

Lilyanne Rocha Garcez

**ESTUDO DOS COMPONENTES TÓXICOS EM UM  
BIORREATOR DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DA  
CIDADE DE CAMPINA GRANDE – PB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Título de Mestra em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de Concentração: Engenharia de Recursos Hídricos e Sanitária

Orientadora: Veruschka Escarião Dessoles Monteiro  
Co-orientador: William de Paiva

---

Campina Grande – 2009



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFPG

G215h

2009 Garcez, Lilyanne Rocha

Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da Cidade de Campina Grande - PB / Lilyanne Rocha Garcez. — Campina Grande, 2009.

113 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.

Referências.

Orientadora: Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro;  
Co-orientador: Wiliam de Paiva.

1. Resíduos Sólidos Urbanos 2. Lisímetros 3. Componentes Tóxicos 4. Biodegradação I. Título.

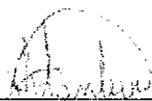
CDU – 628.4 (043)

**ESTUDO DOS COMPONENTES TÓXICOS EM UM  
BIORREATOR DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DA  
CIDADE DE CAMPINA GRANDE – PB**

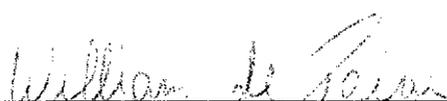
LILYANNE ROCHA GARCEZ

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DA  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, COMO PARTE DOS  
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE  
EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

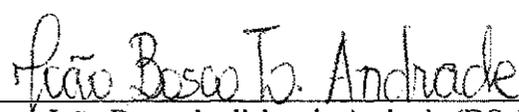
Aprovada por:



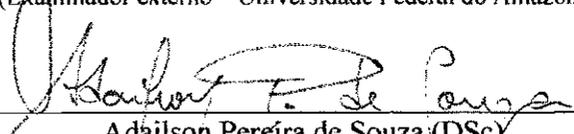
Veruschka Escarião Dessoles Monteiro (DSc)  
(Orientadora – Universidade Federal de Campina Grande)



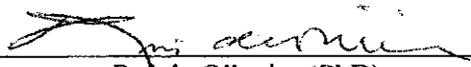
William de Paiva (DSc)  
(Co-orientador – Universidade Estadual da Paraíba)



João Bosco Ladislau de Andrade (DSc)  
(Examinador externo – Universidade Federal do Amazonas)



Adailson Pereira de Souza (DSc)  
(Examinador externo – Universidade Federal da Paraíba)



Rui de Oliveira (PhD)  
(Examinador interno – Universidade Federal de Campina Grande)

Campina Grande, PB – Brasil  
Março de 2009

Em nada considero a vida preciosa para mim mesmo, contanto que complete a minha carreira e o ministério que recebi do Senhor Jesus para testemunhar o evangelho da graça de Deus.

**(Bíblia Sagrada – Atos 20:24)**

## DEDICATÓRIA

À Deus, meu Senhor e Salvador! Se não for para adorá-lo, não vale a pena minha existência, pois Tu és Deus sem mim, mas eu sem Ti não sou ninguém.

À minha mãe Margareth, meu Pai Jasson, Mary Anne, Jânderson, Julyanne. Ainda não inventaram palavras que possam expressar minha alegria em fazer parte desta família. Amo vocês!

## AGRADECIMENTOS

A **Deus**, criador de todas as coisas e dono da vida. Somente a Ele toda honra, todo louvor e eterna gratidão.

A meus **pais**, pois sem eles eu não chegaria aonde cheguei. Faço minhas as palavras de Diane Warren: "*Vocês foram minha força quando eu estive fraco, foram minha voz quando eu não pude falar, foram meus olhos quando eu não pude ver. Vocês viram o melhor que havia em mim, me ergueram quando eu não pude alcançar. Vocês acreditaram. E hoje eu sou tudo o que eu sou, porque vocês me amaram*".

A meus avós Dosanjós, Nilton (*in memorian*), Dulce, Romualdo, meus tios, e manos Nane, Jânderson e July. Vocês investiram, apoiaram e contribuíram para que tudo acontecesse.

À minha orientadora, Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, que acreditou, confiou e contribuiu para que tudo se tornasse realidade, pois sem esse apoio eu jamais conseguiria. Hoje reconheço que além de orientadora foi uma pessoa extremamente companheira e seus conhecimentos e contribuição só serviram para o meu enriquecimento tanto na vida pessoal quanto na profissional. Pra essa mulher guerreira, o meu: muito obrigada!

Ao meu co-orientador, William de Paiva, pela contribuição na elaboração e instalação da instrumentação do lisímetro e também pela orientação nos conceitos e aplicações das análises estatísticas.

Aos professores João Bosco Ladislau de Andrade, Adailson Pereira de Souza e Rui de Oliveira pela contribuição e apoio técnico.

Ao professor Salomão Anselmo Silva (*in memorian*) pelo investimento para que esta dissertação pudesse ser realizada.

À Coordenação do Mestrado, na pessoa do prof. Kennedy Rodrigues.

Aos professores da Universidade Federal de Campina Grande Adrianus Van Handel, Berto Machado, Beatriz Ceballos, John Kennedy Rodrigues, Mônica Coura, Paula Frassinetti e Rui de Oliveira, agradeço por todos os ensinamentos durante o curso de Pós-Graduação.

Ao Programa de Apoio a Pós-Graduação (PROAP) pela contribuição financeira para o desenvolvimento das pesquisas.

Ao Laboratório de Solos e Plantas da UFPB, Campus II em Areia, na pessoa do prof. Adailson de Souza e ao laboratorista Ednaldo.

