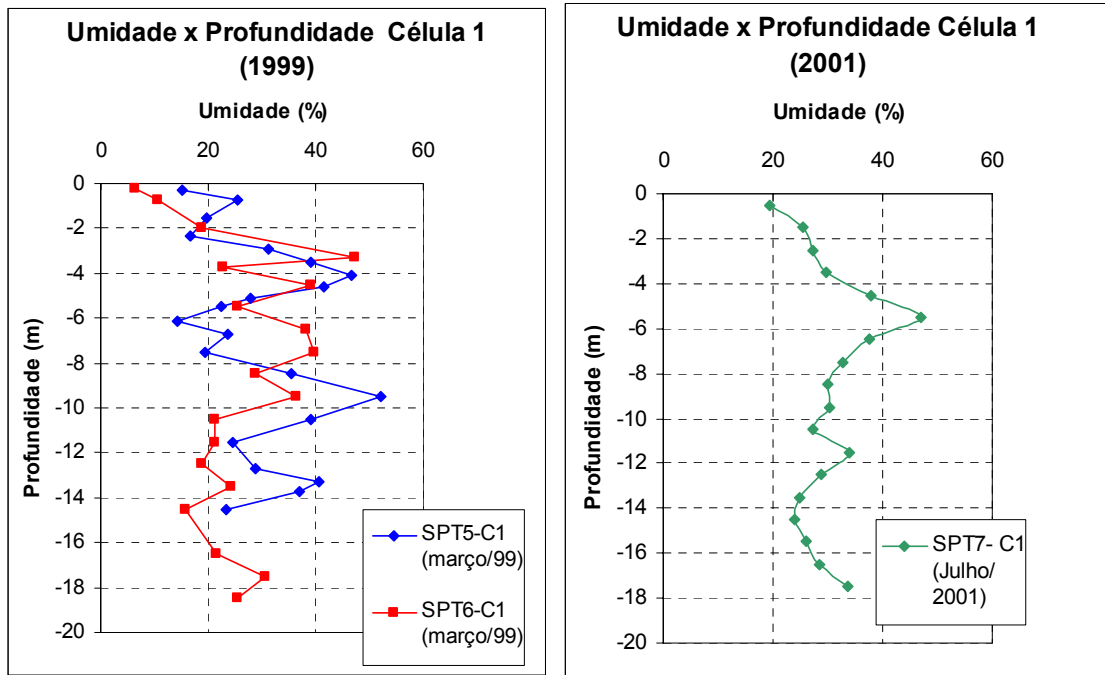


Figura 4.55. Variação dos teores de umidade ao longo do tempo e profundidade (Célula 1)

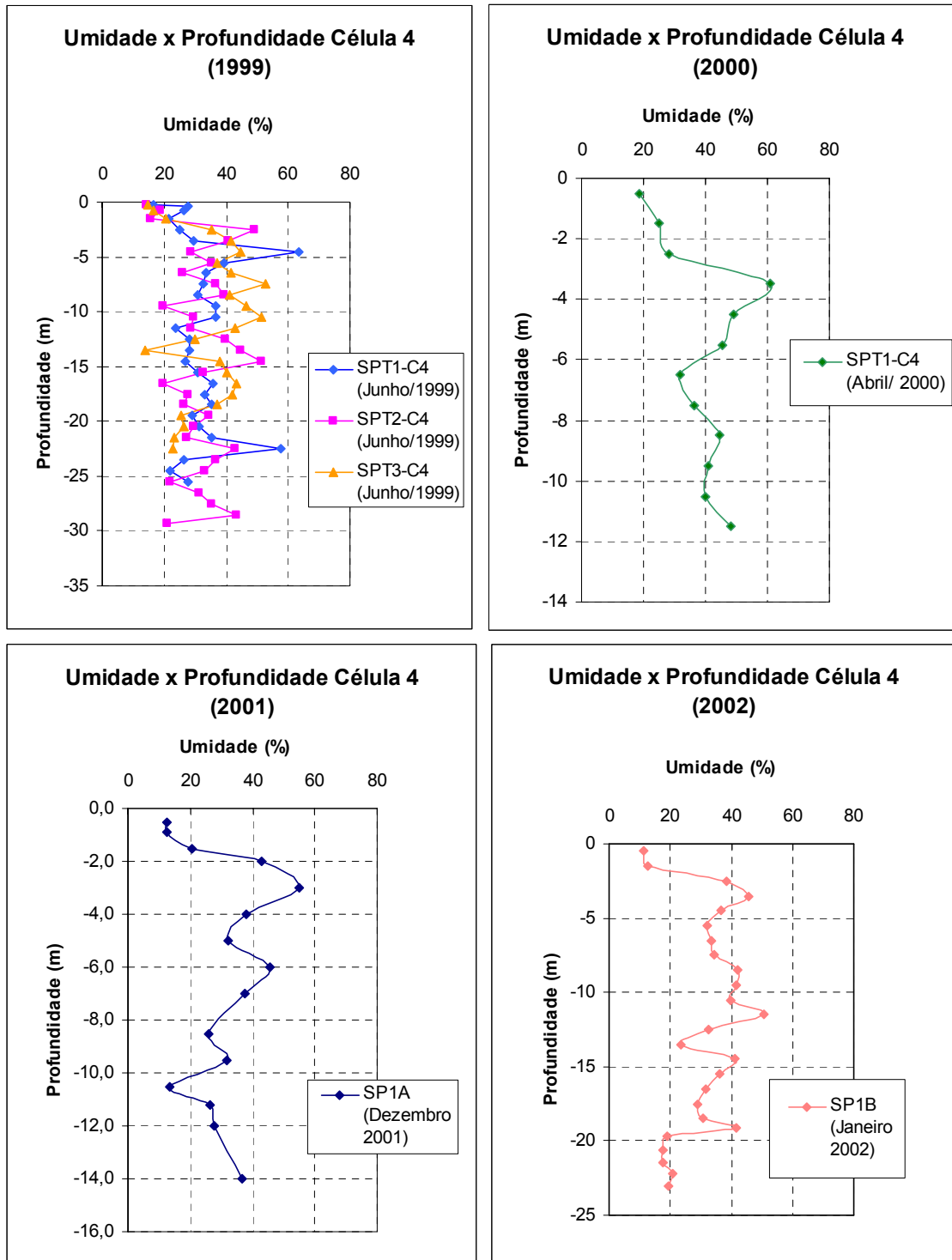


Figura 4.56. Variação dos teores de umidade ao longo do tempo e profundidade (Célula 4)

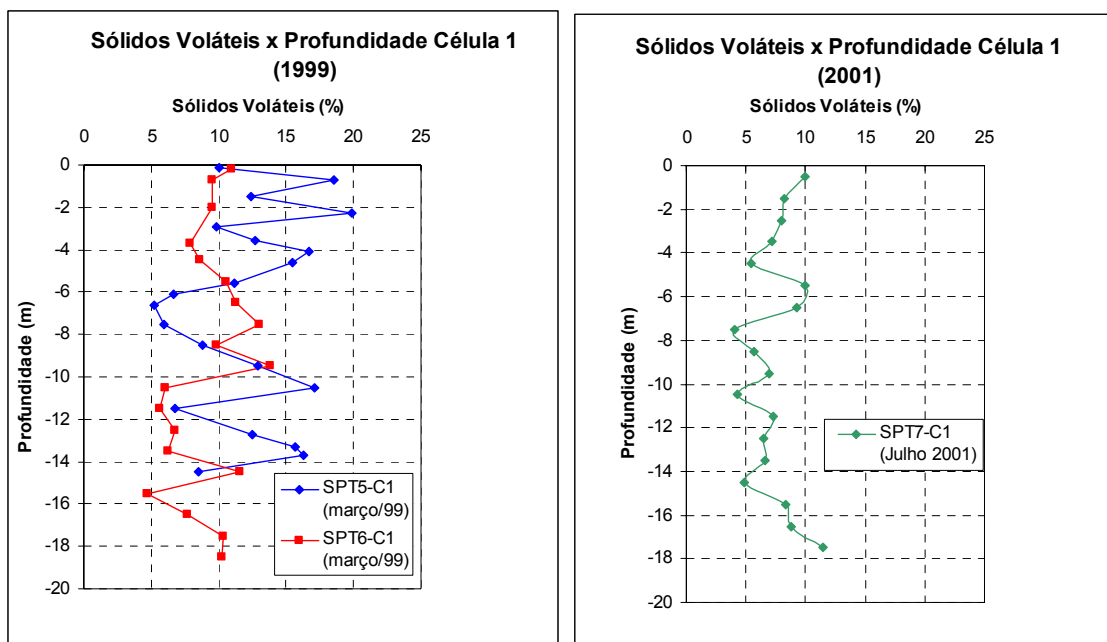


Figura 4.57. Variação dos teores de sólidos voláteis ao longo do tempo e profundidade (Célula 1)

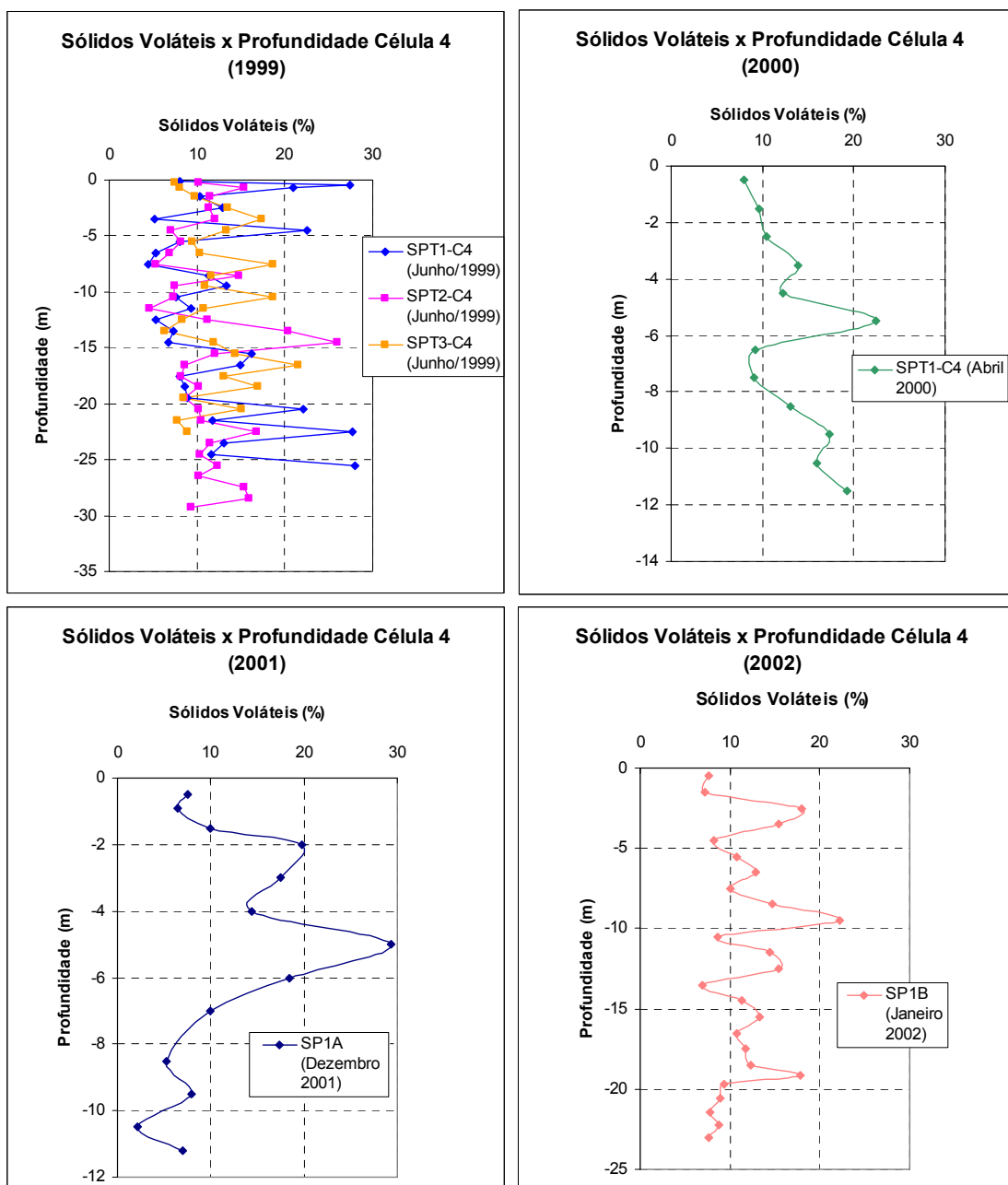


Figura 4.58. Variação dos teores de sólidos voláteis ao longo do tempo e profundidade (Célula 4)

Os resultados mostram valores de umidade variando numa faixa de 20% e 40%, ou seja, a faixa de variação favorável à degradação da matéria orgânica para processos anaeróbios estando de acordo com Palmisano & Barlaz (1996). Esta faixa de variação foi estabelecida durante o monitoramento realizado nas Células ao longo do tempo e profundidade, havendo pequenas variações de acordo com períodos chuvosos ou secos e ainda, picos que se estabelecem onde provavelmente ocorrem bolsões de chorume. Apesar das variações nos índices de precipitação a faixa de oscilação de umidade

permanece a mesma. O teor de sólidos voláteis, em tese, apresentou uma faixa de variação de 5% a 10%, durante o período de monitoramento na Célula 1, e uma faixa de 10% a 25% na Célula 4. Os valores de sólidos voláteis encontrados durante o período de monitoramento não foram muito elevados.

Para a Célula 1 os teores de umidade e sólidos voláteis foram baixos, apresentando a matéria orgânica quase que totalmente decomposta consequentemente revelando uma menor atividade microbiológica. Em alguns pontos foram encontrados altos teores de umidade devido a bolsões de chorume naquelas profundidades.

Para a Célula 4, os teores de umidade praticamente não variaram com o tempo e profundidade durante o período de medição, estabelecendo-se em uma faixa de 20% a 40%.

Os teores de umidade constantes da Célula 4 podem ser justificados pela infiltração de água pela camada superficial, porquanto na RMR as precipitações são elevadas nos períodos mais chuvosos e nos períodos secos estas precipitações são menores, porém sempre estão presentes, ainda que em valores menores, totalizando uma precipitação média anual em torno de 2.000mm.

Os teores de sólidos voláteis, de modo geral, durante o período das determinações, não mostraram muitas variações, salientando-se que, no início das medições, esses teores já não apresentam elevadas porcentagens, embora haja uma pequena redução desses elementos ao longo do tempo.

Para a Célula 1 os teores de sólidos voláteis, nas profundidades menores tiveram uma faixa de variação de 10% (SPT5-C1) a 20% (SPT6-C1) em 1999. Em profundidades maiores os valores oscilam entre 5% e 10% (SPT5-C1) e em torno de 15% (SPT6-C1). Evidente que estes valores já eram bastante baixos no início das medições, isto é, o teor de matéria orgânica já se encontrava bastante baixo nesta Célula em 1999. No ensaio realizado em 2001, os valores encontrados foram de 5% a 10% (SPT5-C1) e 15% (SPT6-C1). Verificou-se, pois, ao longo do tempo, uma pequena redução nestes teores, como era de se esperar. Mariano (1999), em ensaios realizados

em 1998 na Célula 1 do Aterro da Muribeca, encontrou valores médios nos teores de sólidos voláteis da ordem de 13% a 15%.

Durante o período das determinações na Célula 4, os teores de sólidos voláteis obtidos não mostraram muitas variações, cabendo destacar que, em 1999, esses teores já não apresentam elevadas percentagens, embora houvesse, no decorrer do tempo, uma pequena redução destes teores.

Para o ano de 1999 a variação no teor de sólidos voláteis foi de 10% a 30% aproximadamente, situando-se em torno de 15% o teor médio de sólidos voláteis.

Em 2000, teve-se uma faixa de variação semelhante à de 1999 para os teores de sólidos voláteis até a profundidade de 12m.

Para 2001 e 2002 a faixa de variação dos teores de sólidos voláteis foi de 7% a 20%, inclusive tendo um comportamento semelhante a de 1999 com uma redução em 2002 nos teores se estabelecendo em uma faixa média de 10%. Importa salientar que, com o tempo, houve uma diminuição do teor de sólidos voláteis, embora pequena. É, também, digno ressaltar que o teor de sólidos voláteis foi baixo para os quatro anos em que se determinou os sólidos voláteis na Célula 4.

A Célula 4 apresentou maiores teores médios de sólidos voláteis que a Célula 1, incluindo-se assim, mais um dos parâmetros que reforçam a avaliação da idade das Células. Logo, quanto maior o teor de sólidos voláteis, maior a quantidade de matéria orgânica a ser decomposta e mais recente o lixo confinado.

Verifica-se que não se distingue claramente as variações ocorridas nas estações chuvosa e seca, nos ensaios de umidade e sólidos voláteis, uma vez que não há dados suficientes para uma análise mais detalhada em função do tempo, apenas pôde-se verificar a faixa de variação ao longo da profundidade e se fazer uma analogia em função das idades das células com seus respectivos estágios de decomposição.

4.3.5. Recalque (Análise da Evolução com o Tempo e Profundidade: Magnitude e Velocidade)

4.3.5.1. Recalques *versus* Condições Climáticas *versus* Biodegradação

Célula 1:

A análise dos recalques na Célula 1 será feita de forma simplificada e apenas enfocando aspectos gerais do comportamento, visto que as medições desses recalques se deram numa fase avançada de degradação da massa de lixo.

Na Célula 1, os recalques foram medidos após 13 anos de disposição da maior parte da massa de lixo, apesar de as placas de recalques terem sido colocadas após 1 ano de disposição da sobrealtura dos 5m de lixo. Em razão dessa sobrealtura de lixo, observaram-se ainda recalques, embora pequenos. Entretanto, nota-se, conforme a Figura 4.59, que os recalques diminuíram com o tempo. A placa 3 (454mm) apresentou os maiores recalques num período de 750 dias, enquanto a placa 10 (162mm) teve os menores recalques durante o mesmo período.

A velocidade dos recalques medidos na placa 3 durante os 200 primeiros dias foi de 1,215mm/dia, caindo para 0,40mm/dia nos 220 dias subseqüentes e, finalmente, ficando em 0,35mm/dia. Essa diminuição acentuada nos recalques, principalmente na Placa 3, mostrara claramente que há uma redução na velocidade dos recalques com o tempo. A placa 10 está situada na região onde há menor quantidade de lixo teve uma velocidade média de 0,22 mm/dia. Essa pequena velocidade reflete a pequena quantidade de matéria orgânica. Vale salientar que as velocidades dos recalques nesta Placa não oscilaram grandemente com o tempo.

É prudente destacar que, as Placas 3, 4 e 2 apresentaram os maiores recalques pelo motivo de estarem sob as camadas que apresentam maiores quantidades de lixo. Já as placas 10, 9 e 8 apresentaram menores recalques pelo fato de estarem dispostas nas camadas com menores quantidades de matérias orgânica. Segundo Melo (2003), a quantidade de lixo proporciona maiores recalques, já que há maior quantidade de matéria orgânica.

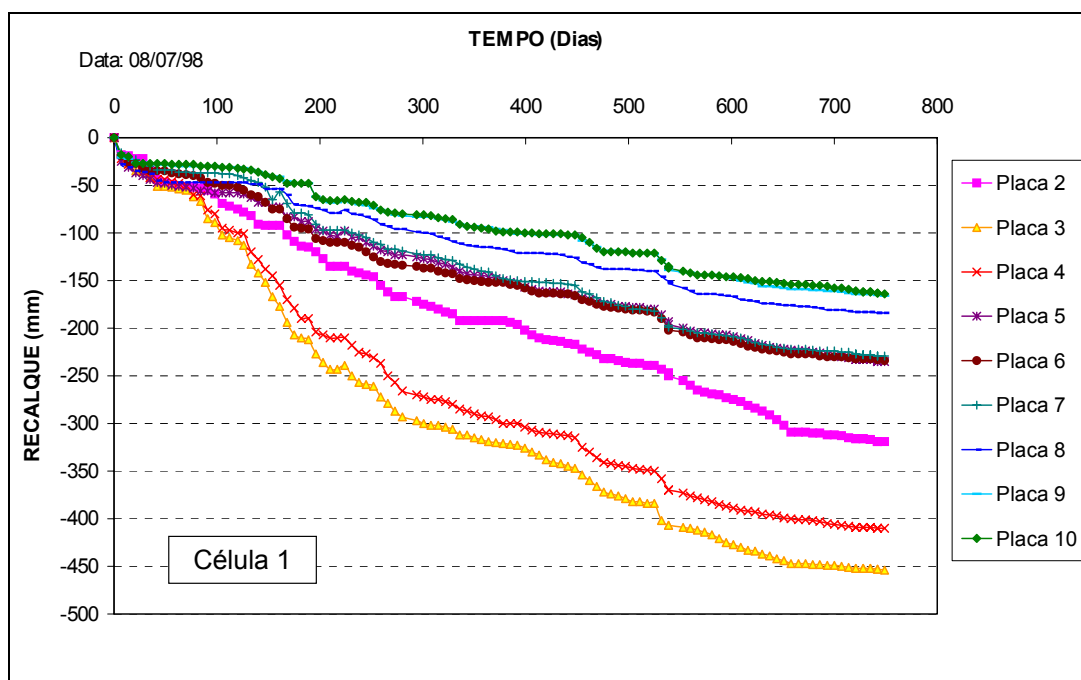


Figura 4.59. Recalques superficiais com o tempo (Célula 1)

Devido ao tardio monitoramento dos recalques dessa Célula de lixo, não se pode dizer muito do comportamento dos recalques. Entretanto, nota-se que, com a diminuição da matéria orgânica, os recalques também diminuiram o seu ritmo. Deve-se salientar que os recalques secundários que ocorrem no lixo são frutos da degradação microbiana, pois quanto menor for a quantidade matéria orgânica, menor será a presença de microrganismos e menor serão os recalques.

Célula 4:

Os resultados apresentados serão analisados quanto ao o comportamento dos recalques associados à degradação microbiana e condições climáticas. A análise será feita com base nos recalques superficiais e em profundidade.

No período de instalação da instrumentação (placas e aranhas) da Célula 4 a idade da massa de lixo já se encontrava com idades variando de 13 anos (14m inferiores) e 1 ano (os 15m superiores), portanto, certamente já havia ocorrido as etapas de recalque imediato e primário, de acordo com a literatura técnica. Deste modo, as análises serão feitas baseadas nos recalques secundários.

As análises dos recalques foram feitas de acordo com os seguintes itens:

- análise geral dos recalques superficiais e em profundidade;
- análise do comportamento dos recalques: aspectos mecânicos, biodegradativos e climáticos;
- recalques *versus* Condições Climáticas *versus* Biodegradação.

Além de das camadas de lixo da Célula 4 possuírem idades variadas, a camada de cobertura dessa Célula também tem espessura bastante variável. Esta camada possui espessuras que variam de 0,20m a 1m. Para efeito dos cálculos de recalques totais e deformações específicas, considerou-se apenas o deslocamento da camada superior, ou seja, o deslocamento dos 15m superiores de lixo. Os 14m abaixo daquela camada foram considerados como uma massa praticamente bioestabilizada, portanto, com deslocamentos verticais muito pequenos ou desprezíveis. Assim, estes 14m inferiores não serão considerados para efeito de cálculo de deformação específica total máxima da massa de lixo da Célula 4.

Os recalques superficiais na Célula 4 do Aterro da Muribeca foram medidos semanalmente num período em torno de 3 anos (jun/99 a ago/02). Entretanto, a partir de março de 2001 até agosto de 2002, não houve medições por problemas operacionais. Neste mês foi feita a última leitura dos valores de recalques.

- Análise geral dos recalques superficiais e em profundidade:

Na pesquisa desenvolvida por Melo (2003) foi verificado que, de um modo geral, os recalques superficiais (placas) e em profundidade (aranhas) observados tiveram um comportamento semelhante com o passar do tempo. Foi verificado, também, como já esperado, que espessuras maiores induzem a recalques igualmente mais elevados. Isto foi observado principalmente nos recalques medidos através das placas.

A Figuras 4.60 mostra as Curvas de iso-recalques bem como, a localização das placas na Célula 4. Para elaboração das curvas de iso-recalques utilizou-se o software

SURFER, versão 7, que utiliza coordenadas cartesianas para localização das placas de recalques juntamente com os dados de recalques. Estes dados de entrada são lançados no programa e este, automaticamente, traça as curvas que possuem os mesmos valores de recalques.

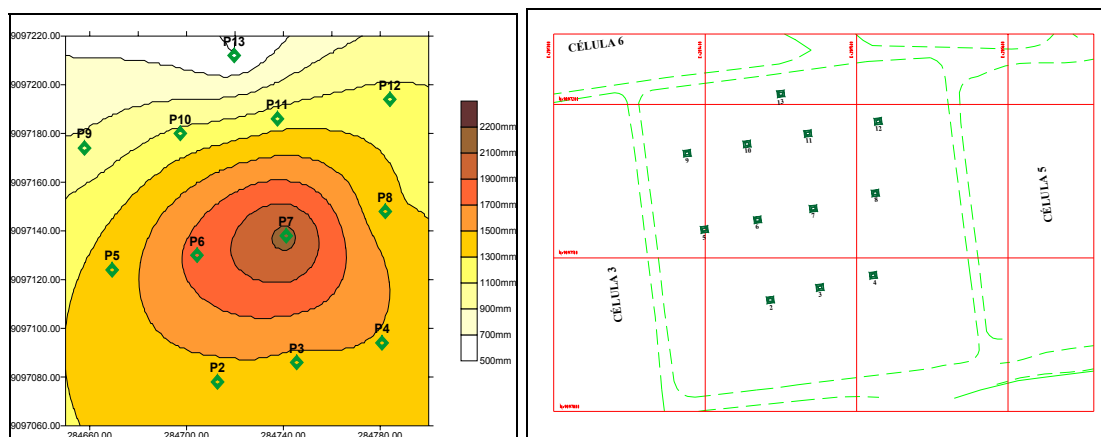


Figura 4.60. Curvas de iso-recalques e localização das placas de recalques (Célula 4)

Observou-se, que os recalques, tanto superficiais como profundos, tiveram uma redução em sua magnitude e velocidade com o tempo (Figuras 4.61 a 4.64), como já era esperado. Deve-se salientar que ocorreram variações nas magnitudes e velocidades dos recalques tanto superficiais como em profundidade quando se comparavam as placas entre si e as aranhas também entre si, devido à heterogeneidade do material e variações de espessuras ao longo da Célula.

Notou-se, através da Figura 4.60 que os recalques são maiores no centro da Célula 4, o que condiz com o esperado. No centro da Célula 4, teoricamente tem-se as maiores espessuras de lixo, portanto maior quantidade de matéria orgânica e prováveis taxas de degradação mais significativas, conseqüentemente maiores serão os valores de recalques. Nas bordas da Célula de lixo tem-se menores espessuras de lixo devido à proximidade dos taludes, portanto é de se esperar que se tenha os menores valores de recalques. O menor valor de recalque foi observado na Placa 13 (500mm), justamente onde se tem a menor espessura de lixo. O maior valor de recalque foi observado na Placa 7 (2.185mm) que se encontra no centro da Célula.

Analisando o comportamento geral dos recalques em profundidade, (Figura 4.62), as aranhas localizadas mais superficialmente apresentaram os maiores recalques, decrescendo gradualmente enquanto a profundidade foi aumentando. Isto se deve às maiores espessuras de lixo e à presença de resíduos mais recentes nas camadas superiores. As Aranhas 5 e 6 que estão localizadas em profundidades maiores (Aranhas 5 -23m e 6 - 26m) mostram que a massa de lixo situada abaixo destas aranhas apresentou recalques discretos no início da medição mas no decorrer do tempo estes recalques foram praticamente nulos. Estas aranhas estão bem próximas da camada de solo que forma a base da Célula 4. Nas camadas mais profundas o estágio de biodegração já está bem avançado, o que poderia explicar os menores recalques, juntamente com as menores espessuras de lixo.

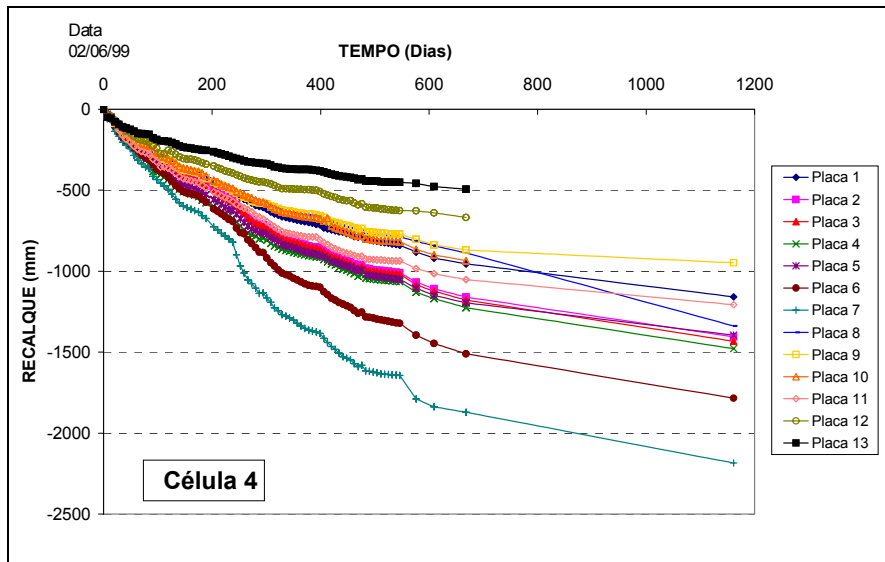


Figura 4.61. Evolução dos recalques superficiais com o tempo (Célula 4)

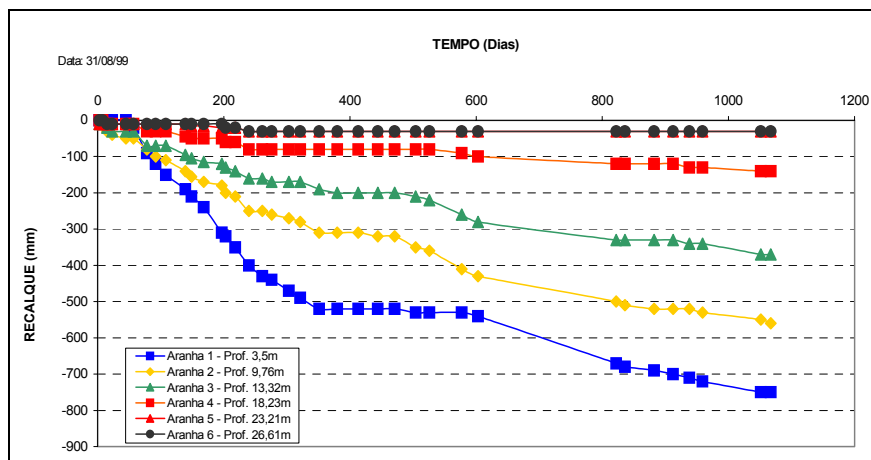


Figura 4.62. Evolução dos recalques em profundidade com o tempo (Célula 4)

As Figuras 4.63 e 4.64 mostraram a tendência da redução da velocidade dos recalques com o tempo nas placas e aranhas. Verifica-se, que as Placas 6 e 7 possuem maiores velocidade nos recalques. Igualmente as Aranhas 1 e 2 apresentam maiores velocidades nos recalques.

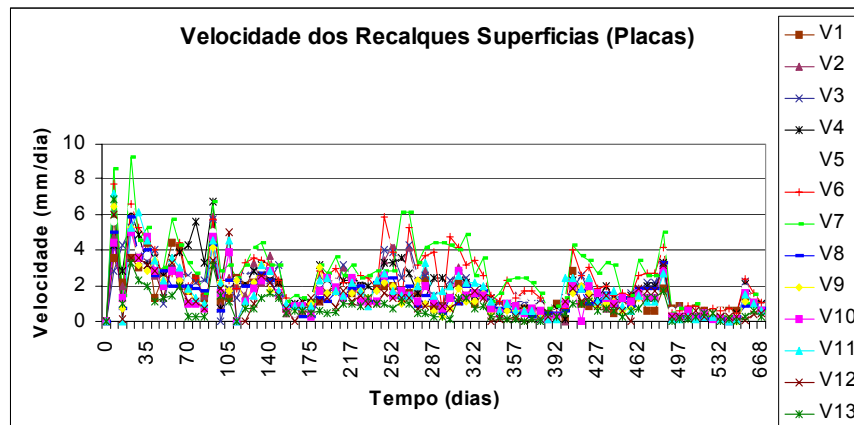


Figura 4.63. Velocidades dos recalques em profundidade com o tempo (Célula 4)

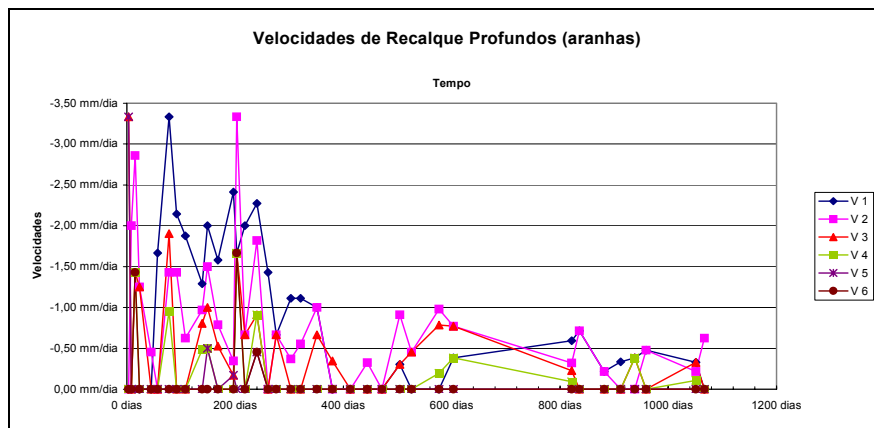


Figura 4.64. Velocidades dos recalques em profundidade com o tempo (Célula 4)

As Figuras 4.65 e 4.66 mostram as deformações específicas sofridas pela massa de lixo. As deformações específicas observadas nas placas e aranhas, de maneira geral, apresentam comportamentos semelhantes, assim como a magnitude e velocidade dos recalques. Existem variações nos valores de deformações obtidos quando comparados às placas e aranhas entre si.

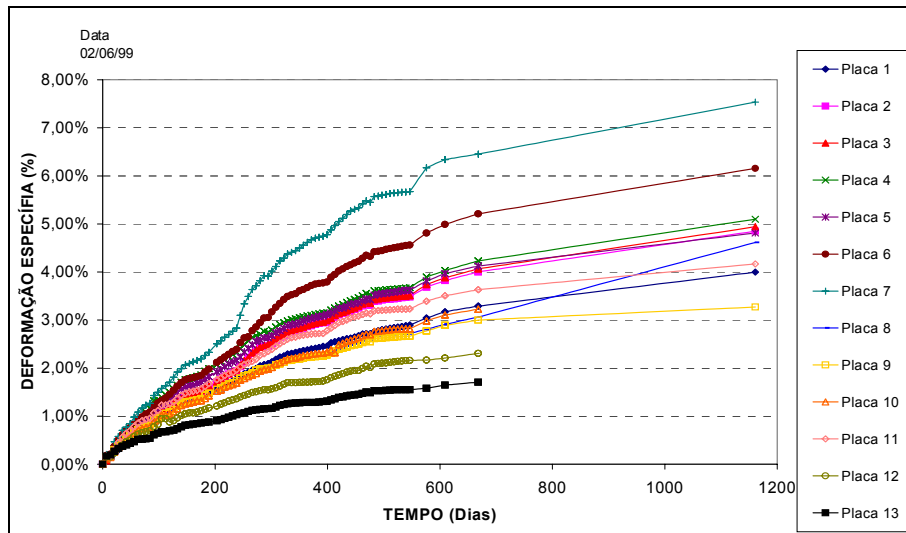


Figura 4.65. Deformação específica ao longo do tempo (Placas)

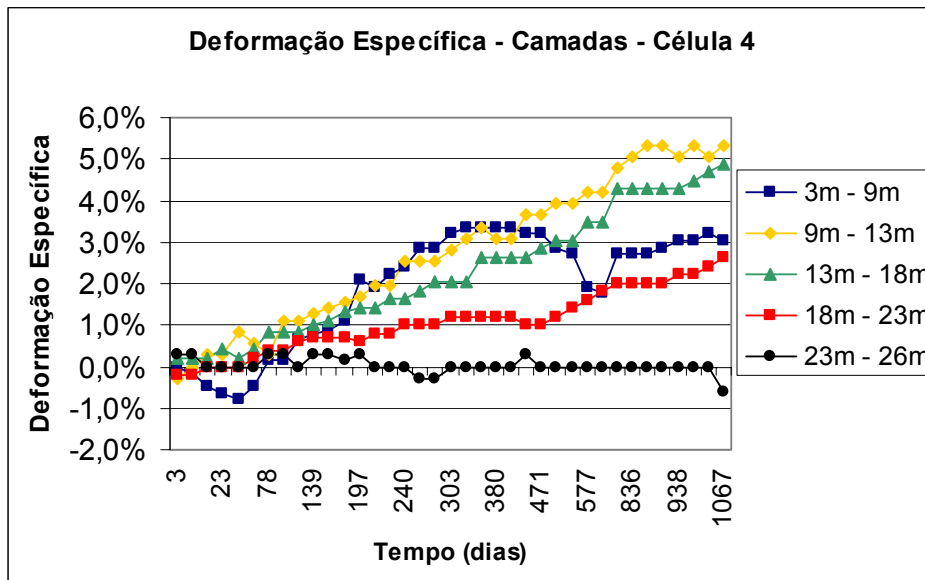


Figura 4.66. Deformação específica de cada camada ao longo do tempo (Aranhas)

Na Célula 4 os 15m superiores de lixo apresentam deslocamentos verticais significativos, pois esta camada possui lixo mais recente, portanto, suscetível a maiores recalques. Como a espessura de 15m superior deve sofrer as maiores deformações, o recalque e a deformação total máxima da Célula 4 serão calculados inicialmente com base nesta camada. Como a camada dos 14m inferiores deve sofrer deformações muito pequenas, tomou-se como referência as deformações observadas na Aranha 4 (profundidade de 18,23m), pois esta aranha está situada próxima à interface, ou seja, entre a massa deslocável e a massa que deve se encontrar bioestabilizada. Tendo em

vista que a camada dos 14m inferiores possui idade bastante avançada, (16 anos), espera-se que esta massa praticamente não se deforme. Contudo, não se tem informação de medidas anteriores que comprovem que já não há recalques dessa camada. Desse modo, o período de 3 anos de medição de recalques na Aranha 4 foi o ponto referencial. Os resultados encontrados na Aranha 4 mostram um recalque de 140mm para este período de medição, comprovando a bioestabilização da massa, já que este valor de recalque é muito pequeno.

O recalque total máximo (2.185mm) da massa de lixo dessa Célula, foi calculado tomando-se como base a Placa 7, que foi a que mais sofreu deformações. Esta placa encontra-se no centro da Célula 4. Para o cálculo do deslocamento vertical máximo da massa de lixo da Célula 4 subtraiu-se o recalque medido na Placa 7 pelo recalque obtido na Aranha 4 e, posteriormente, dividiu-se o resultado pela profundidade da Aranha 4, obtendo-se um percentual de 11,22%.

As Aranhas e a Placa 7 não estão horizontalmente próximas, mas o que se tentou sugerir é uma indicação do recalque máximo na zona superior (15m). Nos cálculos das deformações específicas para cada camada (recalque da aranha “n” superficial, menos o recalque da aranha “m” subsequente, dividido pela espessura da camada que se queira calcular a deformação específica) focalizou-se o recalque real em cada camada.

Para o cálculo dos recalques em cada camada, tomou-se como referência o recalque da Placa 9 (948mm), já que esta encontra-se horizontalmente mais próxima das Aranhas. Para o cálculo da deformação específica da massa de lixo deslocável, subtraiu-se o recalque medido na Placa 9 pelo recalque obtido na Aranha 4 e, posteriormente, dividiu-se o resultado pela profundidade da Aranha 4, obtendo-se um valor percentual de 4,43%.

Esse valor de deformação específica, tomando-se como base a Placa 9, é bastante diferente do deslocamento máximo da Célula 4 que levou em consideração a placa 7. Não se pode dizer que este é o recalque máximo, (Placa 9), mas é uma tentativa de se ter um recalque padrão (aumento de vazios e colapsos). E isto pode ser visto na zona superior a 0-18m. Nas camadas inferiores a deformação é muito pequena, principalmente devido ao lixo ser biologicamente degradado.

Esses valores para recalques estão abaixo dos encontrados por Gandolla *et al.* (1996b). Entretanto, estes valores foram maiores que os encontrados por Sanches–Alciturri *et al.* (1995) para o mesmo período de tempo e profundidades semelhantes. Para efeito de análise dos recalques em profundidade a Célula 4 foi subdividida em camadas dispostas entre o lixo mais recente e o mais bioestabilizado. Essas subcamadas foram divididas em função das aranhas instaladas ao longo da profundidade. Para efeito de comparação entre os recalques superficiais e em profundidade, tomou-se como base os recalques medidos na Placa 9, pois essa placa encontra-se localizada mais próxima das aranhas.

Figura 4.67 mostra um desenho esquemático da Célula 4 mostrando os recalques e as deformações específicas ocorridos em cada camada.

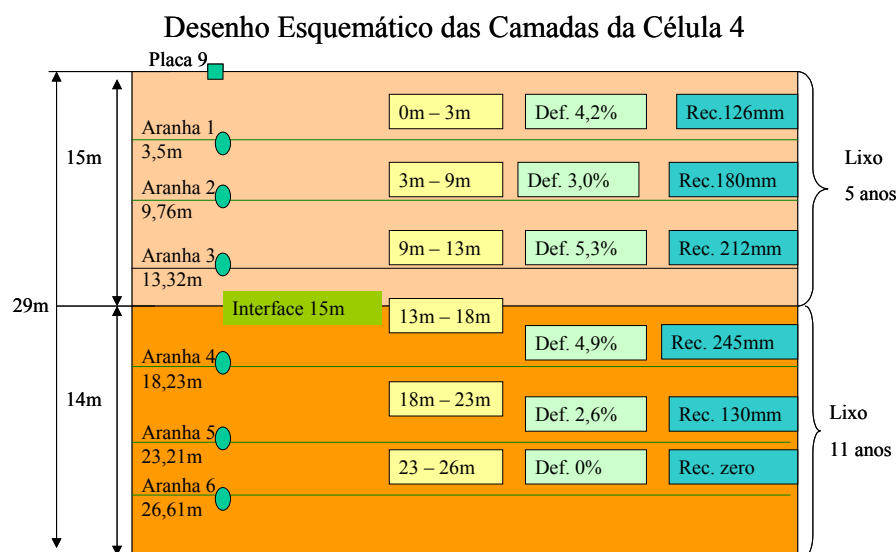


Figura 4.67. Desenho esquemático da Célula 4 mostrando em detalhes as camadas

Observa-se, claramente, na Figura 4.67, que as camadas têm espessuras variáveis e que as deformações específicas totais máximas, bem como as taxas de recalques máximas apresentam também variações. Nota-se que as maiores deformações e recalques ocorrem nas camadas que estão situadas no lixo mais novo, ou seja, nos primeiros 15m. Nas subcamadas posteriores esses valores reduziram acentuadamente, inclusive, não havendo deslocamentos verticais descendentes, bem como deformações.

A camada que está situada entre 13 e 18m apresentou os maiores recalques, (245mm), durante o período de medição, enquanto a camada que está situada entre 9 a 13m apresentou as maiores deformações específicas (5,3%). Estes resultados, embora a princípio pareçam contraditórios, resultam das variações de espessura de cada camada, pois a deformação específica depende da espessura da camada. Portanto, nem sempre as maiores deformações estarão acompanhadas dos maiores recalques e vice-versa.

A Equação 4.3 descreve a deformação específica máxima na Célula 4. Como o período de medição dos recalques superficiais foi em torno de 3 anos, tem-se uma deformação máxima de 3,74% por ano (Placa 7).

$$Deformação\ específica(\%) = \frac{recalque\ máximo}{altura} \times 100 \quad Eq.(4.3)$$

em que:

recalque máximo = recalque superficial máximo (Placa 7)

altura = altura de lixo deformável

De maneira geral, observou-se que as magnitudes de recalques totais foram semelhantes, tanto na Placa 9 como nas aranhas. O recalque máximo medido na Placa 9 foi de 948mm e nas aranhas, em torno de 780mm. Esse valor foi obtido a partir do somatório dos recalques ocorridos em cada camada. Os resultados obtidos são coerentes, já que, apresentam extratos de lixo semelhantes.