Ao Laboratório de Tecnologia Mineral da UFPE na pessoa do prof. Carlos Baltar e ao laboratorista Marcelo.

À Prefeitura Municipal de Campina Grande, especialmente em nome de Jomeres. E aos integrantes da empresa Líder: Fabrício e Wanderley. Obrigada pelo apoio a esta pesquisa.

À AESA, na pessoa de Alexandre Magno e à EMBRAPA na pessoa de Jailton Rodrigues de Souza, pela colaboração com dados técnicos para esta pesquisa.

A todos meus familiares pelo apoio e orações e aos meus amigos (amazonenses, paraibanos e à família radical) que me acompanharam a cada dia. Vocês fazem parte disso e são muito especiais.

À PIB de Manaus e PIB de Campina Grande, sei que vocês estiveram orando por mim e foi isso que me fortaleceu.

À turma do Mestrado, Carlos Henrique, Elivânia, Érica, Fábio, Heraldo e a turma de Geotecnia e Recursos hídricos. Vocês serão inesquecíveis.

Aos atuais e ex-integrantes do Grupo de Pesquisa em Resíduos Sólidos: Clebiana, Emanuely, Flávia, Francisco, Franklin, Giovana Patrícia, Giovanna, Gustavo, Márcio Melo, Mariana, Roberta Fraga, Rosa e, em especial, Deborah, João Neto e Kaliana. Agradeço por todas as contribuições no desenvolvimento deste trabalho, se não fosse por vocês muita coisa não teria sido realizada.

Aos funcionários da EXTRABES, PROSAB e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental.

Ao CNPq pelo apoio financeiro da bolsa de estudos.

Aos amigos que foram presentes de Deus na minha vida aqui na Paraíba, em especial a Ana Moreira e Lenira Guerra. Minha gratidão!

À Hosana Leite, minha ex-companheira de apartamento que hoje se tornou uma amiga mais que especial. Que nós possamos cultivar essa amizade a cada dia e só tenho a agradecer pela contribuição, pelo carinho e compreensão em todos os momentos.

À Fabíola Terto e Roberta Meira. Vocês foram amigas e irmãs. Obrigada por todo o carinho e amizade.

A todos que contribuíram e fizeram parte desse sonho, para que ele se tornasse realidade.

## RESUMO

A falta de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) tem causado problemas ao meio ambiente e ao homem. Em países em desenvolvimento, os depósitos de RSU são comumente lixões ou aterros e a presença de componentes tóxicos nesses depósitos afeta o desenvolvimento da degradação desses resíduos, pois pode inibir o crescimento microbiano. Em decorrência dessa problemática torna-se necessário o monitoramento dos locais de despejos dos resíduos tendo como principal função a eficiência do sistema e contenção de contaminantes. Células experimentais (lisímetros) podem ser utilizadas para obter parâmetros e entender o comportamento de aterros de RSU através de seu monitoramento. Esta pesquisa teve como objetivo avaliar a contaminação por agentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB, verificando a evolução do processo de biodegradação dos resíduos. O monitoramento do lisímetro envolveu medições e coleta periódica de amostras sólidas para análises laboratoriais de variáveis, tais como: composição gravimétrica, massa específica aparente, temperatura, teor de umidade, pH, alcalinidade total, cloretos, teor de matéria orgânica e carbono, macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg), micronutrientes (Cu, Zn, Mn e Fe), metais pesados (Cd, Cr, e Pb) e testes de fitotoxicidade, além de estudos estatísticos para verificar a correlação de algumas variáveis analisadas. Devido à heterogeneidade dos resíduos no lisímetro, a maioria dos resultados apresentou oscilações em seus valores. As variáveis físico-químicas monitoradas foram semelhantes aos resultados encontrados por diversos autores em pesquisas com aterros de RSU ou células experimentais. Os testes de fitotoxicidade apresentaram valores que demonstram a presença de toxicidade na massa de lixo existente no lisímetro. De maneira geral concluiu-se por meio dos testes de fitotoxicidade, que os teores de NTK, manganês, magnésio, e os metais pesados cádmio e cromo são os principais componentes tóxicos na massa de lixo do lisímetro.

**Palavras-chave:** Resíduos sólidos urbanos, lisímetros, componentes tóxicos, biodegradação.

## ABSTRACT

Urban solid waste (USW) has caused many problems to the environment and to humans. In developing countries, landfills and open area deposits are usually used for USW disposal. The presence of toxic components in these deposits affects the degradation level of the waste, since this fact can inhibit microbial growth. This issue demands that waste dumping observance occurs, were the primary system function would be the efficiency and containment of contaminants. Experimental cells (lysimeters) can be used for parameters as well as to understand the behavior of USW landfills through its monitoring. This study aimed to verify the contamination of toxic agents in a lysimeter as a condition to evaluate the progress of biodegradation of waste in the city of Campina Grande-PB, checking the progress of biodegradation of the waste. The monitoring involved lysimeter measurements and periodic collection of solid samples for laboratory testing of variables, such as gravimetric composition, apparent density, temperature, moisture content, pH, total alkalinity, chlorides, content of organic matter and carbon, macronutrients (N, P, K, Ca and Mg), micronutrients (Cu, Zn, Mn and Fe), heavy metals (Cd, Cr, and Pb) phytotoxicity tests, and statistics studies to check similar behavior to the analyzed parameters. Given the heterogeneity of waste and samples, most of the results showed variations in their values. The physical-chemical parameters analyzed showed similar values to those found by several authors in search of USW landfills or experimental cells. The phytotoxicity tests showed values that confirm levels of toxicity still present in the mass of waste in the lysimeter. In a general matter, it was concluded with the phytotoxicity tests, that the levels of NKT, manganese, magnesium, and heavy metals such as cadmium and chromium are the main components in the mass of toxic waste from the lysimeter.

**Keywords:** Urban solid waste, lysimeters, toxic compounds, biodegradation.

## LISTA DE FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| Figura 1. Classificação dos resíduos sólidos segundo a ABNT (2004) – NBR 10.004 .   | 18 |
| Figura 2. Relação entre o ambiente externo, interno e a massa de lixo. Adaptada de CASTILHOS JR. (2003) .....                                     | 20 |
| Figura 3. Esquema resumido das etapas metabólicas desenvolvidas durante o processo de digestão anaeróbia em RSU (Adaptado de MONTEIRO, 2003)..... | 23 |
| Figura 4. Classificação dos microrganismos em função do pH .....  | 27 |
| Figura 5. Fases de degradação dos resíduos dispostos em aterros (Coelho, 2005).....   | 29 |
| Figura 6. Preparação da umidade ótima e compactação do solo de base e cobertura ....  | 41 |
| Figura 7. Sistema de drenagem de lixiviado .....  | 41 |
| Figura 8. Desenho esquemático do lisímetro (Leite, 2008).....   | 42 |
| Figura 9. Instalação do piezômetro no lisímetro .....   | 43 |
| Figura 10. Termopar, conectores e termômetro .....  | 43 |
| Figura 11. Placas para medição de recalque.....   | 44 |
| Figura 12. Sistema de drenagem de gás .....   | 45 |
| Figura 13. Abertura no lisímetro para obtenção das amostras .....   | 45 |
| Figura 14. Amostrador utilizado para retirar a amostra do lisímetro .....   | 46 |
| Figura 15. Mapa dos bairros de Campina Grande (Fonte: wikipédia, 2007) .....  | 47 |
| Figura 16. Descarregamento, homogeneização do material e divisão das pilhas.....  | 48 |
| Figura 17. Amostra sendo retirada da pilha para a composição gravimétrica.....  | 49 |
| Figura 18. Triagem, identificação e pesagem do material.....  | 49 |
| Figura 19. Etapas do preenchimento do lisímetro .....   | 50 |
| Figura 20. Pesagem e compactação dos resíduos.....  | 50 |
| Figura 21. Picotagem da amostra .....   | 51 |
| Figura 22. Processamento de moagem da amostra.....  | 53 |
| Figura 23. Processo de digestão da amostra.....   | 53 |
| Figura 24: Teste de fitotoxicidade nos resíduos .....   | 54 |
| Figura 25. Composição gravimétrica dos RSU de Campina Grande .....  | 56 |
| Figura 26. Curvas de precipitação e evaporação na cidade de Campina Grande – PB..   | 61 |
| Figura 27. Variação da temperatura no interior do lisímetro .....   | 63 |
| Figura 28. Variação da temperatura ambiente durante o período de monitoramento do lisímetro .....   | 63 |
| Figura 29. Variação do teor de umidade durante o monitoramento do lisímetro .....   | 66 |

|  |    |
|--|----|
| Figura 30. Variação do pH durante o monitoramento do lisímetro.....  | 68 |
| Figura 31. Variação da alcalinidade durante o monitoramento do lisímetro.....  | 71 |
| Figura 32. Concentração de cloretos durante o monitoramento do lisímetro.....  | 73 |
| Figura 33. Teor de matéria orgânica durante o monitoramento no lisímetro.....  | 75 |
| Figura 34. Teor de carbono durante o período de monitoramento no lisímetro.....  | 76 |
| Figura 35. Teor de NTK (base seca) durante o monitoramento no lisímetro.....   | 77 |
| Figura 36. Relação C:N durante o monitoramento no lisímetro.....   | 78 |
| Figura 37. Teor de fósforo (base seca) durante o monitoramento no lisímetro.....                                       | 80 |
| Figura 38. Teor de potássio durante o período de monitoramento no lisímetro.....                                       | 81 |
| Figura 39. Teor de cálcio (a) e magnésio (b) ao longo do tempo de monitoramento do lisímetro.....                      | 82 |
| Figura 40. Teor de cobre (a), ferro (b), manganês (c) e zinco (d) durante o período de monitoramento do lisímetro..... | 84 |
| Figura 41. Teor de cádmio (a), cromo (b) e chumbo (c) durante o monitoramento do lisímetro.....                        | 87 |
| Figura 42. GRS para as sementes de tomate em diferentes diluições.....   | 90 |
| Figura 43. CRR para as raízes de tomate em diferentes diluições.....   | 90 |
| Figura 44. GRS para as sementes de repolho em diferentes diluições.....  | 91 |
| Figura 45. CRR para as raízes de repolho em diferentes diluições.....  | 91 |
| Figura 46. Histograma dos dados obtidos com a semente de tomate.....   | 96 |
| Figura 47. Análise dos componentes principais com dados da amostra superior.....                                       | 98 |
| Figura 48. Análise dos componentes principais com dados da amostra inferior.....                                       | 99 |

## LISTA DE TABELAS

|   |    |
|---|----|
| Tabela 1. Caracterização física dos RSU de Campina Grande (Leite <i>et al.</i> 2006)..... | 57 |
| Tabela 2. Limite de Tolerância Biológica e níveis críticos de metais pesados .....        | 85 |
| Tabela 3. Valores de metais encontrados em RSU.....                                       | 86 |
| Tabela 4. Limite de tolerância de metais pesados para composto orgânico.....              | 88 |
| Tabela 5. Valores de metais encontrados em RSU.....                                       | 88 |
| Tabela 6. Teste estatístico feito com a variável umidade .....                            | 95 |
| Tabela 7: Resumo da análise de variância ANOVA para GRS.....                              | 96 |
| Tabela 8. Matriz de correlação dos parâmetros analisados para a amostra superior.....     | 97 |
| Tabela 9. Matriz de correlação dos parâmetros analisados para a amostra inferior.....     | 97 |

## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| 1. INTRODUÇÃO.....  | 15 |
| 2. REVISÃO DA LITERATURA.....                                     | 17 |
| 2.1 Resíduos sólidos .....  | 17 |
| 2.1.1 Classificação dos resíduos sólidos.....                     | 17 |
| 2.2 Os resíduos sólidos urbanos (RSU).....                        | 19 |
| 2.3 Disposição final de RSU .....                                 | 20 |
| 2.3.1 Geração de lixiviados .....                                 | 21 |
| 2.3.2 Geração de gases .....                                      | 21 |
| 2.4 Biodegradação de RSU em aterros.....                          | 22 |
| 2.4.1 Processo de digestão anaeróbia .....                        | 22 |
| 2.5 Evolução dos processos biodegradativos .....                  | 24 |
| 2.5.1 Propriedades físicas .....                                  | 24 |
| 2.5.2 Propriedades físico-químicas.....                           | 26 |
| 2.5.2 Propriedades químicas.....                                  | 30 |
| 2.5.4 Propriedades microbiológicas .....                          | 31 |
| 2.6 Componentes tóxicos em RSU .....                              | 32 |
| 2.6.1 Concentração do teor de metais em RSU .....                 | 33 |
| 2.7 Fitotoxicidade .....  | 36 |
| 2.8 Experiências com aterros simulados.....                       | 38 |
| 3. MATERIAIS E MÉTODOS .....                                      | 40 |
| 3.1 Projeto, construção e instrumentação do lisímetro.....        | 40 |
| 3.1.1 Instrumentação do lisímetro .....                           | 42 |
| 3.1.2 Aberturas laterais para obtenção das amostras.....          | 45 |
| 3.2 Caracterização dos resíduos e preenchimento do lisímetro..... | 46 |
| 3.2.1 Preparação da amostra .....                                 | 46 |
| 3.2.2 Caracterização da amostra.....                              | 47 |
| 3.2.3 Composição gravimétrica.....                                | 48 |
| 3.2.4 Preenchimento do lisímetro .....                            | 49 |
| 3.3 Coleta das amostras de sólidos (lixo) .....                   | 51 |
| 3.4 Análises das variáveis.....                                   | 52 |
| 3.5 Testes de fitotoxicidade .....                                | 53 |
| 3.6 Análise estatística .....                                     | 55 |

|   |     |
|---|-----|
| 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....   | 56  |
| 4.1 Caracterização inicial dos RSU .....  | 56  |
| 4.1.1 Composição gravimétrica .....   | 56  |
| 4.1.2 Massa específica aparente (solta e compactada) e teor de umidade inicial dos resíduos ..... | 59  |
| 4.2 Condições climáticas .....  | 60  |
| 4.3 Variáveis físicas .....   | 62  |
| 4.3.1 Temperatura .....   | 62  |
| 4.3.2 Umidade .....   | 66  |
| 4.4 Variáveis físico-químicas .....   | 68  |
| 4.4.1 Potencial hidrogeniônico (pH) .....   | 68  |
| 4.4.2 Alcalinidade .....  | 70  |
| 4.4.3 Cloretos .....  | 73  |
| 4.5 Variáveis químicas .....  | 74  |
| 4.5.1 Carbono e macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) .....  | 75  |
| 4.5.2 Micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn) .....   | 84  |
| 4.5.3 Metais pesados (Cd, Cr e Pb) .....  | 87  |
| 4.6 Fitotoxicidade e metais .....   | 89  |
| 4.7 Geração de lixiviado .....  | 94  |
| 4.8 Geração de gases .....  | 95  |
| 4.9 Resultados estatísticos .....   | 95  |
| 4.9.1 Estatística descritiva .....  | 95  |
| 4.9.2 Análise dos componentes principais (ACP) .....  | 97  |
| 4.10 Toxicidade <i>versus</i> biodegradação .....   | 100 |
| 5. CONCLUSÕES .....   | 101 |
| 5.1 Principais conclusões .....   | 101 |
| 5.2 Sugestões para pesquisas futuras .....  | 104 |
| REFERÊNCIAS .....   | 105 |

## 1. INTRODUÇÃO

A questão do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) ganhou nos últimos anos uma importância vital devido ao aumento das quantidades de resíduos geradas no nosso país e, de modo geral, seu ineficiente encaminhamento final. Os problemas associados com a gestão de resíduos sólidos na sociedade atual são complexos, dada a sua diversidade e crescimento ao longo do tempo.

São várias as formas de tratamento e disposição de RSU que são comumente escolhidas, dentre outras, em função de custo, da área disponível e da necessidade do município. Os aterros sanitários têm sido bastante utilizados como forma de disposição final, principalmente nos países subdesenvolvidos, pois são de baixo custo comparado com outras técnicas e possuem praticidade para execução e monitoramento.

A composição dos resíduos influencia na degradação biológica e impõe características em aterros que experimentam uma série de processos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos (MONTEIRO, 2003). Essa influência na degradação biológica resulta, além da produção de lixiviado, na produção de gases, em consequência da transformação dos resíduos orgânicos em compostos, com menor peso molecular como dióxido de carbono, metano, oxigênio, entre outros (MELO, 2003).