Como já foi mencionado, na Célula 4 ocorreram variações entre as magnitudes observadas nas placas. A Placa 7 apresentou os maiores recalques (2185mm), enquanto a Placa 13 resultou em menores recalques (500mm) (Figuras 4.60 e 4.61). A diferença entre as duas placas girou em torno de 1,20m. Esses resultados mostram como a espessura da massa de lixo pode influenciar na magnitude dos recalques. Moreda (2000), relata que recalques diferenciais podem causar danos sérios à camada de cobertura. Na Célula 4 há infiltração de águas pela camada de cobertura, não só devido à má compactação da camada, mas também, possivelmente, devido aos recalques diferenciais que ocorreram na Célula de lixo.

Na Célula 4 os recalques foram os esperados, conforme a literatura. A velocidade de degradação da matéria orgânica foi relativamente rápida. Tal fato poderia ser explicado pela pequena compactação inicial do lixo, possibilitando uma maior velocidade na degradação da matéria orgânica. Também se deve levar em conta que a quantidade de matéria orgânica inicial é de 60%, o que permite recalques maiores e mais rápidos.

Outro fator que contribui de maneira benéfica para os maiores recalques observados inicialmente através das placas e aranhas, foram as condições climáticas favoráveis ao processo de biodegradação que acontece no Aterro da Muribeca, ressaltando elevados índices de precipitação e temperaturas adequadas à atividade metabólica da biota microbiana presente no aterro.

- **Análise do comportamento dos recalques: aspectos mecânicos, biodegradativos e climáticos:**

A partir das medições de recalques obtidas na Célula 4 no período de 1999 a 2002 foram iniciados estudos referentes a recalques associados à biodegradação. Nas análises realizadas verificou-se três etapas de comportamentos distintos dos recalques tanto nos recalques superficiais (placas), (Figura 4.68), e, mais visivelmente, nos medidos em profundidades (aranhas), (Figura 4.69). Os resultados mostraram uma relação direta entre aspectos mecânicos, biodegradativos e climáticos.

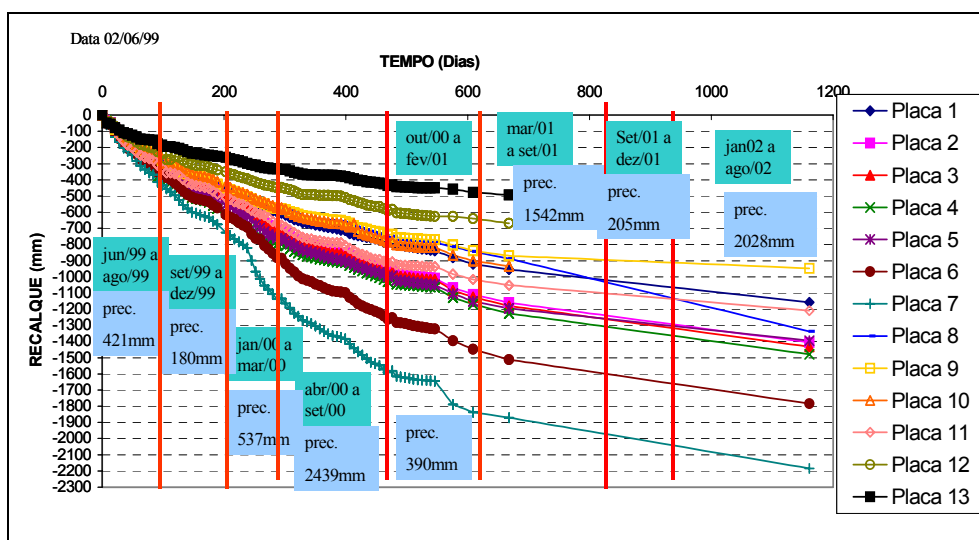


Figura 4.68. Recalques superficiais ao longo do tempo (Célula 4)

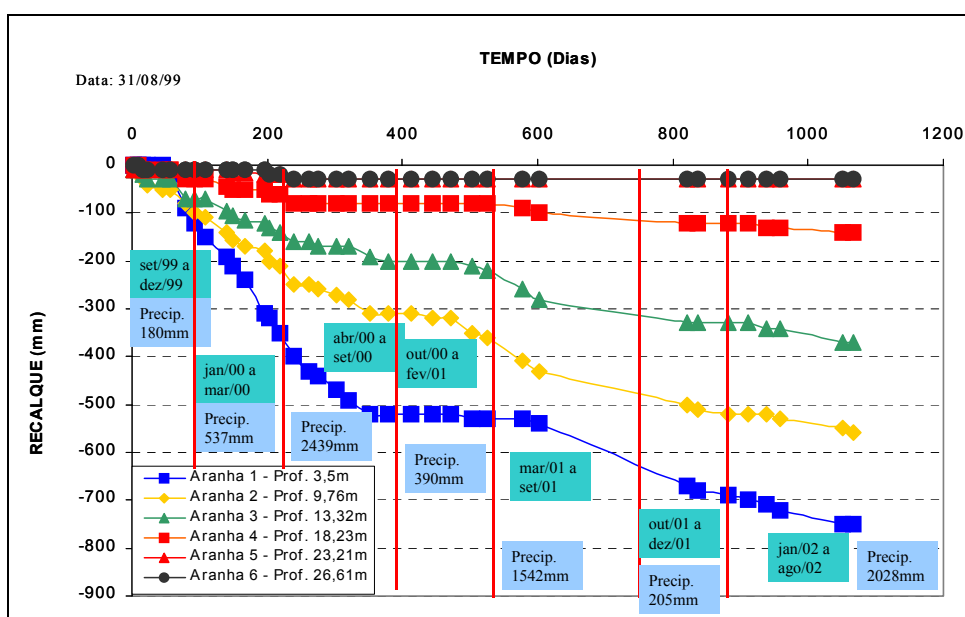


Figura 4.69. Recalques profundos ao longo do tempo (Célula 4)

Embora haja uma grande quantidade de chuvas durante o ano inteiro na RMR, o que favorece a infiltração de líquidos pela camada de cobertura das células, o teor de umidade do lixo está em torno de 20 a 40% estimulando a biodegradação. O teor de umidade geralmente não ultrapassa essa faixa, devido a alguns fatores como a topografia local, no qual há uma variação de altitude de 70m acima do nível do mar, (cota mais alta do Aterro), para 10m acima do nível do mar, (cota mais baixa), (Jucá *et al.* 1996). Esta diferença de altitude permite o escoamento de líquidos na direção da estação de tratamento de chorume e dos rios que circundam o Aterro bem como há um sistema de drenagem anelar que circunda todas as células do Aterro, facilitando a drenagem de líquidos. Entretanto, a drenagem do Aterro da Muribeca é anelar nas vias de acesso. Contudo, não existe um sistema de drenagem na base das Células do Aterro.

A Figura 4.69 mostra que no primeiro trecho das curvas, (primeiros 380 dias), os recalques medidos nas aranhas tiveram deformações mais acentuadas seguido de um período de recalques zero. Passado, este período, novamente ocorre um aumento nos recalques, embora menores que os recalques iniciais.

Mc Dougall *et al.* (2003) mostraram dados de deformação específica das camadas de lixo obtidos nos aterros de Lyndhurst (Austrália) e Muribeca (Brasil).

Analisando o comportamento dos recalques nestes aterros os autores mostram que períodos prolongados de recalques zero podem ocorrer e estes são seguidos freqüentemente por períodos de recalques mais rápidos. Assim, pode-se dizer que são observados aumento dos vazios na massa de lixo. Se, durante períodos de deformação zero (ou expansão), o lixo está se decompondo e a matéria sólida está sendo convertida a líquido ou gás, então deve ocorrer uma redução no volume da fase sólida e um acréscimo em volume de vazios. Um processo de alargamento de vazios acompanhado do enfraquecimento do esqueleto sólido seria responsável por qualquer recalque rápido subsequente ou colapso.

Os dados de recalques na Célula 4 do Aterro da Muribeca mostram que, no primeiro trecho das curvas (Figura 4.69), os recalques foram mais acentuados pelo fato de a Célula de lixo apresentar maior quantidade de matéria orgânica e, portanto, maior carga. De fato, o que acontece é a degradação da matéria orgânica acompanhada do aumento dos vazios. Esses vazios se expandem até um determinado limite, ou seja, até suportarem a carga imposta pelo próprio lixo. Com a degradação da matéria as partículas sólidas são convertidas em líquidos e gases, portanto os espaços preenchidos pela fase sólida são agora, ocupados pela fase líquida e gasosa, devido à mudança de fase.

No primeiro período ocorrem alargamentos dos vazios sucessivos devido à degradação seguidos de colapsos. Após esse período de recalques intensos, tem-se um período de recalques zero. Explica-se este período por uma degradação da matéria orgânica com um aumento dos vazios. Entretanto, as tensões impostas pela massa de lixo são menores, por conseguinte, com menor suscetibilidade a adensamentos. No caso do Aterro da Muribeca, outro fator que, possivelmente, contribuiu para este período de recalques zero foi a presença de líquidos no interior da Célula. Esses líquidos podem acumular-se nas profundidades maiores devido à intensa precipitação que ocorre nos períodos chuvosos, o que, possivelmente, ocorreu nos meses de abril/2000 a setembro/2000. Conforme Melo (2003), este acúmulo de líquidos distribui as tensões de modo uniforme em todas as direções, impedindo o adensamento. Isto é observado nas camadas mais profundas onde se tem o recalque medido pelas aranhas (Aranhas 3, 4 5 e 6). Nota-se que nestas camadas não há recalques por um período maior de tempo. Assim que começam as precipitações intensas os recalques já se tornam menores. As

precipitações intensas podem desestabilizar o ambiente microbiano e, conseqüentemente, os recalques secundários serão menores. Os microrganismos diminuem a velocidade de degradação microbiana (cinética) pelo fato de as águas que se infiltram pela camada de cobertura permitirem que o oxigênio também infiltre. O oxigênio extra desestabiliza o meio interno anaeróbio de degradação microbiana, reduzindo assim a cinética de degradação.

Segundo Junqueira (2000), a entrada extra de oxigênio intoxica as bactérias anaeróbias, além de elevar bruscamente a temperatura do meio, pelo metabolismo microbiano que passa a ser aeróbio. Bactérias anaeróbias são mais sensíveis a mudanças bruscas na temperatura. E como as bactérias anaeróbias são fundamentais para o surgimento dos recalques sua baixa atividade acarreta menores recalques.

Entretanto, quando se tem o controle da entrada de umidade e nutrientes, pode-se estimular a biodegradação. Segundo McDougall & Philp (2001) e Moreda (2000), aterros de RSU podem se comportar como bioreatores por permitirem a entrada de água e nutrientes quando necessário.

Os recalques medidos nas Aranhas 1 e 2 não sofreram interferência significativa e imediata durante as precipitações intensas que ocorreram no período de 200 a 480 dias devido, possivelmente, à maior quantidade de matéria orgânica e principalmente pelo fato de não existir nível de chorume constante nestas profundidades. O período de recalque zero nas camadas superficiais ocorreu principalmente pelo fato de as tensões efetivas serem pequenas e menores que nas camadas subseqüentes.

No período de recalques zero, nos meses de outubro/2000 a fevereiro/2001 embora as precipitações tenham sido pequenas, o que impediu maiores recalques provavelmente foi a quantidade de líquidos acumuladas nas maiores profundidades e um aumento de vazios por um período prolongado. Nas camadas superiores onde a drenagem é mais eficiente as tensões impostas pelo próprio lixo são pequenas para que ocorram deformações rápidas.

O índice de vazios formado no período de recalques zero pode ser até maior que os vazios formados no primeiro período. No primeiro momento em que os recalques são

mais acentuados, ocorre a presença de vazios. Estes são, todavia, rapidamente desfeitos pelo fato de as cargas impostas a esses vazios serem grandes. Ocorre, então, a formação sucessiva de vazios seguidos de colapsos também sucessivos. No período de recalques zero os vazios formados possivelmente serão maiores, mas as cargas impostas são menores portanto, maior será o espaço de tempo para que os recalques aconteçam.

Após o período de recalque zero novamente ocorre a aceleração dos recalques. Entretanto esses recalques são menores que no primeiro período. Nessa etapa, os vazios formados no período anterior já não suportam as cargas impostas, dando origem ao fenômeno de colapso, com recalques mais acelerados nas diversas aranhas estudadas. Nessa fase, apesar de ocorrerem precipitações elevadas, contudo bem menores que o período de abril/2000 a setembro/2000, não foram suficientes para interferir nos mecanismos de recalques.

Segundo Melo (2003), os recalques que ocorrem num Aterro de Resíduos Sólidos são bastante complexos. Quando se fala de recalques em aterros costuma-se pensar que eles ocorrem separadamente como acontece em solos. Entretanto, vale salientar que os recalques primários e secundários podem ocorrer juntamente, embora o primário tenha maior expressão nos primeiros 30 dias, (Sowers, 1973; Espinace *et al.* 2000). Contudo, nos primeiros 30 dias, os recalques secundários poderiam se desenvolver juntamente com os recalques primários, embora muito discretamente. Isto se daria devido aos microrganismos começarem a colonizar o lixo e quase que imediatamente a degradar a matéria orgânica, resultando, desta maneira, em recalques secundários.

Os recalques secundários poderiam ser visto como recalques primários nos solos, uma vez que ocorre a dissipação de líquidos e gases, resultando em deformações. Esta expulsão de líquidos e gases é resultante da conversão da matéria orgânica sólida em líquidos e gases e dissipada pelas tensões impostas na massa de lixo. Como dito acima, afirmar que recalques primários acontecem separadamente dos secundários poderia ser bastante comprometedor, já que no momento que se dispõem o lixo em aterros, grupos de microrganismos (bactérias aeróbias e anaeróbios, fungos, protozoários e vírus) começam a degradar biologicamente os resíduos, conseqüentemente, é difícil diferenciar quando exatamente está acontecendo recalques

primários ou secundários. O mais razoável seria dizer que estes podem ocorrer simultaneamente durante a vida útil do aterro.

Recalques *versus* Condições Climáticas *versus* Biodegradação

Os recalques secundários em lixo são fruto da degradação microbiana. Qualquer fator que venha interferir na biota microbiana afeta os recalques secundários. Como já observado, nos meses onde a precipitação foi extremamente intensa, os recalques diminuíram, em decorrência disso, a sua velocidade também diminuiu. Segundo Junqueira (2000), a água proveniente das chuvas carrega consigo oxigênio que está dissolvido. O oxigênio dissolvido na água é capturado por bactérias aeróbias e anaeróbias facultativas aumentando o número desse grupo de organismos. Como já foi mencionado, em alguns casos, na Célula 4 do Aterro da Muribeca o número total de microrganismos aeróbios totais supera os organismos anaeróbios.

Nos estudos de compressibilidade do lixo da Célula 4, desenvolvidos por Melo (2003), as precipitações elevadas durante o ano de 2000 influenciaram no comportamento dos recalques da massa de lixo. Neste período os recalques foram praticamente nulos. A explicação dada por este pesquisador refere-se a entrada excessiva de oxigênio carregado através das chuvas. O oxigênio está presente nas águas precipitadas numa quantia de 7 a 14mg/l. Esta entrada extra de oxigênio desestabiliza o ambiente anaeróbio predominante no interior da massa de lixo, consequentemente diminui a velocidade dos recalques. Além do mais, a quantidade excessiva de líquidos dentro da massa de lixo faz com que as tensões sejam distribuídas uniformemente em todas as direções, impedindo o adensamento da massa de lixo.

Conforme mencionado no item 4.3.2, a ordem de grandeza que expressa a quantidade de microrganismos na Célula 4 diminui com o tempo. Melo (2003) mostrou que, quando se tem uma diminuição da matéria orgânica devido à biodegradação, a quantidade de microrganismos também decresce, uma vez que os grupos microbianos dependem da quantidade de fontes nutricionais. É interessante que, em 1999, a ordem de grandeza desses microrganismos era de 10^6 chegando a 10^9 , passando em 2002 a 10^3 e para alguns casos 10^0 . Provavelmente, com a diminuição da matéria orgânica e o acúmulo de outros compostos tóxicos, inclusive subproduto do próprio metabolismo, a

quantidade de microrganismos tenha diminuído. Em 1999, quando a ordem de grandeza de microrganismos era maior, também se teve maiores recalques; em 2002 quando a quantidade de microrganismos diminuiu acentuadamente, os recalques também diminuíram. A diminuição na grandeza de microrganismos também é acompanhada pela redução na temperatura. Em 1999, a temperatura alcançava 65°C na profundidade de 10m a 15m, enquanto que em 2002 a temperatura reduziu para 45°C nas mesmas profundidades, (Monteiro *et al.* 2002). Fazer uma ligação entre a quantidade de microrganismos degradadores de matéria orgânica com a magnitude e velocidade dos recalques parece ser bastante razoável. Pode-se dizer que há uma correlação estreita entre essas grandezas, pois, à medida que um parâmetro varia, os demais obedecem a mesma relação. Isto foi claramente observado no Aterro da Muribeca, conforme a Figura 4.70. De acordo com a mesma Figura, com o passar do tempo, tem-se uma diminuição dos microrganismos anaeróbios, principais organismos responsáveis pelos recalques e a mesma correspondência acontece com as taxas de recalques, ou seja, os recalques diminuem conforme há uma redução quantitativa dos microrganismos no interior da massa de lixo.

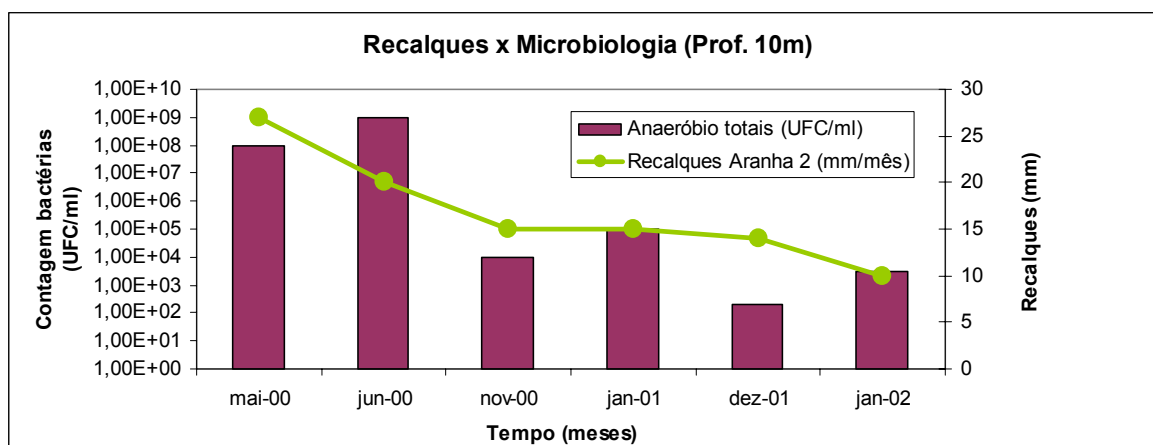


Figura 4.70. Recalques *versus* microbiologia com o tempo (Célula 4)

4.3.6. Temperatura (Evolução com o Tempo e Profundidade)

As temperaturas no interior da massa de lixo são de grande importância principalmente no que se refere à atividade de microrganismos que promovem a degradação dos diversos componentes do lixo. Os microrganismos existentes dentro da massa não controlam a sua própria temperatura, ficando altamente condicionados à

temperatura do meio, o que propicia o surgimento de diferentes tipos de bactérias para faixas variadas de temperaturas (Junqueira, 2000).

As leituras de temperatura da massa sólida no Aterro da Muribeca foram realizadas a fim de monitorar a evolução deste parâmetro de acordo com a continuidade do processo de decomposição dos resíduos.

As Figuras 4.71 e 4.72 mostram as temperaturas medidas ao longo do tempo e profundidade nas Células 1 e 4, respectivamente.