A composição dos RSU pode conter elevadas concentrações de contaminantes que estão presentes em pilhas, baterias, jornais, tintas, tecidos, têxteis, enlatados, inclusive em alimentos, os quais para serem produzidos necessitam de substâncias à base de metais pesados e outros componentes tóxicos (MELO, 2003). Alguns metais são tóxicos mesmo em concentrações baixas e afetam o desenvolvimento bacteriano que irá decompor os resíduos, pois podem inibir o crescimento microbiano assim como são potencialmente perigosos para o meio ambiente e a saúde pública.

Muitos problemas são oriundos da presença de metais pesados, gases e outros componentes contidos em resíduos depositados, pois podem conter elementos tóxicos que são expressos como os principais agentes que afetam a decomposição microbiana dos resíduos. No intuito de conhecer melhor o funcionamento de aterros de RSU, células experimentais representam uma técnica bastante interessante, pois permitem obter parâmetros para projetos, dimensionamento, construção e monitoramento de aterros. Além disso, normas técnicas que atualmente são muitas vezes inadequadas podem ser reformuladas ou aprimoradas a partir dos estudos desenvolvidos em células experimentais como os denominados lisímetros (MONTEIRO *et al.*, 2006).

Em decorrência dos problemas ocasionados pelos resíduos sólidos gerando conseqüências ao meio ambiente e ao homem, pretende-se realizar avaliações dos componentes tóxicos nos RSU da cidade de Campina Grande-PB, sendo abordados nessa dissertação algumas variáveis que são necessárias para que sejam estabelecidas correlações entre a toxicidade e a biodegradação dos resíduos.

A proposta para a avaliação dos resíduos através do lisímetro, pode sugerir os possíveis ajustes que poderão ser aplicados em escala real, pois por intermédio dele foram monitoradas variáveis físicas, químicas, físico-químicas e microbiológicas para entender o comportamento desses resíduos ao longo do tempo.

A presente dissertação tem como objetivo geral avaliar a contaminação por agentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB, verificando a evolução do processo de biodegradação dos resíduos.

Dentro desse contexto os objetivos específicos são:

- Avaliar a quantidade de metais e outros componentes tóxicos, presentes nos resíduos demonstrando a interferência desses componentes nos fatores de biodegradação dos resíduos.
- Verificar a toxicidade nos resíduos por meio de testes de fitotoxicidade.
- Avaliar o comportamento dos resíduos depositados e a degradação desses resíduos em função do tempo.
- Usar a estatística descritiva e inferencial para geração gráficos e tabelas que demonstrem a influência de alguns componentes tóxicos nos testes de fitotoxicidade.

## 2. REVISÃO DA LITERATURA

Com a intensificação do processo industrial, aliada ao crescimento da população e à conseqüente demanda por bens de consumo, o homem tem produzido grandes quantidades de resíduos (CELERE *et al.* 2007). Os resíduos produzidos pelo homem são constituídos de uma mistura de rejeitos, originados pelas atividades industriais, domésticas, hospitalares, comerciais, agrícolas, entre outros, tendo assim, uma composição diversificada e complexa (LINS, 2005).

Dentro da temática de meio ambiente, os resíduos sólidos estão em destaque devido a sua relação com a saúde pública e a qualidade de vida, principalmente relacionado a uma disposição final adequada, principalmente nos grandes centros urbanos (ALCÂNTARA, 2007).

### 2.1 Resíduos sólidos

Segundo a ABNT (2004) – NBR 10.004, resíduos sólidos são aqueles resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face a melhor tecnologia disponível. Esta definição torna evidente a diversidade e complexidade dos resíduos sólidos.

#### 2.1.1 Classificação dos resíduos sólidos

Há vários tipos de classificações dos resíduos sólidos que se baseiam em determinadas características ou propriedades identificadas. A classificação de acordo com a ABNT (2004) – NBR 10.004 trata quanto a sua periculosidade (Figura 1), ou seja, característica apresentada pelo resíduo em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, que podem representar potencial de risco à saúde pública e ao meio ambiente.

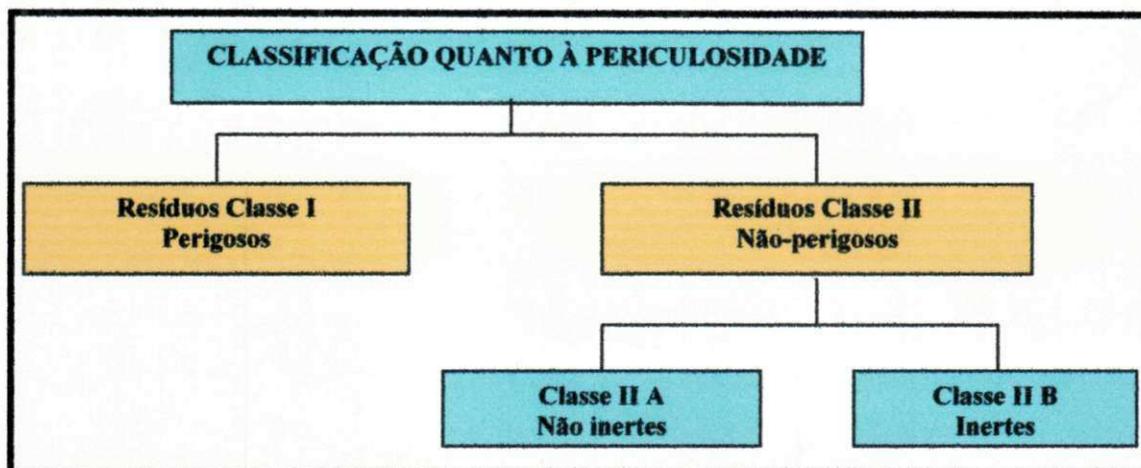


Figura 1. Classificação dos resíduos sólidos segundo a ABNT (2004) – NBR 10.004

De acordo com o IPT/CEMPRE (2000) os resíduos podem ser classificados quanto às características físicas (secos ou molhados), quanto à composição química (orgânicos e inorgânicos) e quanto à origem, que é resultado do processo de diversas atividades de classes distintas, tais como:

- **Domiciliares:** resíduos gerados nas residências e constituídos por restos de alimentos, material potencialmente reciclável, como metal, plástico, vidro, papéis em geral, além de lixo sanitário e tóxico.
- **Comerciais:** resíduos provenientes das atividades comerciais e de serviços, tais como supermercados, lojas, bares e restaurantes;
- **Públicas:** resíduos originados dos serviços de limpeza pública urbana;
- **Serviços de Saúde e Hospitalar:** constituem-se em resíduos como agulhas, seringas, gazes, órgãos e tecidos removidos, luvas, remédios com validade vencida e materiais de raio-X;
- **Portos e Terminais Rodoviários e Ferroviários:** constituídos basicamente por materiais de higiene pessoal e restos de alimentos provenientes de outras cidades, estados e países;
- **Industriais:** estes resíduos variam conforme a atividade da indústria, incluindo nesta categoria a grande maioria do lixo considerado tóxico;
- **Agrícolas:** resíduos derivados do resultado das atividades pecuaristas e agrícola;
- **Entulhos:** resíduos da construção civil, como materiais de demolição e restos de obras.

As características dos resíduos sólidos vêm sofrendo modificações devido ao desenvolvimento e progresso da sociedade e das tecnologias disponíveis.

## 2.2 Os resíduos sólidos urbanos (RSU)

Resíduos sólidos urbanos (RSU) é o nome que recebe uma classe de resíduos que são produzidos pelos utilizadores dos bens de consumo. Apesar do nome "urbano", esses resíduos não são hoje em dia praticamente um exclusivo das populações "urbanas", haja vista os padrões de consumo das populações rurais tenderem a urbanizar-se. No passado, o lixo doméstico (um nome menos técnico para resíduos sólidos urbanos) praticamente não constituía problema. A quase totalidade dos objetos utilizados recorria a materiais de origem animal ou vegetal, que, uma vez regressados à terra, se decompunham naturalmente nos seus constituintes elementares, integrando o novo ciclo de vida. Pode-se afirmar que a origem e as características dos RSU estão condicionadas a uma série de fatores, desde as condições climáticas da região, que influenciam diretamente a qualidade e a quantidade dos resíduos sólidos, até à densidade populacional e suas condições sociais e econômicas (LEITE, 1998).

A industrialização e o crescimento econômico e demográfico das cidades têm aumentado a produção de RSU, agravando o desafio de dispor de maneira segura e adequada a crescente produção desses resíduos (CARVALHO, 1999).

No Brasil, segundo a ABRELPE (2006), a realidade das cidades brasileiras é de que 11,7% possuem aterros sanitários e mais de 88% depositam seus resíduos a céu aberto, sem nenhum tipo de controle, cujos locais são denominados lixões.

Campina Grande é um município que está localizado na Mesorregião Agreste do Estado da Paraíba, possui uma área de aproximadamente 621km<sup>2</sup> e uma população de aproximadamente 380 mil habitantes (IBGE, 2007).

Em Campina Grande, são produzidas em média 240 toneladas de resíduos por dia, com taxa de produção *per capita* de aproximadamente 540g/hab.dia (LEITE *et al.* 2007). Os serviços de coleta dos resíduos domiciliares, hospitalares, industriais, limpeza dos prédios da administração municipal, segurança dos prédios, obras civis, transporte escolar, manutenção de estradas ou vias urbanas e contabilidade, são terceirizados pela Prefeitura do Município.

Segundo Leite (2008) o município possui um único local de disposição de resíduos regulamentado, porém trata-se de um depósito a céu aberto com elevado

potencial contaminante para os recursos naturais. Contando com a presença de aproximadamente 450 catadores, o local é conhecido como Lixão do Serrotão localizado na alça Sudoeste da cidade.

### 2.3 Disposição final de RSU

Entre as diversas técnicas utilizadas para a disposição e tratamento de RSU, o aterro sanitário tem sido mais utilizado. De acordo com a ABNT (1992) – NBR 8.419, aterro sanitário consiste na técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza os princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou à intervalos menores se for necessário.

Com o aprimoramento contínuo da prática de aterrar os RSU, fez surgir o que hoje denomina-se aterro sanitário. Avaliar 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 (MONTEIRO, 2003).

O aterro de RSU é um sistema dinâmico, pois os resíduos são diferentes uns dos outros devido a sua composição e durante o processo de degradação são estabelecidas relações físicas, químicas físico-químicas e biológicas, que acontecem ao longo do tempo. Além da composição dos resíduos interferir na biodegradação, existem também os fatores ambientais que estabelecem relações entre o ambiente externo, interno e a massa de lixo, conforme a Figura 2 (MONTEIRO, 2003).

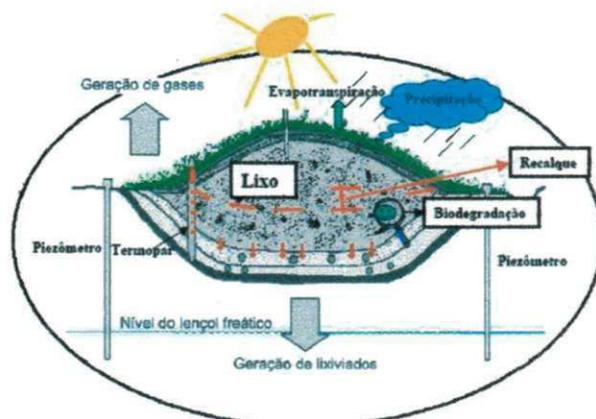


Figura 2. Relação entre o ambiente externo, interno e a massa de lixo. Adaptada de CASTILHOS JR. (2003)

Dentro dos vários aspectos relacionados ao projeto de aterro sanitário, existem alguns que auxiliam na redução dos impactos causados pelos fatores ambientais externos, como, por exemplo, as camadas de cobertura constituídas de solo de baixa permeabilidade para minimizar a infiltração de águas pluviais, seguida por uma camada coberta de revestimento vegetativo, o qual serve para minimizar a erosão da cobertura final e promover a evapotranspiração (BARLAZ, 1996 *apud* LINS, 2005).

### 2.3.1 Geração de lixiviados

De acordo com Cintra *et al.* (2002), lixiviado pode ser definido como a fase líquida da massa de lixo aterrada, que percola através desta massa removendo materiais dissolvidos ou suspensos e as principais fontes de lixiviado correspondem a água pluviométrica que entra pela face superior do aterro, a umidade presente nos resíduos e a umidade de lodo devido às bactérias existentes que dissolvem a matéria orgânica gerando líquidos.

Segundo Pessin *et al.* (2003) *apud* Gomes (2005), os lixiviados podem conter substâncias extraídas dos resíduos, assim como substâncias produzidas por reações químicas pela ação biológica no interior da massa de lixo. A composição dos lixiviados em aterros varia à medida que o processo de degradação biológica evolui.

### 2.3.2 Geração de gases

O mecanismo de formação de gases em aterros de resíduos urbanos é muito complexo devido à diversidade de materiais e compostos presentes e por suas possíveis interações ao longo do tempo. Durante o período de decomposição dos resíduos, os processos microbiológicos são predominantes na formação dos gases. No entanto, existem outros mecanismos envolvidos que atuam ora isoladamente, ora associados com a microbiologia, na transformação das substâncias em gases. Estes mecanismos são os de volatilização e reações químicas. Devido à grande diversidade de materiais no lixo, algumas reações químicas resultam na liberação de substâncias gasosas. O acréscimo da temperatura resultante do processo biológico também favorece o aumento da velocidade das reações químicas, e conseqüentemente, a liberação de gases (MACIEL, 2003).

De acordo com Brito Filho (2005), o gás de aterro é composto de vários gases que estão presentes em grandes quantidades (gases principais) e de vários gases que

estão presentes em pequenas quantidades (oligogases). Os gases principais são procedentes da decomposição da fração orgânica dos RSU. Alguns dos oligogases são encontrados em pequenas quantidades, podem ser tóxicos e apresentarem riscos à saúde pública. Os gases que são encontrados nos aterros incluem o amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ), hidrogênio ( $\text{H}_2$ ), sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ), nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) e oxigênio ( $\text{O}_2$ ). O metano e o dióxido de carbono são os principais gases procedentes da decomposição anaeróbia dos componentes biodegradáveis dos resíduos orgânicos nos RSU.

## 2.4 Biodegradação de RSU em aterros

Os resíduos sólidos constituem um ecossistema único para desenvolvimento de diversas comunidades microbianas. Dentre os diversos grupos de microrganismos presentes no lixo, aqueles que auxiliam a degradação dos resíduos são as bactérias e em menor escala, os fungos e protozoários. As bactérias são os principais microrganismos responsáveis pela degradação do lixo e podem ser aeróbias, anaeróbias ou facultativas a depender da fase de decomposição dos resíduos e das condições de oxigenação do ambiente (MACIEL, 2003).

A quantidade de resíduos decompostos dependerá do seu conteúdo orgânico biodegradável, da temperatura ambiente, da disponibilidade de oxigênio, da umidade, dos microrganismos e das condições climáticas do meio interno e externo (KELLER *et al.* 2002 *apud* MONTEIRO, 2003).

Segundo Lima (1988) a água tem grande importância no processo de decomposição dos resíduos, pois os microrganismos que participam do processo dependem de um meio aquoso para atingir seu pleno crescimento. A água possibilita a solubilização dos substratos e dos nutrientes requeridos pelos microrganismos bem como sua rápida propagação no meio sólido. A água também possibilita o transporte de enzimas e de outros compostos metabolizados.

### 2.4.1 Processo de digestão anaeróbia

A conversão de toda a matéria orgânica em ambientes anaeróbios se dá através de um processo bioquímico complexo, no qual atuam microrganismos com grupos específicos para as várias reações. Para o processo de digestão anaeróbia de proteínas,

celuloses, amidos e lipídios, segundo Van Haandell & Lettinga (1994) existem basicamente quatro grupos de bactérias que atuam em partes diferentes nesse processo: as fermentativas que transformam os compostos orgânicos complexos em compostos mais simples; as acidogênicas que absorvem os compostos dissolvidos do primeiro grupo e os excretam como substância orgânica simples como ácido graxos; as acetogênicas que convertem os produtos acidogênicos em compostos que formam substratos para a formação de metano; e as metanogênicas, que em geral, limita a velocidade do processo de digestão.