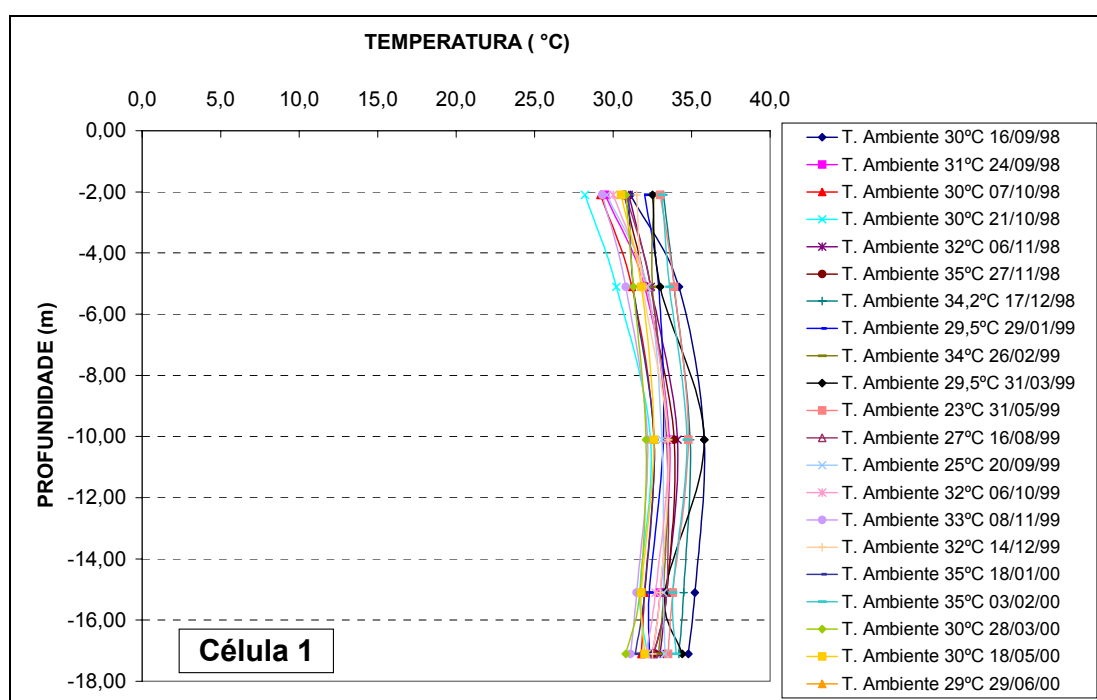


Figura 4.71. Medições de temperatura na Célula 1

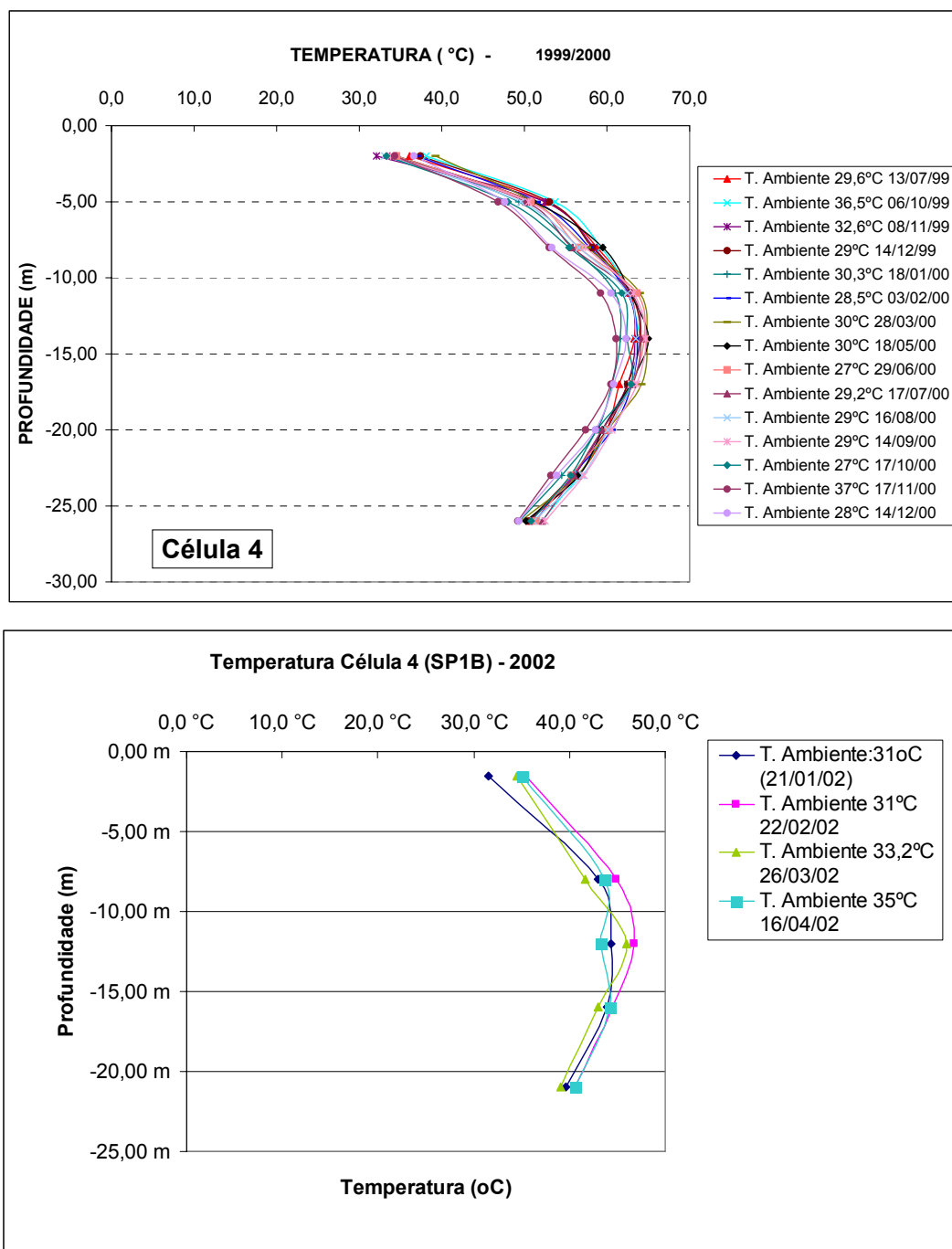


Figura 4.72. Medições de temperatura na Célula 4

A faixa de variação da temperatura da Célula 1 é de 30°C a 33°C ao longo da profundidade, o que corresponde à temperatura ambiente. A variação da temperatura ao longo do tempo e da profundidade é bastante pequena e estes valores de temperaturas baixos juntamente com todos os demais parâmetros físico-químicos e microbiológicos representam mais um indicativo do estágio de decomposição dos resíduos bastante avançados nesta Célula.

Os valores de temperaturas aferidos na Célula 4 no início das medições (1999) eram bastante elevados, principalmente nas profundidades de 10m a 15m, onde as temperaturas medidas na massa de lixo atingiram valores da ordem de 65°C (Figura 4.72). Esta faixa de profundidade possui lixo mais recente, como já foi mencionado anteriormente, e corresponde a um ambiente predominantemente anaeróbio, o que favorece a ação das bactérias metanogênicas que atuam numa faixa de temperatura elevada (bactérias termófilas).

De acordo com a literatura técnica, todos os microrganismos têm uma temperatura ótima de crescimento. Isto significa que a uma determinada temperatura a velocidade de duplicação (ou a velocidade de crescimento populacional) dos microrganismos é maior. Há que se levar em consideração que nem todos os microrganismos crescem na mesma faixa de temperaturas (Tabela 4.10).

Tabela 4.10. Faixa de temperatura para crescimento de bactérias

Classificação	Faixa	Ótima
Termófilos	25-80°C	50-60°C
Mesófilos	10-45°C	20-40°C
Psicrófilos	5-30°C	10-20°C

Fonte: Tortora (2000)

Com o passar do tempo, no ano de 2000, houve uma pequena redução nas temperaturas medidas (Figura 4.71), sendo que no ano de 2002, esta redução foi bastante significativa (Figura 4.72), sendo verificado claramente a redução da atividade bacteriana e a redução de diversos parâmetros como: contagem de microrganismos, redução dos recalques e parâmetros físico-químicos: DBO, DQO e sólidos voláteis. Estas interações estabelecidas mostram o avanço do estágio de degradação que se deu de uma forma relativamente rápida no período de monitoramento realizado na Célula 4.

Ocorreram reduções nas temperaturas medidas ao longo da profundidade, tanto na superfície como em profundidades elevadas. No caso das camadas de lixo mais próximas à superfície houve uma tendência de redução nas temperaturas observadas uma vez que estão mais próximas à temperatura ambiente, ocorre infiltração de águas de chuva e existem caminhos preferenciais de entrada de oxigênio que favorecem a uma

equivalência entre bactérias aeróbias e anaeróbias. Assim, essa paridade só pode ocorrer se houver oxigênio suficiente no interior da massa que permita a proliferação das bactérias aeróbias. Considerando esse fato, se já existe oxigênio no interior da massa, talvez a quantidade extra disponibilizada pela infiltração das águas das chuvas não seja suficiente para proporcionar um incremento grande de atividades de bactérias aeróbias. Essa circunstância necessariamente produziria um aumento da temperatura, já que bactérias aeróbias liberam calor durante a conversão da matéria orgânica em energia. Um aspecto interessante considerado por Junqueira (2000) é que, o fluxo contínuo das águas dentro da massa de lixo acaba por diminuir as temperaturas em seu interior, pela constante troca de calor entre as águas infiltrantes e o lixo no interior das células, até que uma temperatura de equilíbrio seja alcançada. Este fenômeno é o grande responsável pela queda das temperaturas pouco tempo após o surgimento de picos elevados, completando o ciclo de variação das temperaturas. Assim, apesar de a água infiltrada favorecer as atividades de microrganismos aeróbios que provocam a elevação das temperaturas, o fluxo contínuo de água em temperaturas mais baixas dentro da massa de lixo condiciona o surgimento de temperaturas de equilíbrio mais baixas.

No caso dos resultados obtidos por Junqueira (2000) as condições internas das células experimentais eram predominantemente anaeróbias, de modo que o oxigênio extra disponibilizado pela infiltração das águas das chuvas foi suficiente para “revigorar” bactérias aeróbias, mesmo que por um espaço curto de tempo, fato refletido no pico das temperaturas registrados.

Como os aspectos abordados acima talvez expliquem a redução das temperaturas nas camadas superficiais da Célula 4 do Aterro da Muribeca, no caso das profundidades mais elevadas desta Célula, há um decréscimo das temperaturas, devido à massa de lixo ser de idade muito mais avançada e encontrar-se próximo a bioestabilização, onde a atividade bacteriana já não é intensa havendo uma tendência a redução destas temperaturas.

Coumoulous *et al.* (1995), no Aterro de Ano Liosa – Atenas, Grécia, observou temperaturas oscilando entre 30°C e 40°C a pequenas profundidades, não sendo observada a influência da temperatura exterior. Em profundidades intermediárias

observou valores da ordem de 60°C, e enquanto em maiores profundidades, a temperatura decresceu consideravelmente entre 5°C e 15°C.

Com o propósito de observar a influência da temperatura na geração de metano, Rees (1980), registrou valores de temperatura em profundidade no Aterro de Aveley, California-EUA. De acordo com o autor a temperatura é influenciada principalmente pelo grau e tipo de atividade microbiana e temperatura ambiente. A propósito, a temperatura ambiente não influenciou nos valores de temperatura obtidos em grandes profundidades. O valor máximo de temperatura registrado foi de 43°C.

Analisando os dados de temperatura medidos na Célula 4 do Aterro da Muribeca pode-se verificar que não há grandes oscilações de temperatura ao longo das estações secas e chuvosas. Isso já era de se esperar, uma vez que não há grandes mudanças de temperatura ambiente ao longo do ano, ou seja, a temperatura ambiente permaneceu numa faixa média de 30°C tanto nos períodos secos como chuvosos. Um outro aspecto é que, possivelmente, já existem caminhos preferenciais de infiltração de oxigênio dentro da massa de lixo o que pôde ser verificado na contagem de microrganismos aeróbios e anaeróbios e pode haver uma tendência ao equilíbrio das temperaturas tanto nas estações secas como chuvosa. As variações de temperatura ao longo do tempo nas Células do Aterro da Muribeca se deram devido ao avanço do estágio de degradação natural, mostrando de forma bastante clara as idades variadas das diversas massas de lixo.

Junqueira (2000), nos seus estudos, utilizando células experimentais, encontrou variações de temperatura da massa do lixo, nas estações secas e chuvosas, comprovando a influência da temperatura da água infiltrada na massa, acarretando uma adaptação das bactérias e desestabilização do comportamento interno do aterro. Em águas de temperatura fria a concentração de oxigênio dissolvido é maior, o que provoca a redução da temperatura interna da massa de lixo e, conseqüentemente, um aumento das bactérias aeróbias nos períodos chuvosos, porém uma redução da velocidade de degradação do material orgânico. O mesmo autor mostra que existe um elo de ligação entre o aumento das taxas de infiltração e o aumento das temperaturas. Este aumento pode estar associado ao fato de que a infiltração de águas de chuva no lixo aumenta a quantidade de oxigênio disponível dentro da massa, pelo fato de as águas conterem uma

certa quantidade de oxigênio dissolvido (entre 7mg/l e 14mg/l). Apesar de a quantidade de oxigênio aplicada dentro da massa não ser suficiente para que haja uma mudança radical no ecossistema biológico predominantemente anaeróbio, parece ser suficiente para possibilitar um incremento nas atividades de algumas bactérias aeróbias ainda existentes na massa de lixo. Daí as temperaturas mais elevadas registradas em sua pesquisa utilizando células experimentais.

4.3.7. Ensaio SPT (Resistência x Biodegradação)

De acordo com Jucá (2003), o comportamento mecânico de um aterro está associado às propriedades do lixo, ao projeto e a influência das condições ambientais. A diversidade dos materiais envolvidos, sua composição e alteração de propriedades com o tempo, justificam o crescimento de pesquisas associando problemas geotécnicos aos ambientais. Neste contexto se inserem os problemas de estabilidade dos taludes, de capacidade de carga e os recalques nos aterros que são controlados pelas propriedades de resistência e compressibilidade do lixo.

A biodegradação da matéria orgânica influencia nas propriedades de resistência e compressibilidade do lixo. Este aspecto amplia a complexidade do assunto, bem como a necessidade de estudos multidisciplinares envolvendo não só as interações físico-químicas, mas também as biológicas no processo.

Os ensaios de penetração são normalmente utilizados para obtenção de informações sobre as características e parâmetros de resistência dos solos. Sua interpretação quantitativa requer um conhecimento das relações empíricas e semi-empíricas entre a resistência à penetração “in situ” e o comportamento de resistência e compressibilidade do material. A utilização deste ensaio em aterros de resíduos sólidos exige um cuidado adicional no uso dos resultados. No presente momento, em se tratando dos resíduos sólidos, tais correlações ainda não estão disponíveis (Grisolia *et al.* 1991). De forma geral tem-se conhecimento da não adequação de ensaios SPT a materiais orgânicos (solos e resíduos), principalmente em condições saturadas. Entretanto, no caso de aterros de lixo, apesar de não se obter uma relação direta com os parâmetros de resistência, os ensaios SPT têm sido um indicador das condições de densidade, umidade e sólidos voláteis a partir de amostras amolgadas obtidas nos

ensaios. Este tipo de investigação auxilia na instalação de instrumentos no aterro, além de possuir baixo custo de execução, comparado a outros ensaios (Jucá *et al.*, 2000). Outra característica do ensaio é que, repetindo-se sua realização periodicamente, pode-se contrastar ensaios realizados em diferentes ocasiões, o que permite avaliar a variação das características resistentes de um terreno no tempo ou por um tratamento adotado.

Neste trabalho dar-se-á uma abordagem da evolução da resistência do lixo conferida a partir de ensaios SPT, enfocando-se a evolução do processo de degradação da matéria orgânica ao longo do tempo e ao longo da profundidade. A análise será feita nas Células 1 e 4, apenas abordando aspectos mecânicos relacionados à biodegradação, através de ensaios SPT realizados em períodos de tempo diferentes e ao longo das profundidades das duas Células.

Os resultados obtidos dos ensaios SPT ao longo do tempo e profundidade nas Células 1 e 4 estão ilustrados nas Figuras 4.73 e 4.74. A análise do comportamento evolutivo da resistência do lixo obtida nos ensaios SPT será descrita a seguir:

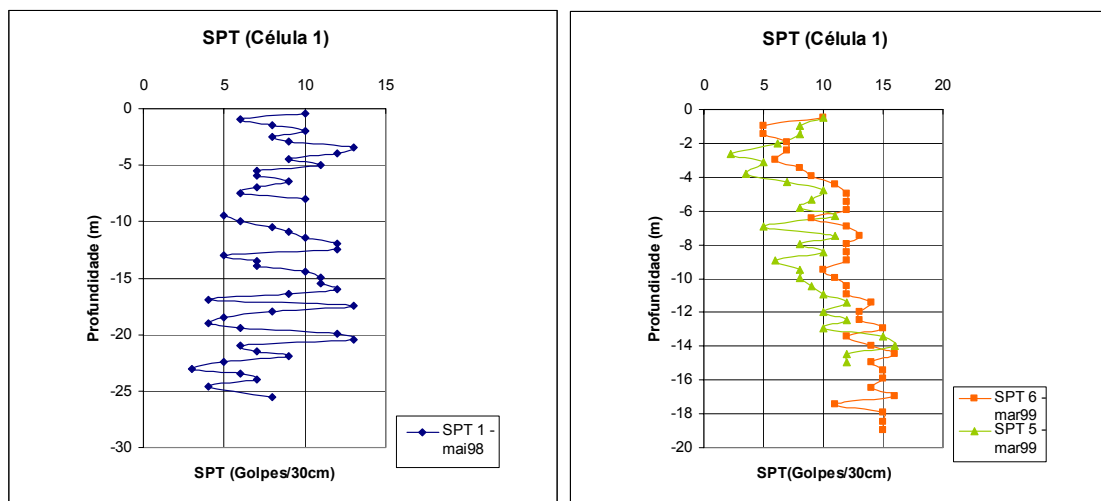


Figura 4.73. Ensaios SPT (Célula 1)

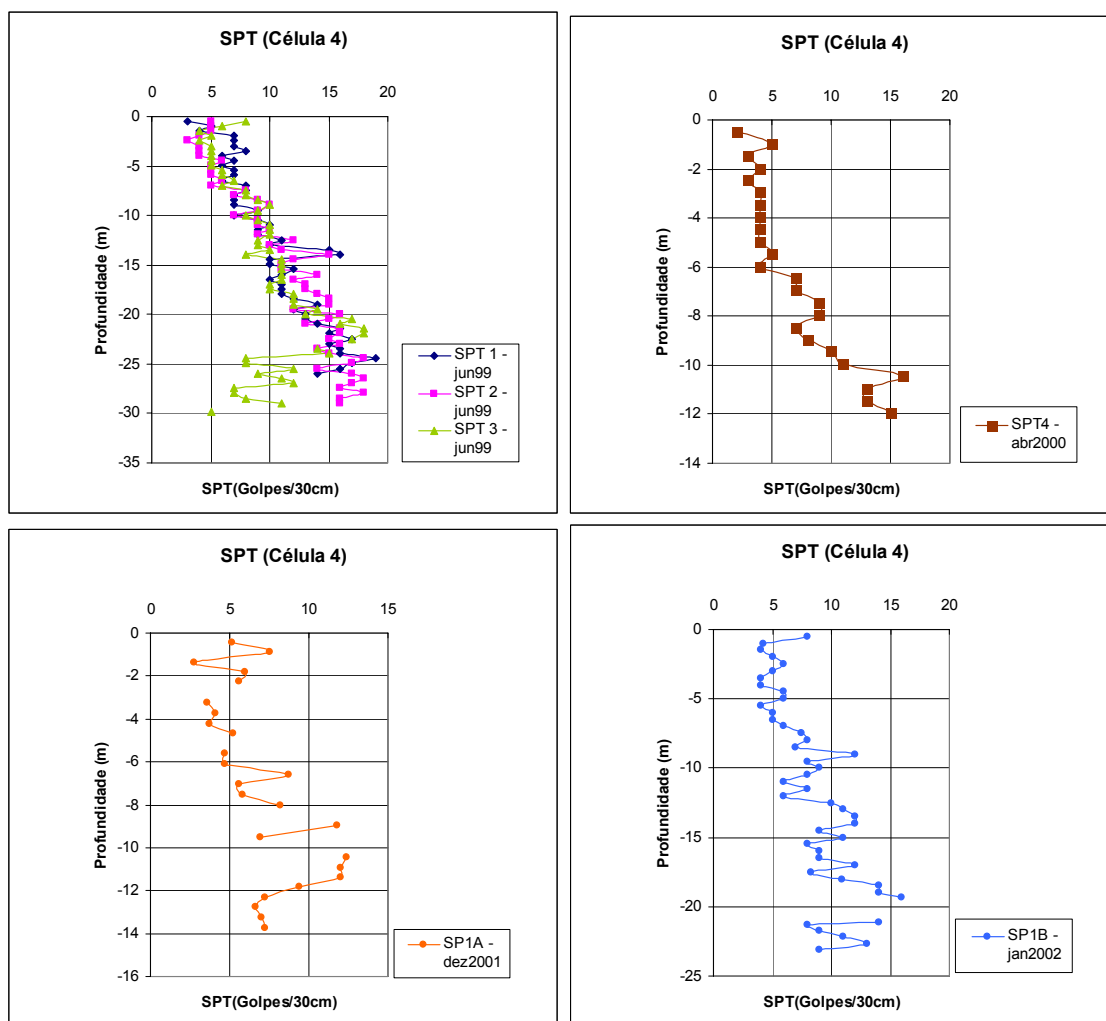


Figura 4.74. Ensaio SPT (Célula 4)

No caso da Célula 1 (Figura 4.73) o perfil de SPT tende a ser vertical ou com uma leve tendência ao aumento com a profundidade, já que estes ensaios foram realizados num período em que o lixo depositado encontrava-se um estágio de degradação bastante avançado.

No caso da Célula 4 (Figura 4.74), verifica-se nos primeiros ensaios de SPT realizados em 1999 e 2000, que há uma tendência ao aumento do SPT com a profundidade e nos ensaios realizados em 2001 e 2002 já pôde ser verificada uma queda na resistência com tendência à verticalização dos perfis de SPT. Isso mostra o avanço do estágio de degradação dos resíduos que reflete como indicativo nos ensaios de SPT.

O material logo que depositado no aterro apresenta uma resistência crescente com a profundidade. Isso acontece porque com o aumento da profundidade ocorre

também um aumento das cargas impostas sobre o próprio lixo. Assim, há a expulsão de líquidos e gases do interior da massa de lixo, promovendo o adensamento. À medida que a profundidade aumenta a resistência também cresce, devido ao acréscimo de tensão efetiva.

Com o passar do tempo e com a evolução da degradação da matéria orgânica surge um crescente aumento dos vazios da massa de lixo, decorrência da conversão da matéria sólida em líquidos e gases, promovendo o aumento do índice de vazios e, conseqüentemente, a redução da resistência. Após o alargamento de vazios surge o fenômeno de colapso. A partir desse ponto a resistência da massa de lixo pode ser aumentada, pois os grãos estão mais próximos e a densidade tende a ser maior.

O material que não foi degradado adquire características de material inerte. Segundo Kaimoto & Cepollina (1996), em maciços bem drenados (eliminação dos efluentes líquidos e gasosos), com redução da taxa orgânica e o controle do teor de umidade, os parâmetros mecânicos dos resíduos sólidos resultam em matérias com características inertes e granulares. Sob tal condição, o adensamento das camadas acaba por fornecer uma menor redução ou até, provavelmente, ganho de resistência ao longo do tempo.

Pode-se dizer que, se por um lado com o tempo há o aumento de vazios pela redução da matéria orgânica e portanto, menores resistências, por outro lado tem-se a presença de material mais inerte que confere uma resistência maior. Deste modo há uma ambigüidade nos aspectos de resistência relacionados à biodegradação.

Se com o lixo novo há uma propensão ao aumento da resistência com a profundidade, à medida que o lixo vai se degradando há, igualmente, uma tendência ao perfil de resistência tornar-se mais vertical com a profundidade. Isso ocorre porque as cargas que antes impunham um peso sobre a massa de lixo, agora não são suficientes para aumentar a tensão efetiva ao longo do perfil e, por conseguinte, promover a maior resistência.

Manassero *et al.* (1997), comentaram sobre a grande incerteza em associar os números de golpes obtidos através de ensaios SPT com valores de resistência. Os

autores apresentaram os resultados obtidos por Coumolous *et al* (1995), resultados estes que mostram grande dispersão de valores, ainda que mostrem um aumento de resistência com a profundidade.

Keisuke Shimizu (1996), realizou ensaios de SPT em aterros com resíduos de distintas idades e observou que os resíduos em que a degradação era ainda recente, mostraram valores mais altos de SPT do que resíduos antigos. Todavia, esta observação é tomada apenas como referência porque só se poderia generalizar caso as condições dos aterros fossem as mesmas. a composição dos resíduos, o tratamento, o método de disposição etc.

Carvalho & Villar (1998a) realizaram 5 sondagens SPT em um aterro de 15 anos. Segundo os autores a resistência aumentava com a profundidade: os dois primeiros trechos apresentavam um valor médio de $N = 7$ e os trechos com profundidade de 10m a 30m apresentavam um valor de $N = 12$.

Pereira (2000), no seu trabalho de pesquisa encontrou valores de SPT bastante variados e com grande dispersão apesar de relatar valores em que a resistência ao SPT apresenta uma pequena elevação com a profundidade. A autora comenta que, como conclusão com relação aos ensaios realizados em sua pesquisa, cabe mostrar que a própria constituição do aterro implica em alta probabilidade de que sejam obtidos índices de SPT elevados, atribuíveis à presença de obstáculos (elementos metálicos etc) que dificultam a passagem do amostrador padrão. Se for eliminado esse conjunto de resultados anômalos, o restante dos índices SPT obtidos nos seus resultados estaria mais ou menos de acordo com os índices que constam habitualmente da bibliografia, levando em conta tanto a idade jovem dos resíduos do aterro estudado como a própria constituição intrínseca.

Sowers (1968) indica valores de SPT da ordem de 5 a 10 golpes/30 cm, obtidos em três depósitos diferentes de RSU. De acordo com o autor a resistência dos RSU à penetração varia de baixa a muito baixa (10 golpes), com algumas exceções.

Gifford *et al.*(1990) mostra que os ensaios SPT são bastante úteis para verificar os processos de degradação em grandes profundidades. Talvez um maior número de

ensaios, em intervalos reduzidos de profundidade, proporcionassem resultados mais confiáveis.

4.4. Gases das Células

Em aterros de resíduos sólidos, a produção de gases ocorre da seguinte forma: primeiramente, durante a deposição do lixo na célula estabelece-se o processo de decomposição aeróbia que irá prolongar-se até não existir oxigênio livre para sustentá-lo. Inicia-se a fase de decomposição anaeróbia, durante a qual ocorre redução do pH para 4 ou 5 em função da presença indesejada de ácidos orgânicos. Este ambiente torna-se tóxico para as bactérias de produção de metano (CH_4), as quais produzem pouca quantidade deste gás durante o período considerado. Com o tempo, as bactérias metanogênicas predominam (segunda fase anaeróbia) e transformam os ácidos voláteis em metano e dióxido de carbono em proporções de 50 % cada um. Nesta fase verifica-se um aumento no pH para valores mais neutros 7–8. Encerrada esta fase, que é de longa duração, há o decréscimo da produção de metano (Jucá *et al.*, 2002).

O monitoramento de gases em aterros sanitários de resíduos sólidos tem como objetivo avaliar o processo de decomposição da matéria orgânica do lixo em conjunção com os demais parâmetros monitorados (recalques, temperatura e características físico-químicas do chorume e da massa sólida). Além disto, serve para estimar a liberação dos gases para a atmosfera, tendo em vista que estes gases contribuem para o agravamento de problemas ambientais devido à presença do metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) em sua composição.

No Aterro da Muribeca o monitoramento do ar é feito através do controle dos gases produzidos no aterro. O conhecimento do estágio de decomposição dos resíduos confinados, assim como a avaliação do processo de impermeabilização e tratamento da massa de lixo pode ser feito através do monitoramento da concentração de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e oxigênio (O_2) presentes nos tubos de inspeção, bem como da análise de ensaios experimentais para determinação do fluxo de gás pela camada de cobertura do aterro. Neste sentido, vários estudos envolvendo os gases gerados no Aterro da Muribeca foram desenvolvidos por e Maciel e Jucá (2003); Jucá (2003); Maciel e Jucá (2000); Jucá e Maciel (1999); Jucá *et al.* (1999).

Como neste trabalho os estudos desenvolvidos estão centrados nas Células 1 e 4 do Aterro da Muribeca, serão analisados apenas concentrações de gases emitidas nos tubos de inspeção da Célula 1, já que a Célula 4 não possui pontos de inspeção e não houve monitoramento das concentrações de gases em pontos de inspeção na Célula 4. Desta forma, na Célula 4 serão comentados apenas os estudos realizados sobre fluxo de gás na camada de cobertura desenvolvidos por Maciel e Jucá (2003) e Jucá (2003).

Célula 1:

O objetivo de realizarem-se medições das concentrações de gases emitidos na Célula 1 foi verificar a evolução dessas concentrações com o tempo correlacionando com outros parâmetros que avaliam o processo de decomposição da matéria orgânica. As concentrações dos gases medidas nos pontos de inspeção encontram-se na Figura 4.75.

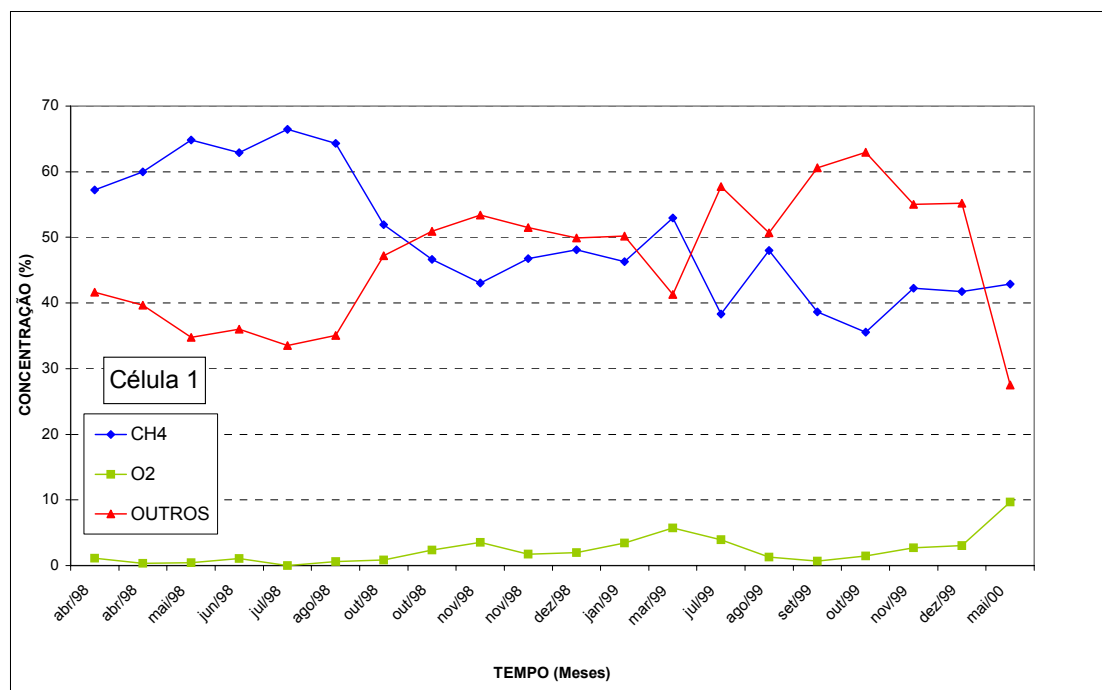


Figura 4.75. Concentrações de gases nos pontos de inspeção (Célula 1)

Os resultados das medições de concentração de metano medidas nos pontos de inspeção são da ordem de 60% até o mês de agosto de 1998 e em seguida passa a sofrer uma redução, atingindo valores da ordem de 40% a 50% nos pontos de inspeção onde

há presença de lixo, com concentrações típicas da fase metanogênica. É importante salientar que estes pontos de inspeção possuem profundidade de 5m, caracterizando o material depositado posteriormente na Célula 1 e formando a sobrealtura de lixo desta Célula com idade de aproximadamente 6 anos. Como já foi comentado, a Célula 1 possui, na sua maioria, resíduos de idade bastante avançada e encontra-se em fase de maturação final. Portanto, os dados de concentração de metano medidos na Célula 1 indicam a decomposição dos resíduos da sobrealtura (idade mais recente), existindo concentrações maiores no início das medições em 1998 e com tendência a concentrações mais baixas a partir de agosto de 1998. Portanto, as concentrações medidas representam concentrações típicas da fase metanogênica em que se encontram os resíduos depositados posteriormente na Célula e não a massa de lixo que compõe a maior parte da Célula 1 que possui idade bastante avançada e encontra-se praticamente bioestabilizada.

Célula 4:

O processo aeróbio de decomposição se estabelece quando existe a influência das condições climáticas na massa de lixo. O principal gás gerado neste processo é o dióxido de carbono (CO_2). O processo anaeróbio de decomposição deve prevalecer quando o ambiente interno da célula for essencialmente anaeróbio, ou seja, quando o oxigênio na forma gasosa é dissolvido em água, é consumido pelas bactérias aeróbias. O metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2) são os principais gases resultantes da digestão anaeróbia. A camada argilosa de cobertura dos resíduos é o elo existente entre o lixo e o ambiente externo ou atmosférico. Por esta razão, esta camada apresenta grande capacidade de influência tanto na liberação de gases do aterro, como na entrada de ar atmosférico e águas pluviais na massa de lixo. O estudo do dimensionamento das camadas de cobertura argilosa é parte integrante do projeto de recuperação ambiental do Aterro da Muribeca. Das nove células que perfazem o aterro, a Célula 4 foi uma das estudadas por Maciel (2003), a fim de obter resultados e parâmetros para uma melhor operação das demais células. Dentro deste propósito, o objetivo do estudo desenvolvido pelo autor foi a permeabilidade ao gás do solo de cobertura das referidas células, sendo os ensaios executados em campo e laboratório.

Nos estudos desenvolvidos por Maciel (2003) na Célula 4, com o objetivo de estimar as taxas de liberação dos gases, foi utilizada uma placa de fluxo quadrada. A placa possui área útil de 1m^2 e altura de 0,05m. Foram realizados três ensaios e o procedimento de ensaio foi o mesmo seguido por Maciel e Jucá (2000). Este ensaio consistiu em medir concentrações de diferentes gases no interior da placa desde sua colocação na camada argilosa até a estabilização das leituras. O principal gás analisado foi o CH_4 . A Figura 4.76 mostra a variação de volume do gás metano na placa de fluxo para os ensaios experimentais.

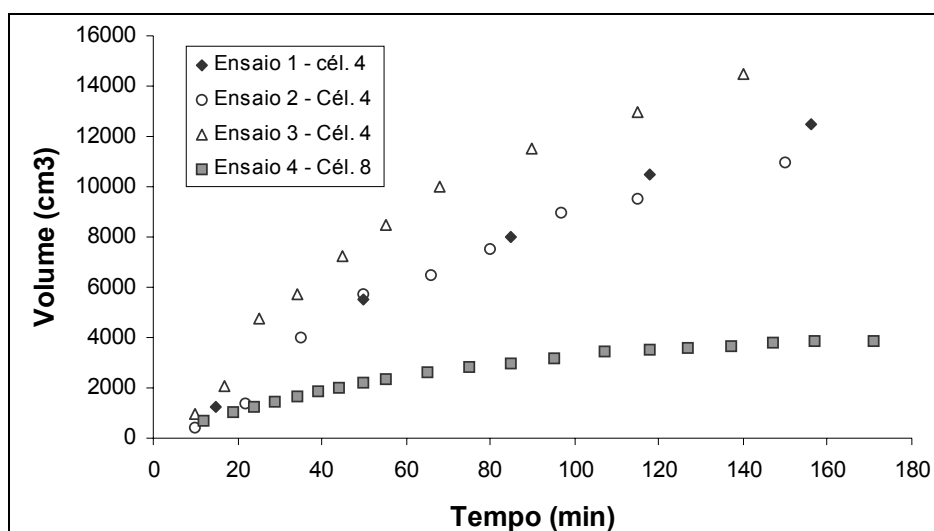


Figura 4.76. Fluxo de gás na cobertura (Fonte: Jucá 2003)

O autor mostra que, com base na Figura 4.76, pôde-se estimar que o fluxo médio de metano na cobertura verificado nos três ensaios da Célula 4 foi de $2,9 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$. O autor afirma que uma das razões para as altas taxas de fluxo observadas na Célula deve-se à baixa espessura de argila e a outros fatores como umidade e compactação da camada de cobertura.

Jucá *et al.* (1999) mostraram que os dados de concentração de gás medida na Célula 4 permite concluir que o lixo desta Célula encontra-se na fase metanogênica de decomposição. A concentração de metano medida no lixo foi da ordem de 50% e o sistema de impermeabilização de cobertura da Célula 4 está ineficiente devido à baixa capacidade de retenção do metano pela camada de solo (da ordem de 10%). Os autores também mostraram que foi medida uma elevada vazão de gás (da ordem de $86,4 \text{ litros/dia/m}^2$).

4.5. Interações Físicas, Químicas e Biológicas na Análise do Comportamento do Aterro da Muribeca

Apesar da necessidade, não existe ainda uma preocupação com o tratamento do lixo *in situ*. O que realmente ocorre é a simples disposição ou aterramento do lixo no terreno e o tratamento dos lixiviados e gases fora do aterro. É importante enfatizar que a disposição e o tratamento do lixo no próprio aterro de forma adequada, não é simplesmente utilizar a técnica de aterros sanitários mas sim, fornecer à massa de lixo condições favoráveis para a eficiência do processo de degradação.

No caso do Aterro da Muribeca, houve um monitoramento de algumas Células de lixo que foram construídas de formas distintas e em períodos de tempos bastante variados. Ressalta-se que o Aterro da Muribeca, a princípio, era um depósito de lixo a céu aberto, enquanto, atualmente passa por um processo de recuperação ambiental. Houve um monitoramento sistemático das Células, realizado de forma mais contínua nas Células 1 e 4, sobre as quais foi desenvolvido este trabalho. O monitoramento destas Células foi realizado de forma que, sua evolução se deu de acordo com a operação do aterro, não havendo um planejamento estatístico e específico para a realização deste trabalho. Os dados foram obtidos no decorrer de alguns anos de monitoramento seguindo a sistemática de operacionalização do aterro. Desta maneira, apesar de existir um banco de dados bastante extenso sobre o monitoramento das Células, houve algumas dificuldades na obtenção e interpretação dos dados devido a muitas variáveis existentes e descontinuidades que se estabeleceram durante a sistemática do monitoramento.

A avaliação apresentada neste trabalho enfoca a importância de se realizar um monitoramento contínuo das Células de lixo. Para isso é necessário promover o controle de parâmetros físico-químicos, microbiológicos, construção e operação das Células, observando pontos como a compactação adequada do lixo e da camada de cobertura, drenagem eficiente, controle de entrada de ar e líquidos na massa de lixo, entre outros fatores. Estes aspectos são relevantes para se avaliar qualquer tecnologia empregada para o tratamento de resíduos sólidos em aterros.

O controle referido acima é mais importante ainda quando existe alguma intervenção prevista, pois os estudos que antecedem a esta intervenção servem como

referência para comparações futuras sobre a eficácia ou se a tecnologia empregada estava apropriada para a situação encontrada.

A primeira interação que se estabelece no comportamento de aterros de RSU é a influência das condições climáticas, em virtude da sua interferência nas propriedades físico-químicas e biológicas que regem o comportamento destes aterros. No caso particular do Aterro da Muribeca esta influência tem um papel marcante devido à camada de cobertura das Células ser bastante permeável ao ar e à água e permitir a entrada de água e dióxido de carbono para o interior das Células de lixo. Esta permeabilidade facilita a passagem dos fluidos excessivos pela má compactação que, em muitos casos, desestabiliza o meio interno, prejudicando o processo de biodegradação dos resíduos. A falta de controle na entrada e saída destes fluidos nas Células dificulta a interpretação dos dados no estabelecimento de correlações entre parâmetros físicos, químicos e biológicos.

A influência da precipitação no potencial de contaminação do Aterro bem como no percolado que escoar na direção da Estação de Tratamento de Efluente (ETE) e, conseqüentemente, na direção dos rios é bastante clara. Existe uma influência negativa nos períodos de estiagem, pois o chorume ou percolado é bastante concentrado, portanto mais poluente, por outro lado, no inverno, apesar de ser muito maior o volume de percolado, existe o fator diluição que deve ser ressaltado. Esta diluição dos contaminantes reduz a concentração de elementos tóxicos presentes no percolado. Faz-se oportuno salientar que, o excesso de líquidos é prejudicial ao ambiente interno das Células de lixo, pois desestabiliza o meio anaeróbico e, conseqüentemente, a atividade microbiana.

Em geral, as condições climáticas da RMR favorecem o processo degradativo da matéria orgânica com o tempo. Independentemente disso, não se observou uma relação direta dos parâmetros físico-químicos estudados com os períodos chuvosos e de estiagem nas Células 1 e 4, no decorrer das medições. O que pôde ser observado foram variações pontuais, ou seja, em alguns meses ou períodos esta relação se estabelece, reduzindo ou elevando os valores destes parâmetros físico-químicos do chorume. Uma das causas para que não fosse estabelecida uma correlação direta foi a não existência de dados comparativos sistemáticos mês a mês. Estes dados não puderam ser obtidos

devido aos elevados custos de execução dos ensaios de campo e laboratório bem como ao surgimento de problemas operacionais durante o longo período de monitoramento.

Com relação aos parâmetros microbiológicos esta relação também não se estabelece claramente em todo o período de medição. Contudo, nos estudos de recalques associados a biodegradação da massa de lixo Melo (2003) encontrou algumas relações, principalmente na quantidade de microrganismos e a compressibilidade da Célula 4. Nesses estudos, as precipitações elevadas durante o ano de 2000 influenciaram no comportamento dos recalques da massa de lixo. Neste período os recalques foram praticamente nulos. A explicação dada por esse pesquisador refere-se principalmente à presença acentuada de líquidos no interior da Célula. Esses líquidos podem acumular-se nas profundidades maiores devido à intensa precipitação que ocorre nos períodos chuvosos. O acúmulo de líquidos distribui as tensões de modo uniforme em todas as direções, impedindo o adensamento. Além do mais, a entrada excessiva de oxigênio carregado através das chuvas desestabiliza o ambiente anaeróbio predominante no interior da massa de lixo diminuindo a velocidade dos recalques.

Embora haja uma grande quantidade de chuvas durante o ano inteiro no Aterro da Muribeca, o que favorece a infiltração de líquidos pela camada de cobertura das Células, a umidade dos resíduos permanece em torno de 20% a 40% favorecendo a biodegradação. Este teor de umidade não é excessivo devido a alguns fatores como a topografia local que favorece o escoamento dos líquidos percolados na direção da estação de tratamento de chorume e dos rios que circundam o Aterro. Um outro aspecto que favorece a permanência dos teores de umidade numa faixa considerada ótima é a existência de um sistema de drenagem anelar que circunda as Células, facilitando a drenagem de líquidos. Entretanto, em alguns meses estes teores de umidade excedem a faixa ótima, principalmente nos períodos chuvosos.

Na análise do processo evolutivo das Células estudadas no Aterro da Muribeca pode-se destacar alguns aspectos importantes e algumas relações que se estabelecem:

- quando ocorreu grande número de microrganismos no interior da massa de lixo, verificou-se grandes quantidades de matéria orgânica, bem como maiores concentrações de gás metano e maiores recalques.

- no decorrer do período de monitoramento ocorreu uma diminuição do número de microrganismos acompanhado de menores valores de DBO, DQO e sólidos voláteis, assim como concentração de gás e menores magnitudes e velocidades de recalques.
- a fitotoxicidade nas Células estudadas nesta tese sempre foi maior no chorume ao ser estabelecida uma relação com a microbiologia e os agentes tóxicos, ou seja, quando a presença de elementos tóxicos encontrada foi acentuada, a quantidade de microrganismos foi menor, inclusive afetada a germinação e crescimento das sementes de tomate e repolho.
- nos ensaios realizados nas Célula 1 e 4 do Aterro da Muribeca, observou-se desenvolvimento em todas as profundidades de microrganismos aeróbios, não havendo grandes variações na contagem de bactérias nas diversas profundidades estudadas. Isso contrariou o esperado. Entretanto, nestas Células são encontradas fissuras por toda a camada de cobertura, o que facilita a entrada de oxigênio por caminhos preferências, além de ocorrerem muitas precipitações durante o ano todo. Esse fato permite a entrada de oxigênio dissolvido nas chuvas, aumentando a concentração desse gás. A entrada de oxigênio extra faz com que haja uma desestabilização do meio, conforme Junqueira (2000), Melo (2003) e Monteiro *et al.* (2002), permitindo o aumento de organismos aeróbios no meio interno e diminuindo o número de organismos anaeróbios. A observação dos dados ao longo do tempo permitiu verificar que não houve grandes variações nas contagens dos microrganismos ao longo das profundidades observadas. A contagem mostrou um perfil mais ou menos homogêneo nas Células 1 e 4.
- no caso da Célula 1, os padrões homogêneos nas contagens de microrganismos, tanto de bactérias aeróbias como anaeróbias, podem ser explicados pela homogeneidade da massa de lixo devido à idade. Portanto, o meio interno não permite que haja variações bruscas nos diversos parâmetros medidos. No entanto, deve ser salientado que a disposição posterior de lixo mais recente provocou um desequilíbrio no meio interno, alterando alguns parâmetros físico-químicos e

microbiológicos, principalmente os microrganismos anaeróbios que são mais susceptíveis a alterações do meio.

- as contagens dos microrganismos encontradas ao longo do perfil da Célula 1 são bastante semelhantes. Esta semelhança é verificada, inclusive, com relação às contagens de microrganismos no chorume e nos resíduos sólidos, embora a contagem de microrganismos nos resíduos tenha sido levemente superior. Os resíduos foram menos tóxicos se comparados ao chorume das Células, nos testes de fitotoxicidade. Possivelmente isso ocorreu pelo fato de o chorume carrear consigo elementos tóxicos e serem mais facilmente disponíveis para microrganismos, uma vez que estão em solução.
- os processos construtivos utilizados na Célula 4 foram um pouco mais adequados que a Célula 1. Talvez por esse motivo a Célula 4 apresentou maior eficiência no tratamento dos resíduos se comparada à Célula 1. Essa eficiência é refletida nos rápidos decaimentos da quantificação de microrganismos, bem como nos parâmetros físico-químicos.
- a Célula 4 também apresentou como a Célula 1, uma contagem alta de microrganismos aeróbios ao longo do tempo. Semelhantemente à Célula 1, a Célula 4 apresenta fissuras por toda a camada de cobertura permitindo a entrada de ar e infiltração de líquidos. Esse fenômeno, como já explicado, garante o desenvolvimento de organismos aeróbios por toda a extensão da Célula. Ao contrário da Célula 1, na Célula 4 existe uma maior quantidade de matéria orgânica nos 15m superiores. Entretanto, a quantidade de microrganismos presentes, tanto aeróbios como anaeróbios, ficam na mesma faixa que a Célula 1. Como já foi dito, a Célula 1 possui uma sobrealtura de lixo novo, o que justificaria um número alto de microrganismo por toda a sua extensão, através do espalhamento desses grupos bacterianos pelos líquidos que percolam essa Célula. Presume-se que a Célula 1 em função da sua maior idade de disposição de lixo, tenha menor quantidade de produtos de inibição.

- conforme Melo (2003), a idade mais recente da Célula 4, portanto mais imatura, permite a introdução de produtos tóxicos. Se, se por um lado nela existe maior quantidade material orgânico, por outro ocorre maior quantidade de produtos tóxicos que causam a inibição de grupos bacterianos, principalmente microrganismos metanogênicos que são mais sensíveis à toxicidade presente numa Célula. De acordo com Tam & Tiquia (1994) e Manios *et al.*(1989), compostos imaturos também introduzem compostos fitotóxicos, excesso de acumulação de sais, compostos fenólicos, etileno, amônia e ácidos orgânicos. Talvez isso explique a semelhança na contagem de microrganismos aeróbios e anaeróbios totais presentes nas duas Células.
- a toxicidade referente aos metais nos resíduos é menor na Célula 4 se comparada à Célula 1, entretanto, é justificável. Esta Célula é mais nova e portanto os teores de metais em difusão são menores que os encontrados na Célula 1. Para ambas as Células o chorume foi altamente tóxico se comparado aos resíduos para o desenvolvimento das sementes. Tal fato pode ocorrer em razão de o chorume apresentar possivelmente metais e outros contaminantes tóxicos dissolvidos em solução. Portanto, pode ocorrer uma facilidade maior de absorção destes contaminantes pelas raízes das plantas. Os resíduos podem conter número significativo de metais. Desse modo, estes metais podem estar complexados às frações óxidos-Fe, Mn, orgânica e residual (Sheppard & Thibault, 1982; Mazur, 1997; Oliveira, 1998) apresentando pouca mobilidade e, portanto, menor toxicidade.
- de modo geral, no caso das Células estudadas no aterro da Muribeca, a ausência total de fitotóxicos e microrganismos patógenos, depois de encerrada a sua vida útil, é uma prática difícil de ser alcançada, uma vez que, microrganismos e agentes tóxicos permanecem no ambiente por vários anos (Melo, 2003). Contudo, se forem feitas análises sistemáticas, desde a disposição do lixo em uma Célula até o estágio final de operação, poderia ser estabelecidas correlações estreitas entre a concentração dos agentes tóxicos com a concentração de grupos microbianos e parâmetros físico-químicos presentes numa Célula de lixo.

- analisando o comportamento da temperatura da massa de lixo das Células 1 e 4 pôde-se observar que o perfil de temperatura na Célula 4, que possui lixo mais recente, apresentou na superfície e base da Célula temperaturas mais baixas e na zona intermediária temperaturas maiores. Com o passar do tempo, houve uma redução das temperaturas, principalmente na região central da Célula, havendo uma tendência a verticalização do perfil de temperaturas, ou seja, há uma tendência a redução das temperaturas e as medições tendem a serem semelhantes às temperaturas observadas na Célula 1, onde a massa de lixo encontra-se praticamente bioestabilizada e com temperaturas medidas com valores próximos à temperatura ambiente.
- esta redução significativa nas temperaturas medidas na Célula 4, no final do período de medição, está relacionada diretamente à redução da atividade bacteriana, que é observada na redução de diversos parâmetros como: contagem de microrganismos, redução dos recalques e parâmetros físico-químicos. Estas interações estabelecidas mostram o avanço do estágio de degradação que se deu de uma forma relativamente rápida no período de monitoramento realizado na Célula 4.

No geral, as interações físicas, químicas e biológicas se dão de maneira harmônica no interior da massa de lixo, isto é, se ocorrem modificações nas características dos líquidos, provavelmente também ocorrem mudanças consecutivas nos elementos sólidos e gases produzidos no aterro. Estas alterações referem-se a variações no ambiente interno provocando uma desestabilização da atividade microbiana, atividade esta que rege o processo de degradação do lixo. Alterações como entrada extra de oxigênio, através da camada de cobertura, caminhos preferencias, inversão do fluxo de gás, entre outros são responsáveis pelo retardamento do processo degradativo, impedindo principalmente a atividade das bactérias metanogênicas.

Nada obstante, uma Célula de lixo não pode ficar totalmente isolada do meio ambiente. É necessário que a Célula funcione como um biorreator, ou seja, tem-se a necessidade de permitir a entrada de líquidos, bem como de nutrientes, de maneira controlada. Esse método de funcionamento não permitirá a exaustão do sistema de degradação microbiana. Outro fator importante é que deve haver a recirculação de gases: o gás produzido terá de sair para não exaurir o sistema, bem como existir uma

constante transferencia de calor e umidade, essencial para o bom funcionamento da Célula como um todo.

4.6. Alternativas Tecnológicas mais Adequadas de Tratamento de Resíduos e Operação do Aterro da Muribeca

No estudo desenvolvido nas Células do Aterro da Muribeca com idades diferentes foi observado que o processo de degradação da massa de lixo se deu de forma mais eficiente na Célula 4. Um dos fatores que mais contribuíram para essa melhor eficiência do processo degradativo foi a forma de disposição e operação mais adequada se comparada a Célula 1.

A Célula 4 foi construída de acordo com algumas especificações geotécnicas, significando dizer que, após a disposição dos 15m finais da massa de lixo, houve a colocação imediata de uma camada de argila, favorecendo o processo de degradação anaeróbia. Segundo alguns pesquisadores, quando se tem uma Célula de lixo com restrições a entrada de líquidos, a biodegradação é favorecida, tornando mais eficiente a quebra da matéria orgânica.

A Célula 4 teve a fase metanogênica alcançada num período relativamente rápido e estudos físico-químicos e microbiológicos sugerem que há um perfil homogêneo ao longo de toda a espessura de lixo depositado nessa Célula.

Em cidades de climas semelhantes ao da Região Metropolitana do Recife, com precipitações intensas durante longos períodos, tanto as condições climáticas como os elementos essenciais para o bom funcionamento da Célula, devem ser rigorosamente monitoradas, de modo que ocorra uma drenagem de líquidos eficiente. Nesses períodos de chuvas intensas podem ocorrer longos períodos de recalques zero, pois a chuva que se infiltra deve ser dissipada à medida que acontecem os recalques e deformações. Se não houver uma drenagem eficiente, esses líquidos poderão absorver as tensões e os recalques não se realizam pois, se a pressão neutra é muito elevada poderão surgir deslizamentos de taludes, entre outros problemas operacionais. Além do mais, o processo degradativo poderá sofrer inibições por excesso de líquidos.

Muitos aterros sanitários passam pelo processo de recirculação do chorume produzido. Esse processo pode tanto ser eficiente como pode ser um problema para os microrganismos degradadores, bem como para os recalques. A recirculação com base nos dados da Célula 4 é mais eficiente se for feita nos períodos de estiagem e de forma controlada. A recirculação deve ser feita apenas após estudos físico-químicos e microbiológicos, tanto do chorume quanto dos resíduos, além das medições das concentrações de metano. Isso se faz necessário pois, com estes estudos, saber-se-á quanto de nutrientes serão introduzidos e o volume de líquidos necessário a ser recirculado. Vale salientar que, estudos prévios sob o clima da região onde serão depositados os resíduos poderão diminuir os custos operacionais e de monitoramento.

Num aterro de resíduos sólidos deve ser controlada a entrada de ar. No caso do aterro da Muribeca a entrada excessiva de ar em alguns momentos desestabilizou o meio interno, promovendo a redução de microrganismos anaeróbios e, por consequência, a produção de biogás. Estudos referentes à camada de cobertura foram desenvolvidos por Maciel & Jucá (2000), a fim de verificar o fluxo de gás ascendente e descendente através da camada de cobertura das Células. Convém deixar claro que a troca de gases e calor deve ser permitida a fim de promover um ambiente adequado e uma degradação mais eficiente do lixo. Entretanto, esse processo de “ventilação” deve ser controlado.

Um dos problemas mais relevantes observados no decorrer desse trabalho foi a forma de operação que, muitas vezes, é realizada de maneira inadequada, prejudicando o processo evolutivo de biodegradação e o próprio funcionamento do aterro como um todo. Um dos problemas mais comuns encontrados foi a compactação inadequada da massa de lixo e camada de cobertura. Esse fator deve merecer destaque, uma vez que uma compactação adequada permite um processo de degradação eficiente, bem como a dissipação dos líquidos e gases de maneira correta.

Um outro aspecto relevante é a sistemática de monitoramento para o controle dos parâmetros e entendimento do comportamento do aterro. Como o monitoramento ambiental das Células de lixo é realizado em função da operação do aterro é importante que essa operação se dê de forma adequada para que haja um planejamento estatístico e uma sistemática de coletas e análises capazes de permitir resultados representativos e

que possam servir de base para obtenção de parâmetros de projeto e dimensionamento de novos aterros sanitários. Esta sistemática de monitoramento, no entanto, é muito mais fácil de ser implantada em protótipos em escala reduzida e aterros experimentais em escala intermediária. No caso de um aterro em escala real essa prática é bastante difícil de ser atingida, uma vez que, exige profissionais especializados e os custos envolvidos são bastante elevados, além do envolvimento do poder público, e a implantação de convênio para se deslocar recursos para a manutenção de programas e pesquisas para o desenvolvimento e aprimoramento de novas tecnologias.

Um ponto pouco discutido na operação de um aterro sanitário é a qualificação dos funcionários, técnicos e gestores públicos envolvidos na operação. Devem ser promovidos cursos e palestras contínuos sob novas técnicas e formas de operação. Essa qualificação aliada à modernidade nos equipamentos de uso diários, tanto em laboratórios como em campo, permitirão um monitoramento adequado e eficiente tratamento dos resíduos.

A composição dos resíduos determina, em grande parte, a possibilidade da degradação biológica, além de impor suas características estruturais ao aterro. O projeto pode apontar conceitos claramente diferentes que determinam distintos comportamentos biológicos e estruturais. O conceito de aterro isolado do meio ambiente que minimiza a entrada de umidade implica num largo período de estabilização. Já o conceito de um aterro como um biorreator, que controla o isolamento dos resíduos e promove a entrada de umidade e eventualmente nutrientes para estimular a biodegradação. E finalmente, a operação do aterro é essencial para alcançar os objetivos planejados no projeto, e ainda deve ser suficientemente flexível para corrigir e modificar as ações planejadas, de forma a fazer frente a novas situações mantendo as orientações gerais do projeto.

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

5.1. Principais Conclusões

- Partindo-se de uma abordagem abrangente, as condições climáticas da RMR favorecem o processo degradativo da matéria orgânica, havendo a degradação dos resíduos de uma maneira relativamente rápida.
- A influência das condições climáticas no comportamento das Células 1 e 4 teve um papel importante, considerando-se que a camada de cobertura das Células é bastante permeável ao ar e à água e permitir a entrada de água para o interior das Células de lixo.
- A passagem de líquidos excessiva para o interior das Células, bem como, a entrada extra de oxigênio foram responsáveis pelo retardamento do processo anaeróbio, impedindo principalmente a atividade das bactérias metanogênicas.
- Em muitos casos, houve uma desestabilização do meio interno, prejudicando o processo de biodegradação dos resíduos. A falta de controle na entrada e saída destes fluidos nas Células dificultou a interpretação dos dados no estabelecimento de correlações entre parâmetros físicos, químicos e biológicos.
- Não se observou uma relação direta dos parâmetros físico-químicos estudados, com os períodos chuvosos e de estiagem nas Células 1 e 4 monitoradas. Por outro lado, em alguns meses ou períodos, esta relação se estabeleceu, reduzindo ou elevando os valores destes parâmetros físico-químicos do chorume.
- Com relação aos parâmetros microbiológicos esta relação também não se estabeleceu claramente em todo o período de medição(1999 a 2002). Contudo, nos estudos de recalques associados à biodegradação foram encontradas algumas relações, principalmente na quantidade de microrganismos e a compressibilidade da Célula 4.

- Quando ocorreu grande número de microrganismos no interior da massa de lixo, verificou-se grandes quantidades de matéria orgânica, bem como maiores concentrações de gás metano e maiores recalques.
- No decorrer do período de monitoramento ocorreu uma diminuição no número de microrganismos acompanhado de menores valores de DBO, DQO e sólidos voláteis, assim como concentração de gás e menores magnitudes e velocidades de recalques.
- Os resultados obtidos nas análises dos recalques superficiais e em profundidade mostraram uma relação direta entre aspectos mecânicos, biodegradativos e climáticos, explicando as três etapas do comportamento dos recalques que se estabeleceram através das análises dos resultados.
- O chorume foi altamente tóxico se comparado aos resíduos nos ensaios de fitotoxicidade. Foi estabelecida uma relação entre os agentes tóxicos e a microbiologia: quando a presença de elementos tóxicos foi acentuada a quantidade de microrganismos foi menor e a germinação e crescimento das sementes de tomate e repolho foram afetadas.
- É provável que, os pequenos valores no NMP de microrganismos na Célula 4 em 2002, no geral, deve-se a baixos conteúdos de matéria orgânica e em menor escala ao nível de toxicidade.
- Nos ensaios realizados nas Células 1 e 4 do Aterro da Muribeca, observou-se desenvolvimento em todas as profundidades de microrganismos aeróbios, não havendo grandes variações na contagem de bactérias nas diversas profundidades estudadas.
- A entrada de oxigênio extra nas Células fez com que houvesse uma desestabilização do meio, permitindo o aumento de organismos aeróbios no meio interno e diminuindo o número de organismos anaeróbios.

- Não houve grandes variações nas contagens dos microrganismos ao longo das profundidades observadas. A contagem mostrou um perfil mais ou menos homogêneo nas Células.
- Os processos construtivos utilizados na Célula 4 foram mais adequados que a Célula 1. Talvez por esse motivo a Célula 4 apresentou maior eficiência no tratamento dos resíduos se comparada à Célula 1. Essa eficiência foi refletida nos rápidos decaimentos na quantificação de microrganismos, sugerindo um perfil homogêneo ao longo de toda a espessura de lixo da Célula.
- Por conta da idade mais recente da Célula 4, há grande quantidade de produtos tóxicos e, se por um lado existe maior quantidade material orgânico, por outro, há maior inibição dos grupos bacterianos, principalmente microrganismos metanogênicos, que são mais sensíveis à toxicidade presentes na Célula.
- A toxicidade referente aos metais nos resíduos foi menor na Célula 4 se comparada à Célula 1. A Célula 4 possui resíduos mais recentes, portanto os teores de metais em difusão são menores que os encontrados na Célula 1: a dispersão iônica foi menor, embora na sua fase agregada (forma sólida) seus teores possam ser altos.
- De modo geral, as interações físicas, químicas e biológicas se deram de maneira harmônica no interior da massa de lixo, ou seja, se ocorrem modificações nas características dos líquidos, também ocorrem mudanças nos elementos sólidos e gasosos produzidos no aterro.
- Uma Célula de lixo não pode ficar totalmente isolada do meio ambiente. É necessário que esta funcione como um biorreator, isto é, tem-se a necessidade de permitir a entrada de líquidos e gases, bem como de nutrientes, de maneira controlada que possibilite uma constante transferência de calor e umidade. Esse método de funcionamento evita a exaustão do sistema de degradação microbiana.

5.2. Sugestões para Futuras Pesquisas

- Um aspecto relevante é a sistemática de monitoramento para o controle dos parâmetros e entendimento do comportamento do aterro. Como o monitoramento ambiental das Células de lixo é realizado em função da operação do aterro é importante que essa operação se dê de forma adequada para que haja um planejamento e uma sistematização de coletas e análises de modo que permitam resultados representativos e que possam servir de base para obtenção de parâmetros de projeto e dimensionamento de novos aterros sanitários.
- Estudos mais detalhados devem ser desenvolvidos sobre fitotoxicidade em RSU para se estimar esta importante ferramenta de compreensão da biodegradação do lixo.
- Devem ser desenvolvidos projetos para construção de Células experimentais em escala intermediária (campo) e reduzida (lisímetros de laboratório) para obtenção de parâmetros sob condições controladas e os parâmetros obtidos deverão ser confrontados com aqueles encontrados em escala real através do monitoramento de aterros.
- Em todos os experimentos realizados deverão ser medidos temperatura, recalques, retiradas amostras sólidas para determinação de umidade, sólidos voláteis, pH, além de coletadas, periodicamente, amostras de chorume para determinação da evolução dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos para monitoramento do processo de evolução da degradação da matéria orgânica presente na massa de lixo. Além de obter dados para avaliar a viabilidade do aproveitamento energético do biogás gerado em aterros de RSU.
- Os projetos devem buscar a otimização do tratamento de resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros através do desenvolvimento de alternativas tecnológicas que permitam uma maior eficiência dos processos biodegradativos e da aplicação de

técnicas de operação mais adequadas compatíveis com os aspectos climáticos, econômicos e gerenciais de cada região.

- O número de trabalhos referentes à digestão anaeróbia de resíduos sólidos é bastante limitado, principalmente os relacionados com a microbiologia e a bioquímica do processo de digestão. As características dos resíduos sólidos produzidos no Brasil tornam necessárias pesquisas fundamentais para ampliar os conhecimentos sobre as rotas metabólicas de degradação, a bioquímica e a microbiologia, fornecendo dados reais que possam ser aplicados na tecnologia da digestão anaeróbia de resíduos sólidos coerentes com a realidade brasileira.
- Estudar a correlação entre a quantidade de resíduos (peso) com a quantidade (volume) de efluentes líquidos e gasosos, ou seja, determinar a real geração de lixiviados e gases produzidos por tonelada de resíduos sólidos depositados.
- Estudar aspectos microbiológicos e as interações físico-químicas que ocorrem durante o processo de decomposição dos resíduos depositados em aterros e estabelecer relações entre a biodegradação e a magnitude e velocidade dos recalques, bem como a geração de lixiviados e biogás. Daí a necessidade de se quantificar recalques e monitorar os demais parâmetros durante as diversas fases que descrevem os princípios da decomposição em aterros sanitários, comparando-os a reatores bioquímicos, sendo avaliado as fases aeróbia e anaeróbia (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) do processo degradativo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AGHTM. (1985). "Les Résidus Urbains - Traitement et Valorization", Technique et Documentation - Lavoisier 2e Édition, Vol. 2.
2. Amaral Sobrinho, A.N.M.B., Velloso, A.C.X., Costa, L.M., (1999), "Lixiviação de Pb, Zn, Cd e Ni em Solo Podzólico Vermelho Amarelo Tratado com Resíduos Siderúrgicos", Floresta e Ambiente. Rio de Janeiro, Vol.. 6, n.1, pp. 65-75.
3. APHA - American Public Health Association., (1992). "Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater". Washington, DC.
4. Arias, A. (1994), "Modelo de Asentamientos de Vertederos Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos", Tesis de Mágister, Universidad de Cantabria, Santander, España.
5. Bagchi, A (1990), "Desigh, Construction, and Monitoring of Sanitary Landfill", Wiley Interscience Publication. New York, pp. 283.
6. Baldochi, V.M.Z. (1997), "Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos Básicos das Transformações de Compostos Orgânicos em Sistemas Anaeróbios Mesofílicos com Elevada Concentração de Sólidos Totais", Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, pp. 136.
7. Barbosa, M. C. (1994). "Investigação geoambiental do depósito de argila sob o aterro de resíduos urbanos de Gramacho, RJ". COPPE, Tese de Doutorado, Rio de Janeiro.
8. Barbosa, H.R. & Torres B.B, (1999), "Nutrição e Metabolismo Bacteriano" In: Trabulsi, L.R., Altherthum, F., Gompertz, O.F., Candeias, J.A.N. (eds) Microbiologia. 3 ed, Atheneu, São Paulo, Cap. 3, pp. 585.
9. Barlaz, M.A., Schaefer, D.M., Ham, R.K., (1989a), "Inhibition of Methane Formation from Municipal Refuse in Laboratory Scale Lysimeters, Biochem. and Biotechnol., Vol. 20-22, pp. 181-295.
10. Barlaz, M.A., Ham, R.K. & Schaefer, D. M. (1990), "Methane Production from Municipal Refuse: A Reviw of Enhancement Techniques and Microbial Dynamics. Vol, pp. 19:557-585.
11. Barlaz, M. (1996), "Microbiology os Solid Waste Landfills", In Microbiology of Solid Waste, ed. Palmisano et Barlaz. CRC PRESS Boca Roton. Florida. NY. Cap. 2. pp.31-70.
12. Batstone, R., Smith, J., Wilson, D. (1989), "The Safe Disposal of Hazardous Wastes – The Special Needs and Problems of Developing Countries", World Bank Technical, nº 93, Vol. 1 e 2, Washington D.C.

13. Bidone, F.R.A. (2001), “Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais: Eliminação e Valorização”, Projeto PROSAB 2 – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, ABES Rio de Janeiro, pp. 1-218.
14. Bjarngard, A Edgers, L, (1990), “Settlements of Municipal Solid Waste Landfills”. Proc. 13th Annual Madison Waste Conference, Madison,. 192-205 pp.
15. Brasil, (2000), Leis, decretos etc, Portaria nº 1469, de 29 de dezembro de 2000, Normas de qualidade da água para o consumo humano. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, 19 de fevereiro de 2001, Brasília DF.
16. Brito, A.R., (1999), “Metodologia para coleta de líquidos em condições anaeróbias em Aterro de RSU-artigo não publicado”, Universidade Federal de Pernambuco, Recife – PE.
17. Britz, T. J., Noeth, C., Lategan, P. M., (1988), “Nitrogen and phosphate requirements for the anaerobic digestion of a petrochemical effluent,” Water Research, Vol. 22, nº.2, pp. 163-169.
18. Brummeler, E.T. (1993), “Dry Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste”, Tese de Doutorado, Wageningen Agricultural University , Wageningen, Netherlands, pp. 193.
19. Cabral, J.J.S.P., Jucá, J.F.T., Monteiro, V.E.D., Feitosa, E.C. (1999), “Estudos para o Conhecimento do Meio Físico da Área de Ampliação do Aterro da Muribeca”, Relatório fornecido a Diretoria de Limpeza Urbana (DLU) da Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana (EMLURB) da Cidade de Recife. Recife, PE.
20. Campbell, D. J. V., (1993) “Environmental Management of Landfill Sites”. Journal IWEM, no 7, pp 170-174.
21. Capelo Neto, J., Mota, S., Silva, F. J. A. (1999), “ Geração de Percolado em Aterro Sanitário no Semi-Árido Nordeste: Uma Abordagem Quantitativa”, Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, Jul./Set., Vol. 4, no 3 e Out./Dez., Vol. 4, nº 4, pp. 160-167.
22. Carvalho, M.F. & Vilar, O. M. (1998a). “ In-situ tests in urban waste sanitary landfill”, International Congress on Environmental Geotechnique, ed. Seco y Pinto, Balkema. Lisboa.
23. Carvalho, M.F., (1999), “Comportamento Geotécnico de Resíduos Sólidos Urbanos”, Tese de doutorado, Escola de Engenharia de São Paulo, Universidade de São Carlos, p 300.
24. Castilhos Jr, A.B., (1988), “Estimativa da distribuição e dos teores de metais pesados nas diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil”, BIO-Revista Brasileira de saneamento e Meio Ambiente, pp. 57-60.
25. Castilhos Jr, A.B. & Navarro, A., (1989), “Concepção de um Modelo Sintético de Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo em Laboratório do Processo de Inertagem da

- Fração Orgânica pela Adição de Cal Viva (CaO)". XV Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental, Belém-PA.
26. Castilhos Jr, A.B. (2003), "Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte", Projeto PROSAB, ABES-RJ, ISBN 85-86552-70-4, Florianópolis SC, pp. 1- 294.
 27. CETESB, (1986). "Guia de coleta e conservação de amostras de água".
 28. CETESB, (2000). "Apostila Microbiologia Ambiental", São Paulo SP.
 29. Chernicharo, C.A.L. (1997). "Reatores Anaeróbios", DESA, Belo Horizonte, pp 245.
 30. Cheung, Y.H., Wong, M.H. Tam, N.F.Y. (1989), "Root and shoot elongation as an assessment of heavy metal toxicity and Zn equivalent value of edible crops.", *Hydrobiol.*, 188/189, pp. 377-383.
 31. Ciavatta, C., Govi, M., Simoni, A. Sequi, P, (1993), "Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes", *Biosensor Technology*, 43 pp., 147-153.
 32. CONAMA, (1986). "Resolução Número 20".
 33. CONAMA, (1999). "Resolução Número 257 de 30 de Junho".
 34. CONAMA , (2000). "Resolução Número 274 de 29 de Novembro".
 35. Costa, L.J.P., (1980), "Análise Bacteriológica da Água", Ed Universitária/UFPB, João Pessoa PB.
 36. Costa, S. M. S. P., (2000), "Tecnologia aeróbia e anaeróbia simultânea aplicada ao tratamento de efluentes industriais", Dissertação (Mestrado em Nutrição), Centro de Ciências e Saúde – CCS, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, pp. 88.
 37. Coumoulos, D. G. ; Koryalos, T. P.; Metaxas, I.L. Gioka, D. A.(1995). "Geotechnical investigation at main landfill of Athens". *Proc. Sardinia 95. 5° International Symposium*, Italy.
 38. Daniel, D.E. (1993). "Geotechnical practice for waste disposal". Chapman & Hall, New York.
 39. Deschamps, F. (1981). "La fermentation methanique", Valorization biologique des sous produits organiques, ANRED.
 40. Diário Oficial Nº 35-E. (2001). "Portaria nº 829 de 15 de Fevereiro de 2001".

41. Dunnicliff, J. (1988), "Geotechnical Instrumentation for Monitoring Filed Performance", A Wiley-Interscience Publication, Jonh Wiley & Sons, pp. 1-577, USA.
42. Ehrig, H.J. (1980), "Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien", Schriftenreihe des Institutes für Stadtbauwesen, Technische Universität Braunschweig, Heft 26.
43. Ehrig, H.J. (1988), "Inhaltsstoffe von Deponiesickerwässern Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien", Fachseminar, Technische Universität Braunschweig, Heft 3.
44. Espinace, R. A. (2000), " La Geotecnia Ambiental Aplicada a los Vertederos sanitarios", Curso XX: Vertederos Controlados de Residuos Sólidos Urbanos: Una Perspectiva Internacional. Suances, España.
45. Espinace, R.A. & Palma J., (1991), " Propiedades Mecánicas del Relleno Sanitario de Limache", IX Congreso panamericano de Mecánica de Suelos e ingeniería de fundaciones, Viña del Mar – Chile.
46. Espinace R., Palma J., Sánchez-Alciturri J.M., (1999), "Experiencias de Aplicación de Modelos para la Determinación de los Asentamientos de Rellenos Sanitarios", XI Congreso Panamericano de Mecánica de Suelos e Ingeniería Geotécnica, Foz de Iguaçu, Brasil.
47. Espinace, R. A., (2000). " La Geotecnia Ambiental Aplicada a los Vertederos sanitarios", Curso XX: Vertederos Controlados de Residuos Sólidos Urbanos: Una Perspectiva Internacional, Suances, España.
48. Fernandez Viña, M.B. (2000). "Vertederos Controlados de Residuos Sólidos Ubanos: una Pespectiva Internacional". Curso Ministrado pela Universidad de Cantabria. Aula de Medio Ambiente. Santander. España.
49. Foresti, E., (1987), "Efeitos da Concentração Inicial do Substrato no Desempenho de reatores Anaeróbios de Fluxo ascendente de Manta de Lodo", Tese Livre Docência, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, pp. 147.
50. Franzius, V. (1977), "Der Sickerwasserabfluß von Mülldeponien - Ein mathematisches Modell", Wasserbau-Mitteilungen, Technische Hochschule Darmstadt, Heft 16.
51. Fry, L.J., (1975), "Pratical Building of Methane Power Plants for Rural Energy Independence", D.A. Knox, Andover, Hampshire, USA.
52. Gandolla, M., Dugnani, L., Bressi, G., e Acaia, C., (1992), "The Determination of Subsidence Effects at Municipal Solid Waste Disposal Sities", Proc. Int. Solid Waste Association Conference, pp. 1-17 (sem paginar), Madrid, Junho.
53. Gandolla, M., Acaia C. Decka I. , (1996b). "Predition of Settlement at MSW Disposal Sites".

54. Garcia Jr. O. (1997), "Microrganismos e Metais", In: Microbiologia Ambiental, Jaguaraúna: EMBRAPA – CNMA, Cap. 1, pp. 11-41.
55. Garland, G. A., & Mosher, D. C. (1975), "Efeitos Nocivos da Percolação em Aterros de Lixo Executados Inadequadamente. Revista Limpeza Pública. Ed. 3, Ano I, pp 23-31.
56. Gifford, G. P., Landva, A. O. Hoffman, V. C. (1990). "Geotechnical considerations when planning construction on a landfill", Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice. Landva & Knowlea, editors, ASTM STP-1070.
57. Gomes, L.P. (1989), "Estudo da Caracterização Física e da Biodegradabilidade dos Resíduos Sólidos Urbanos em Aterros Sanitários", Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo, pp. 166.
58. Gorgati, C.Q. (1993), "Estudo da Fração Orgânica de Lixo Urbano como Substrato para Biodigestor e como Matéria Prima para Vermicompostagem", trabalho de graduação apresentado UNESP/JABOTICABAL.
59. Grisolia, M., Napoleoni, Q., Sirini, P. Tancredi, G. (1991). "Geotechnical Behaviour of Sanitary Landfill Based on Laboratory and In-Situ Tests", Proc., 15th Conferences of Geotechnics of Torino, Società Ingegneri e Architetti in Torino.
60. Halvadakis, C.P, Robertson, A.P, Leckie, J.O, (1983), "Landfill Methanogenesis: Literature Review and Critique" Env. Eng. And Science. Department of Civil Eng. Stanford University.
61. Helmer, R. (1974), "Menge und Zusammensetzung von Sickerwasser aus Deponien verschiedenartiger Abfallstoffe", Müll und Abfall, Heft 3.
62. Imbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y., Hoitink, H.A.J. (1990), "New approaches to compost maturity". BioCycle, 31 (12) pp. 64-69.
63. Jourdan, B. (1981), "Der Unit Hydrograph als Dimensionierungshilfe für Sammlung und Ableitung von Deponie-Sickerwässern", Müll und Abfall, Heft 1.
64. Jucá, J.F.T., Mariano, M.O.H., Barreto Campello, E.M. (1996), "Ground and surface water contamination due to Municipal Solid Waste in Recife, Brazil", Environmental Geotechnics, Edited by Masashi Kamon, Kyoto, Balkema, SBN 90 5410 849 5, pp. 91- 96.
65. Jucá, J. F. T., W. D. Costa, V. E. D. Monteiro, E. A. Santos (1997), "Geological and Geotechnical Studies Performed on The Muribeca Municipal Solid Waste Disposal in Recife, Brazil", International Symposium Engineer Geology and the Environment, IAEG, Balkema, Athenas, Greece, pp. 1931-1935.
66. Jucá, J. F. T. Monteiro, V.E.D., Oliveira, F.J.S., Maciel, F.J., (1999), "Monitoramento Ambiental do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca", III Seminário Nacional sobre Resíduos Sólidos Urbanos, Toledo, Paraná.

67. Jucá, J.F.T & Maciel, F.J., (1999). “Permeabilidade ao ar de um solo compactado não saturado”. 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, S.José dos Campos-SP.
68. Jucá, J.F.T., Melo, V.L.A., Monteiro, V.E.D. (2000), “Ensaio de Penetração Dinâmica (SPT) em Aterros de Resíduos Sólidos”, IX SILUBESA – Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Seguro – BA, CD.
69. Jucá, J.F.T, Monteiro, V.E.D., Melo, M.C., (2002), “Monitoreo ambiental de la recuperación del Vertedero de residuos sólidos de Muribeca, Brasil – 1a parte.”, Residuos – Revista Técnica Medio Ambiente. Ategrus – Asociación Técnica para la Gestión de Residuos y Medio Ambiente, Año XII, Nº 64 Enero-Febrero 2002, I.S.S.N.: 1.131-9.526, pp. 100-106. España.
70. Jucá, J.F.T, Monteiro, V.E.D., Melo, M.C., (2002), “Monitoreo ambiental de la recuperación del Vertedero de residuos sólidos de Muribeca, Brasil – 2a parte.”, Residuos – Revista Técnica Medio Ambiente. Ategrus – Asociación Técnica para la Gestión de Residuos y Medio Ambiente, Año XII, Nº 65 Marzo - Abril 2002, I.S.S.N.: 1.131-9.526, pp. 68-76. España.
71. Jucá, J.F.T. (2003). “Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil”, 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental - REGEO'2003, Porto Alegre, RS.
72. Junqueira, F.F, (2000). “Análise do Comportamento de Resíduos Urbanos e Sistemas Dreno Filtrantes em Diferentes Escalas, com Referência ao Aterro do Jôquei Clube – Df. Tese de Doutorado”, Universidade de Brasília, Brasília DF.
73. Kaimoto, L. S. A. & Cepollina, M. (1996). “Considerações sobre Alguns Condicionantes e Critérios Geotécnicos de Projeto e Executivos de Aterros Sanitários”, Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Projeto de Aterros de Resíduos, e Saneamento de Áreas Degradadas, pp. 51-54.
74. Kayhanian, M., Lindenauer, K., Hardy, S., Tchobanoglous, G., (1991), “The Recovery of Energy and Production of Compost from the Biodegradable organic Fraction of MSW using the High-Solids Anaerobic Digestion / Aerobic Biodrying Process – A Report prepared for the Prision Industry Authority – University of California, Davis.
75. Keller, A.H., Vera, R.A., Briones, M.E. (2002). “Estudio a Escala de Laboratorio para la Determinación de los Parámetros Hidrológicos Óptimos para la Generación de Metano en Rellenos Sanitarios em Chile”. Proyecto de Investigación No 202.788/2001. Universidad Católica de Valparaíso. Chile.
76. Keisuke Shimizu, (1996). “Geotechnics of waste landfill”. Proc. 2nd. Int. Conf. Env. Geot., ed. Kamon, Osaka.
77. Kiss, G., (1995). “Balance de Agua em rellenos Sanitarios”, Departamento de Hidrogeología e Ingeniería Geológica, Universidad de Miskolc, Hungría.

78. Kiss, G., (1998). “Modelos e Fórmulas para la Descripción del Balance de agua em Rellenos Sanitarios”, UNAM – Instituto de Ingeniería – Cordinación Ambiental, Máxico – DC.
79. Klein, S.A. (1972), “Anaerobic Digestion of Solid waste”, *Compost Scien.* Emmaus. Vol. 13, n° 1, pp. 6-11.
80. Knochenmus, L.A. Bowman, Geronia (Moe), (1998), “Transmissivity and Water Quality of Water-producing oznes in the Intermediate Aquifer System”, Sarasata Couty, Florida: U.S. Geological Survey Water Resources Investigations Report 98-4091, pp. 27.
81. LABFACILITY LTD, (1986). “Temperature fenfing with termocaples and resistance termometros”. A Pratical Handbook.
82. Landva, A. O. & Clark, J. I., (1990), “Geotechnics of Waste Fill”, *Geotechnics of Waste Fill – Theory and Practice*, ASTM STP 1070, Arvid Landva, G. David Knowles, editors, ASTM, Philadelphia, pp. 86-106.
83. Landva, A, O., Valsangkar A.J. Pelkey S.G, (2000), “Lateral Earth Pressure at Rest and Compressibility of Municipal Solid Waste”. *Canadian Geotech, J.* Vol 37, N° 6, pp 1157-1165.
84. Lawrence, A.W. & McCarty, P.L, (1965), “The Role of Sulfide in Preventing Heavy Metal Toxicity in Anaerobic Tratmant”. *J. WPCF*, V. 37, pp 392-409.
85. Leite, V.D. (1997), “Processo de Tratamento Anaeróbio de Resíduos Sólidos Urbanos Inoculado com esgoto Sanitário”, Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, pp. 251.
86. Lima, A.L., Jucá, J.F.T., Brito, A.R., Melo, M.C.,(2002), “Estudos Comparativos de Diferentes Metodologias para Determinação de Umidade e Sólidos Voláteis Aplicadas em Resíduos Sólidos Urbanos” VI Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (SIBESA), ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória, ES.
87. Lima, E.S., Jucá, J.F.T., Bastos Leite, P.R., Melo, V.L.A., Barros Souto E.J. (2002), “Preliminary assessment of the metal contaminant potential of the leachate produced in a controlled sanitary landfill, Muribeca, Pernambuco, Brazil”, *Waste Management and the Environment*, Fist International Conference on Waste Management and the Environment, WIT Press, Southampton, UK, pp. 454-458.
88. Lima, L.M.Q.,(1988). “Estudos da Influência da Reciclagem de Chorume na Aceleração da Metanogênese em Aterro Sanitário” Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo (USP) – São Carlos. Vol I., pp. 01-433.
89. Lima, L.M.Q, (1983), “Estudos de Otimização do Processo de Metabolização de Lixo em Aterro Sanitário”. Curso de Pós-graduação em Engenharia Mecânica, Modalidade Térmica e Fluídos. UNICAMP.

90. Lima, L.M.Q. & Nunes, C.R, (1993), “Bio-remediação”. Trabalho preparado para defesa de tese de Livre Docência para o Departamento de Hidráulica e Saneamento da Faculdade de Engenharia da Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, 430p. (não publicado).
91. Lima, L.M.Q.& Nunes, C.R, (1994), “Aterro Sanitário Celular”.
92. Lima, L.M.Q., (1995), “Lixo – Tratamento e Biorremediação”, Ed. Humus, 3ª Edição, Cap. 7, pp. 183-225.
93. Lins, E.A.M. (2003), “A Utilização da Capacidade de Campo na Estimativa do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca”, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE.
94. Luz, F.X.R., (1980), “Controle da Poluição dos Resíduos Sólidos”, Seminário sobre Ecologia e Proteção do Meio Ambiente, CETESB/Rotary Club do ABC.
95. Macêdo, J. A B., (2001), “Águas & Águas”. 1ª ed., Editora Varela. São Paulo SP.
96. Maciel, F.J. (2000), “Testes Laboratoriais e de Campo para o Estudo do Fluxo de Gás através de Solos Compactados em Aterros de Resíduos Sólidos”, Relatório Final de Pesquisa do CNPq.
97. Maciel, F.J. & Jucá, J.F.T., (2000), “Laboratory and field tests for studying gas flow on MSW landfill cover soil”, GeoDenver2000, Colorado –U.S.A.
98. Maciel F.J. & Jucá, J.F.T., (2000). “Laboratory and field tests for studying gas flow on MSW landfill cover soil”, ASCE Geotechnical Special publication nº 99, Edited by Charles D. Shackelford, Sandra L. Houston and Nien-Yin Chang, Denver, Colorado –U.S.A, pp. 569-585.
99. Maciel, F.J. & Jucá, J.F.T., (2003). “Landfill gas emissions from a brasilian MSW landfill”, Sardinia 2003 – Ninth International Waste management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy.
100. Maciel, F.J. (2003). “Estudo da geração, percolação e emissão de gases pela camada de cobertura do aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE”, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE.
101. Madigan, M.T., Martinko, J. M., Parker, J. (1997). “Procariotic Diversity”, In: Brock Biology of Microorganisms, 8. ed. Upper Saddle River, Prentice Hall, Cap. 16, pp. 986.
102. Manassero, M., Van Impe, W. F. Bouazza, A. (1996), “Waste Disposal And Containment”. Second International Congress on Environmental Geotechnics. State of the Art Reports. Vol. 1. pp. 193-242.
103. Manassero, M., Van Impe, W.F. Bouaza, A. (1997). “Waste disposal and containment”. Proc. 2nd International Congress on Environmetal Geotechnics. Osaka, Japon. Ed. Balkema, pp.1425-1474.

104. Manios, V.I., Tsikalas, P-E. Siminis, H.I., (1989). "Phytotoxicity of olive tree in relation to organic acid concentration", *BiolWastes*, 27, pp. 307-317.
105. Mariano, M.O.H. (1999). "Recalques no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca – PE", Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife –PE.
106. Markovich, A, V. & Petrova, L.Y, (1966), "Chromatography of Proteins on Cellulose Ionites. Acad. SCI. USSR, Moscow.
107. Marques, A.C.M., Vilar, O.M., Kaimoto, L.S. (2002). "Compactação de Resíduos Sólidos Urbanos", *Solos e Rochas – Revista Latino-americana de Geotecnia*, ISSN 0103-7021, Vol. 25, Nº 1, Janeiro-abril 2002, pp. 37-50.
108. Marques, A.S. & Silva, A.J.P.,(2001). "Composto de Resíduos Sólidos Urbanos-Vantagens e Desvantagens da sua Aplicação no Solo", Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais, Universidade de Évora, Portugal.
109. Martin, A. M. (1991). "Bioconversion of Waste Materials to Industrial Products", Elsevier Applied Science.
110. Mazur, N., (1997), "Níquel, zinco, chumbo e cobre em solos que receberam composto de resíduo sólidos urbanos", Tese de Doutorado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, pp.129.
111. McBean, E.A., Rovers, F.A., Farquhar, G.J. (1995), "Solid Waste Landfill Engineering and Design", Prentice Hall PTR, pp. 521.
112. McCarty, P.L. (1964), "Anaerobic Waste Tratment Fundaments", Part III – Toxic Materials and their Control – Public Works, pp. 107-112.
113. McCarty, P.L., (1993), "In situ Bioremediation of Chlorinated Solvents", *Current Opnion, Biotechnology*, Vol. 4, pp. 323-330.
114. McCarty, P.L. & McKinney, R.E. (1961), "Salt toxicity in anaerobic digestion", *Journal Water Pollution Control Federation*, Vol. 33, Nº 4, pp. 399-415.
115. McDougall J.R. & Philp J.C. (2001), "Parametric Study of Landfill Biodegradation Modelling: Methanogenesis & Initial Conditions", In *Proc. Sardinia 2001, 8th Intl. Waste Man. & Landfill Symp.* Eds. Christensen TH, Cossu R & Stegmann R, CISA, Cagliari, Vol. 1, pp 79-88.
116. McDougall, J.R., Pyrah, I.C., Yuen, S.T.S, Monteiro, V.E.D., Melo, M.C., Jucá, J.F.T. (2003), "Decomposition and Mechanical Behaviour in Landfilled Waste & other Non-Conservative Soils", *Géotchnique*, ASCE, USA, Under Review.
117. Melo, M.C., Monteiro, V.E.D., Neves, M.L, Araújo, J.M., Jucá, J.F.T, (2002), "Estudos de Toxicidade em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos". *Revista Biotecnologia*. Ano V, Nº 28, Setembro/Outubro 2002, pp. 48-52.

118. Melo, M.C. (2003). “Uma Análise de Recalques Associada a Biodegradação no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca”, Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Recife–PE, pp.1-127.
119. Meynell, P.J., (1976), “Methane: Planing a Digester”, S.D. Pris. Press, Serie 2, pp. 150.
120. Miller, F.C., (1991), “Biodegradation of solid Wastes by composting”. In Biological Degradation of Wastes, ed. A M. Martin, Elsevier Applied Science, London, UK, pp. 1-25.
121. Ministério da Saúde, (2000), “Portaria N° 1469 para águas destinadas ao consumo humano em todo Território Nacional”.
122. Monod, J. (1949), “The Growth of Bacterial Cultures”, Ann. Ver. Microbial., Vol. III, pp. 371-394.
123. Monteiro V.E.D. (1998). “Estudos Geotécnicos de Cortinas de Argila no Aterro da Muribeca, PE”. Dissertação de Mestrado, UFPE, Recife, PE. pp. 1-133.
124. Monteiro, V.E.D., Jucá, J.F.T., Rêgo, C.C. (2001), “Influência das Condições Climáticas no Comportamento do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca”, 21º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, PB.
125. Monteiro V.E.D. & Jucá, J.F.T, (2001), “Municipal Solid Waste Landfill Behavior Using Geotechnical Instrumentation”, XV International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, Istambul, Turquia.
126. Monteiro, V.E.D., Melo, M.C, Jucá, J.F.T., (2002), “Biological Degradation Analisis in Muribeca Solid Waste Landfill Associated with Local Climate – Recife, Brazil”, Fourth International Congress on Environmental Geotechnics 4ISEG, Rio de Janeiro, RJ, Brazil.
127. Moreda, I.L.,(2000), “El Asentamiento en un Rellleno Sanitario y su Relación com la Biodegradación”. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería sanitaria y Ambiental. Porto Alegre – RS.
128. Morel, J.L., Colin, F., Germon, J.C., Godin, P., Juste, C. (1985), “Methods for the evaluation of the maturity of minicipal refuse compost”. In Composting of Agricultural and Other Wastes, ed. J.K.R. Gasser. Elsiever Applied Scienc, New York. USA, pp. 56-72.
129. NBR 10007, (1987). “Amostragem de Resíduos”.
130. NBR 6457, (1986). “Preparação para Ensaios de Caracterização”.
131. NBR 6484, (1979). “Execução de Sondagens de Simples Reconhecimento nos Solos”.

132. NBR 7250, (1980). “Identificação e Descrição de Amostras de Solos Obtidos em Sondagens de Simples Reconhecimento”.
133. Oliveira, C., (1998). “Avaliação do potencial descontaminação de dois solos agrícolas com lodo de esgoto enriquecido com Cd, Pb, e Zn. Seropédica”, Tese de Doutorado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, pp.191.
134. Olson, R.E. (1963), “Effective Stress Theory of Soil Compaction”, Journal of the Soil Mechanics and Foundation Division, ASCE, v.89, n. SM2-Part 1, pp. 27-45.
135. Ossig & Tybus (1986), “Untersuchung des Langzeitverhaltens von Deponien” Bundesministerium für Forschung und Technologie, Forschungsbericht FKZ 1430184.
136. Palma, J. H. (1994). “Comportamiento geotécnico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos”. Tesis Doctoral. ETSCCP, Universidad de Cantabria. España.
137. Palmisano, A.C. & Barlaz, M.A, (1996), “Microbiology of Solid Waste”. In Anna C. Palmisano, Morton A. Barlaz (eds), pp.1-224.
138. Pereira, A.G.H. (2000). “Compressibilidad de los Residuos Sólidos Urbanos, Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo, España.
139. Peres, C.S., Sanches, C.R., Matsumoto C. Schimidell W., (1990), “Anaerobic Biodegradability of Organic Components of Municipal Solid Waste (OFMSW)”. In: Sixth Symposium on Anaerobic Digestion. pp. 291-293.’
140. Pfferer, J.T. (1986). “Treatment of Leachate from Land Disposal Facilities”. In proccdings of the Waste Tech 86 Conference: Preparing Now for Tomorrow’s Needs. Chicago. USA. pp 22-23.
141. Pinto, D.M.C.L. (2000), “Avaliação da Partida da Digestão Anaeróbia da fração Orgânica de Resíduos Sólidos Domésticos inoculados com Percolado”. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. pp. 192. São Carlos-SP.
142. Pinto, D.M.C.L., Baldochi, V.M.Z., Povinelli, J. (2000), “Procedimento para Elaboração de Resíduo Sólido Urbano Doméstico Padrão”. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, Jan/Mar., Vol. 5, no 1 e Abr./Jun., Vol. 5, no 2, pp 25-31.
143. Polvinelli, J, (1987), “Ação dos Metais Pesados nos Processos Biológicos de Tratamento de Águas Residuárias. Tese de livre docência, EESC – USP.
144. Powrie W., Richards D.J. Beaven R.P, (1998), “Compression of Waste and Implications for Practice in Geotechnical Engineering of Landfills”. eds. Dixon N. Murray Ej. & Jones D.R.V. Thos Telford, London, pp 3-18.

145. Rees, J. F. (1980). "The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter". J. Chem. Biotechnical, Nº 30.
146. Relatórios EMLURB, (2002). "Relatórios do Monitoramento Ambiental do Aterro da Muribeca", Universidade Federal de Pernambuco / Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana(EMLURB), Convênio (ATEPE/ PCR), Recife, PE
147. Remson, I., Fungaroli, A.A., Lawrence, A.W. (1968), "Water Movement in an Unsaturated Sanitary Landfill", Journal of the Sanitary Engineering Division, A.S.C.E., Vol. 94, Nº 2, pp. 307-317.
148. Ribeiro, H. M. F.; Duarte, E. F. A.; Baião, M.; Rola, E. Vaz, M. C. (artigo não publicado), "An Evaluation of Three Municipal Solid Waste Composts", Fertilizer Research. Kluwer Academic Publeshers.
149. Rodrigues , F.L. & Cavinato, V.M. (1997), "Lixo". Ed. Moderna. 1a Edição. pp. 14-15.
150. Roitmam, I., Travassos, L.R., Azevedo, J.L., (1987), "Tratado de Microbiologia", (1987), Editora Manole Ltda, Vol. 1, São Paulo SP, pp. 89-93.
151. Rolim, J.L.F. Melo, M.C., Monteiro, V.E.D., Alcântara, P.B., Jucá, J.F.T. (2003 - artigo não publicado), "Distribuição Iônica de Metais em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos").
152. Rooket, A.P. (2000). "A Critical Evolution of Factors Required to Terminate the Post-Closure Monitoring period at Solid Waste Landfills". Dissertation submitted to de Graduate Faculty of North Carolina Satate University in partial fulfillment of the requirements for the Degree of Master of Science. Department of Civil Engineering. Raleigh.
153. Rosen, C. J., Halbach, T. R. Swanson, B. T., (1993). "Horticultural uses of Municipal Solid Waste Composts", Horticultural uses of Municipal Solid Waste Composts.Hort Technology 3(2), American Society for Horticultural Science.
154. Rowe, R.K., Quigley, R.M., Booker, J.R. (1995). "Clayey barrier systems for waste disposal facilities", E&Fn Spon, New York.
155. Russell, D. L. (1992), "Remediation manual for petroleum contaminated sites, Technomic Publishing, U.S.A., pp. 175.
156. Sanches-Alciturri J.M., Palma J.G., Sagaseta C. Cañizal J., (1995). "Three Years of Deformation Monitoring at Meruelo Landfill", Waste Disposal by Landfill – GREEN'93. Sarsby (ed), 1995, Balkema, '93, Sarsby (ed), 1995, Balkema, Rotterdam, ISBN 90 5410356 6., pp. 365-371.
157. Sanchez, P. S. (1999), "Atualização em Técnicas para o Controle Microbiológico de Águas Minerais", Universidade Mackenzie – Pós Graduação em Ciências Ambientais, SP.

158. Santos, L.A.O. & Presa, E.P., (1995). "Compressibilidade de Aterros Sanitários Controlados", III REGEO, Vol.2, pp. 577-591.
159. Santos, A.F.M.S. (2003), "Caracterização, Avaliação da Biodegradabilidade Aeróbia e Anaeróbia e Tratamento em Reator UASB do Chorume do Aterro da Muribeca", Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife PE, pp. 1-168.
160. Sheppard, M. I. & Thibault, D. H. (1992), "Desorption and extraction of selected heavy metals from soils", Soil Sci. Soc. Am. J., Madison, n. 56, pp.415-423.
161. Schroeder, P.R., Dozier, T.S., Zappi, P.A., McEnroe, B. M., Sjostrom, J.W., and Peyton, R.L. (1994). "The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Engineering Documentation for Version 3", EPA/600/R-94/168b, September, U.S. Environmental protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC.
162. Siegel, R. A., Robertson, R. J. Anderson, D. G. (1990), "Slope Stability Investigatios at a Landfill in Southern California. Geotechnics of Waste Fills – Theory and Practice", ASTM STP 1070, Arvid Landva and G. David Knowles, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, p. 259-284.
163. Simões, G.F. (2000), "Modelo para Avaliação de Recalques em Aterros de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos", Tese de doutorado, Pontifícia Universidade católica do Rio de Janeiro, pp 1-106.
164. Sowers, G.F. (1968). "Foundation problems in sanitary land fills", Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, Vol. 94, N° SA1, February.
165. Sowers, G.F., (1973), "Settlement of Waste Disposal Fills", 8a Int. Conf. Soil Machanics and Foundation Engineerings, Vol. 2, Moscú, pp. 207-210.
166. Speece, R.E., (1981), "Review – Environmental Requirements for Anaerobic Digestion of Biomass (Advances in Solar Energy – Na Annual Review Of Research and Development) Environmental Studies Institute, Drexel University – Philadelphia, pp. 69.
167. Speece, R.E., (1996), "Anaerobic Biochnology for Industrial Wastewaters", Nashville, Tennessee, Archae Press. Cap. 2,3,e 4, pp. 7-112.
168. Szanto, M., (1986), "Optimización del Aprovechamiento Enaergético del Vertedero Controlado frente a la Contaminación de Águas", Tesis Doctoral, Universidade Politécnica de Madrid, España.
169. Tam , N. F.Y. & Tiquia, S.M. (1994). "Assessing toxicity of spent sawdust pig-litter using seed germination technique", Resour. Conserv. Recycl., 11, pp. 261-274.
170. Tchobanoglous, G. Theisen, H. Eliassen, R, (1977), "Solid Wastes: Engineering and Management Issues". Mcgraw-Hill Book Company, N.Y.

171. Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., (1993), "Integrated Solid Waste Management", Engineering Principles and Management Issues, McGraw-Hill series in Water Resources and Environmental Engineering, McGraw Hill, Book Co., Inc., New York, pp. 975.
172. Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S.A., (1994), "Gestión Integral de Residuos Sólidos", Ed. McGraw-Hill, Madrid, pp. 1-1080.
173. Tiquia, S.M., N.F.Y & Hodgkiss.I.J, (1996), "Effects of composting on phytotoxicity of spent Pig-manure Sawdust Litter", Hong Kong, pp. 93:249-256.
174. Todar, K. (1998c), "Bacterial of Medical Importance", In: Baron's medical microbiology. Madison, <<http://www.bact.wisc.edu/Bact303/medicalimportance>> (fevereiro de 2001).
175. Todar, K. (2000a), "Nutrition and Bacterian Growth", In: Baron' Medical Microbiology, Madison, <<http://www.bact.wisc.edu/Bact303/NutritionandGrowth>> (fevereiro 2000).
176. Tortora, G.J, Funke, B.R. Case, C.L, (2000), "Microbiologia". Editora Artimed, 6º ed., Porto Alegre – RS, pp. 1-827.
177. Van Roosmalen, G.R.E.M. & Lustenhouwer, J.W.A. (1987), "Resources e Conservation", Oosthoek, J., Senden, M.M.G., 14, 321.
178. Vazoller, R.F, (2001), "Microbiologia e Saneamento Ambiental". USP.
179. Vesilind, P.A. & Rimer, A.E. (1981), "Unit Operations in Resource Recovery Engineering", Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.
180. Vieira, S.M.M. & Souza, M.E. (1981), "Métodos analíticos para o acompanhamento da digestão", Energia Fontes Alternativas, Vol. 3, Nº 15, São Paulo, pp. 26-36.
181. Wall D. & Zeiss C. (1995), "Municipal Landfill Biodegradation and Settlement", Journal of Environmental Engineering, vol 121, nº 3, ASCE.
182. Wang, W.& Keturi, P.H, (1990), "Comparative Seed Germination Tests Using Ten Plant Species for Toxicity Assessment of a Metal Engraving Effluent Sample", Wat. Air Soil Pollut., 52, pp. 369 – 376.
183. Warren, J.E. & Bennett, M.A., (1997). "Seed Bydration Using the Drum PrimingSystem", HortScience, Vol. 32, pp. 1221-1222.
184. WHO - International Reference Center for Wastes Disposal, (1979), "Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost", Switzerland.
185. Witkamp, M. (1969), "Ecology", J. Env. Eng., 50, 922-

186. Wong, M.H, (1985), "Effects of animal manure composts on tree (*Acacia confusa*) seedling growth. *Agric. Wastes*, 13, pp. 261-272.
187. Wong, M.H, Cheung, Y.H. Cheung . C.L. (1983). "The Effects of ammonia and ethylene oxide in animal manure and sewage sludge on seed germination and root elongation of *Brassica parachinenses*". *Environ Pollut.*,30. Pp. 109-123.
188. Wujick, W.J. & Jewell, W, (1980). "Dry Anaerobic Fermentation" In: SCOTT, C.C. (eds). *Second Symposium on Biotechnology for Energy Production and Conservation*. JOHN WILEY & SONS, N.Y.
189. Yong, R.N. (1997). "Multi-disciplinary of environment geotechnics", *Environment Geotechnics*, Balkema, Vol.3, pp.1255-1274.
190. Zimmerman, R. E., Chen, W. H., Franklin, A. G., (1977), "Mathematical Model for Solid Waste Settlement", *Proc. Conf. on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials*. Univ. of Michigan, ASCE, pp. 210-226.
191. Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A. De Bertoldi, M. (1981 a), "Biological evaluation of Compost Maturity", *BioCycle*, 22, pp. 27-29.
192. Zucconi, F., M., Pera, A., Forte M. De Bertoldi, M. (1981 b), "Evaluating toxicity of immature compost", *BioCycle*, 22, pp. 54-57.
193. Zucconi, F.M., Monaco, A. Forte, M. (1985). "Phytotoxins during the stabilization of organic matter", In *Composting of Agricultural and Other Wastes*, ed. J.K.R. Gasser. Elsevier Applied Science Publishers, New York, USA, pp. 73-86.

ANEXOS

Descrição Detalhada dos Ensaios Microbiológicos

Determinação de Coliformes Totais e Fecais

O ensaio se processa em duas etapas (ensaio presuntivo e confirmativo), de realização obrigatória para todos os tipos de amostra de chorume.

Ensaio presuntivo:

Consistiu na semeadura de volumes determinados da amostra em séries de tubos de caldo lactosado ou caldo lauril triptose, ambos com púrpura de bromocresol, que, são incubados a 35°C, durante 24 a 48 horas, ocorrendo o enriquecimento de microrganismos fermentadores de lactose. A acidificação, com ou sem produção de gás, decorrente da fermentação da lactose contida no meio de cultura empregado neste ensaio, é prova presuntiva para a presença de bactérias do grupo coliforme.

Ensaio confirmativo:

Consiste na transferencia de cada cultura com resultado presuntivo positivo (acidificação do meio com ou sem produção de gás após 24 ou 48 horas a 35°C), para caldo lactosado com verde brilhante e bile a 2%, sendo a incubação efetuada também a 35°C, durante 48 horas. A produção de gás, a partir da fermentação da lactose neste meio, é prova confirmativa positiva para a presença de bactérias do grupo coliforme. Esta etapa do ensaio reduz a possibilidade de ocorrência de resultados falso-positivos, decorrentes da atividade de bactérias esporuladas e de bactérias gram-positivas fermentadoras da lactose.

A Foto A.1 mostra o ensaio confirmativo para coliformes totais após o período de incubação com tubos de Durham invertidos cheios de gás, o que torna evidente a presença de organismos do grupo coliformes totais.



Foto A.1. Tubos do ensaio confirmativo de coliformes totais

Diferenciação para Coliformes Termotolerantes:

Esta diferenciação foi feita a partir dos positivos presuntivos (coliformes totais) de caldo lactosado ou caldo lauril triptose com púrpura de bromocresol. Os resultados positivos foram transferidos com alça de platina para tubos contendo tubos de Durham invertidos, meio de cultura específico para coliformes fecais (EC) previamente aquecidos a 44°C durante 30 minutos. Após o inóculo foram levados a estufa a 44°C durante 24 horas. Se houve a produção de gás o resultado foi positivo para coliformes termotolerantes.

Determinação de *Staphylococcus aureus*

Este ensaio é realizado após a conclusão dos testes de diferenciação de Coliformes Fecais. Portanto, segue-se o ensaio confirmativo para *Staphylococcus aureus*.

Transferiu-se, através de estrias com alça de inoculação um inóculo de 0,01ml das culturas com crescimento em Meio EC, para placas contendo o meio Ágar Manitol. Estas foram incubadas em posição invertida, durante 48h a temperatura de 35°C. Após o período de incubação, as colônias típicas apresentavam coloração amarela brilhante.

Determinação de *Streptococcus faecalis*

O ensaio também é processado em duas etapas:

Ensaio Presuntivo:

Consiste na semeadura de volumes determinados da amostra em série de tubos contendo caldo dextrose azida, que são incubados a 35°C durante 24 – 48 horas. A turvação e/ou formação de precipitado no meio é resultado presuntivo positivo para *Streptococcus faecalis*, neste ensaio.

Ensaio Confirmativo:

Consiste na transferência de cada cultura com resultado presuntivo positivo para placas de Petri contendo ágar PSE, sendo a incubação efetuada a 35°C, durante 48 horas . A presença de colônias com coloração castanho-enegrecida, com halo marrom decorrente da (hidrólise da esculina) constitui resultado positivo neste ensaio, confirmando a presença de *Streptococcus faecalis*.

Determinação de *Pseudomonas aeruginosa*

A determinação do NMP de *Pseudomonas aeruginosa* em uma amostra é efetuada a partir da aplicação da técnica dos tubos múltiplos. O ensaio se processa em de duas etapas:

Ensaio Presuntivo:

Consiste na inoculação de volumes determinados da amostra, em série de tubos de caldo aspargina, que são incubados a 35°C, durante 24-48 horas.

A produção de um pigmento fluorescente esverdeado, evidenciada através da leitura dos tubos sob luz ultravioleta de ondas longas (luz negra), constitui resultado positivo para o ensaio presuntivo.

Ensaio Confirmativo:

Consiste na transferência de cada cultura com resultado presuntivo positivo para calda acetamida, sendo a incubação efetuada também a 35°C durante 48 horas. A alcalinização do meio, evidenciada pela sua coloração púrpura, constitui resultado confirmado positivo para a presença de *Pseudomonas aeruginosa* (Foto A.2).



Foto A.2. Resultado confirmativo de *Pseudomonas aeruginosa*

Determinação de *Clostridium perfringens*

A determinação do número mais provável (NMP), de *Clostridium perfringens*, nas amostras foi efetuada a partir da aplicação da técnica de tubos múltiplos, em duas etapas:

Ensaio Presuntivo:

Consiste na inoculação de volumes determinados da amostra em série de tubos de meio diferencial enriquecido para clostrídios (DRCM), que são incubados em jarras

de anaerobiose a 35°C, durante 48 horas. O enegrecimento do meio de cultura é uma prova presuntiva positiva para a presença de *Clostridium perfringens*.

Ensaio Confirmativo:

Consiste na transferência de cada cultura dos tubos de meio diferencial enriquecido para clostrídios com resultado presuntivo positivo para um tubo correspondente contendo o meio de leite tornassolado, os quais são incubados a 35°C, durante 48 horas. A formação de coágulos, rompidos pela grande quantidade de gás formada, e a acidificação do meio constituem uma prova confirmativa positiva para a presença de *Clostridium perfringens* (Foto A.3).



Foto A.3. Ensaio confirmativo de *Clostridium perfringens*

Anaeróbios e Aeróbios Totais

Semeadura de Anaeróbios Totais

O cultivo de bactérias anaeróbias apresenta um problema especial. Como o contato com o oxigênio pode causar a morte de bactérias anaeróbias, deve-se utilizar para o seu crescimento meios de cultivos especiais denominados meios redutores. Estes

meios contém reagentes, como o tioglicolato de sódio, que é capaz de se combinar com o oxigênio dissolvido eliminando este elemento do meio de cultura. O crescimento e a manutenção rotineira de cultura de anaeróbios obrigatórios é realizado, pelos microbiologistas, em meio redutor colocados em tubos contendo tampas seladoras. Para a eliminação do oxigênio dissolvido estes tubos são aquecidos imediatamente antes de sua utilização.

Preparação do Tampão Redutor (TRD)

Para a determinação de anaeróbios totais, primeiro utilizou-se de tubos de penicilina contendo tampão redutor (TRD). A cada tubo de penicilina foi adicionado 4,5 ml de tampão redutor. Em seguida estes tubos foram purgados com N₂ (inserido N₂ líquido e eliminado O₂) durante 25 minutos. Posteriormente autoclavados por 15 minutos a 121°C.

Preparação do Meio Tioglicolato

Também foram preparados tubos de penicilina grandes com 9ml de meio tioglicolato, para posterior inóculo da amostra.

Inóculo:

Com uma seringa foi retirado dos frascos que continha as amostras de chorume em condições anaeróbias 0,5 ml, sendo este adicionado em um frasco de TRD. Do frasco que foi adicionado 0,5ml de amostra, foi retirado 0,5 ml para um próximo frasco de TRD e assim sucessivamente, até serem selecionadas as diluições que favoreceriam o crescimento dos microrganismos, as quais foram 10⁻⁴ a 10⁻⁶. Destas diluições selecionadas foram retiradas 1ml, já contendo o inóculo das amostras, também com seringa e adicionados nos tubos contendo 9 ml de meio tioglicolato em triplicata (3 repetições para cada tubo selecionado). Em seguida, os tubos contendo meio tioglicolato, já inoculados com a amostra, foram acondicionados em estufa a 37°C, durante 96 horas. Os tubos que apresentaram turvação foram considerados positivos para anaeróbios totais (Foto A.4).



Foto.A.4. Ensaio para Anaeróbios Totais

Contagem de anaeróbios totais:

Após o período de 96 horas descrito anteriormente, para a contagem de anaeróbios utilizou-se o procedimento dos cálculos do NMP. Adotou-se como resultado a série onde houve crescimento na maior diluição em triplicatas (apenas a ordem de grandeza). Com este resultado calculou-se o NMP.

Semeadura de Aeróbios Totais

Preparação do Tampão Fosfato (T.F):

Para a determinação de aeróbios totais, utilizou-se tubos grandes com 9 ml de T.F. de 18 x 180 mm os quais foram autoclavados por 15 min a 121°C.

Inóculo

Da amostra de chorume foi adicionado 1ml em um tubo de tampão fosfato. Deste tubo, já contendo 1ml de amostra foi retirado 1ml e adicionado para um próximo tubo de TF e assim sucessivamente, até serem selecionadas as diluições que favoreceriam o crescimento, as quais foram 10^{-3} a 10^{-5} . Destas diluições selecionadas foram retiradas 0,1ml com o auxílio de uma alça e feito estrias (espalhadas em zig-zag) em placas (3 repetições para cada tubo selecionado) com meio plate count agar. Após este procedimento as placas foram acondicionadas em estufa a 37°C, durante 48 horas.

As placas que apresentaram o desenvolvimento de colônia, foram considerados positivos para aeróbios totais.

Contagem de aeróbios totais (Ensaio realizado em 2001 e 2002)

Após o período de 48 horas descrito anteriormente, verificou-se em qual diluição foi possível fazer a melhor contagem de organismos em placas (triplicatas). Posteriormente, na diluição escolhida fez-se o cálculo efetuando-se a média do número de colônias das três placas multiplicado pela diluição correspondente.