Segundo Novaes (1986), esses quatro grupo de bactérias envolvem as quatro (04) fases do processo de digestão anaeróbia (Figura 3), demonstrando o esquema das etapas metabólicas de cada grupo:

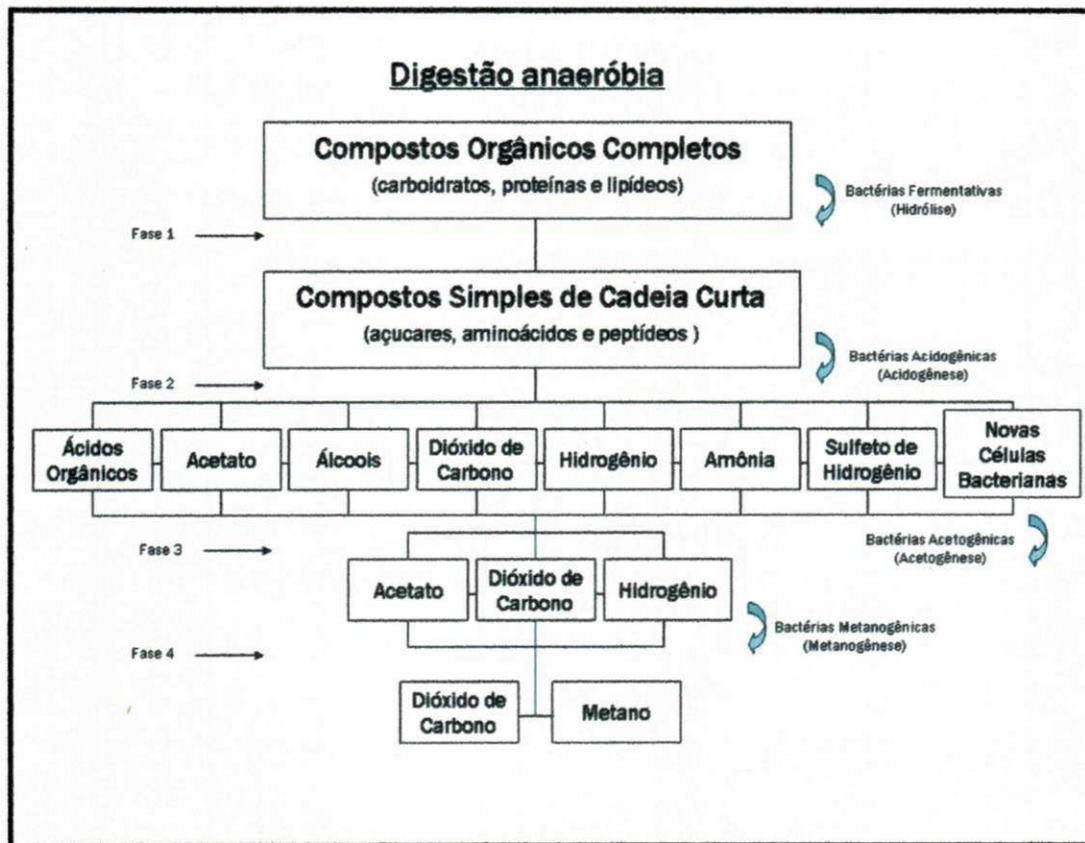


Figura 3. Esquema resumido das etapas metabólicas desenvolvidas durante o processo de digestão anaeróbia em RSU (Adaptado de MONTEIRO, 2003).

Embora a biodegradação do RSU ocorra em diversas fases ou etapas separadas, deve-se levar em conta que essa biodegradação dos resíduos dá-se em consórcio dos diversos grupos bacterianos e que as fases do processo se realizam muitas vezes simultaneamente (MELO, 2003).

## 2.5 Evolução dos processos biodegradativos

Para seguir reproduzindo e funcionando corretamente, um organismo precisa de uma fonte de energia como carbono, para a síntese dos componentes celulares responsáveis para sua adaptação e crescimento, além de elementos inorgânicos, tais como: nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio. As condições ambientais de temperatura, umidade, pH e as fontes de nutrientes são os principais fatores que afetam a sobrevivência e o crescimento dos microrganismos no interior da massa de lixo (MONTEIRO, 2003).

Entre esses diversos fatores, a seguir serão abordadas algumas propriedades físicas, físico-químicas, químicas e microbiológicas que podem interferir na evolução da biodegradação.

### 2.5.1 Propriedades físicas

Segundo Alcântara (2007), a caracterização e o monitoramento de RSU envolvem parâmetros físicos que podem ser mais ou menos relevantes em função dos objetivos desejados, entretanto, de modo geral, dentre os mais importantes serão destacados a composição gravimétrica, massa específica, teor de umidade e temperatura.

- **Composição gravimétrica**

A composição gravimétrica permite identificar o resíduo gerado sendo a etapa inicial de qualquer definição posterior de gerenciamento e constitui uma informação importante na compreensão do comportamento dos resíduos, aterrados ou não, e expressa, em percentual, a presença de cada componente, em relação ao peso total da amostra dos resíduos (MELO & JUCÁ, 2000).

Além da composição gravimétrica, também é utilizada a caracterização volumétrica dos resíduos sólidos que é ferramenta importante para o dimensionamento do potencial de geração de biogás, pois além de classificar individualmente cada constituinte dos resíduos em volume, informa a quantidade e fração biodegradável existente dentro da massa de lixo.

Segundo Mariano *et al.* (2007) para a determinação da composição volumétrica os resíduos são pesados em recipientes com massa e volume conhecidos. Determinado o

volume que cada resíduo ocupa no recipiente obtêm-se a composição volumétrica do resíduo solto. Após esta determinação, o resíduo é compactado e determinado o novo volume que este resíduo ocupa no recipiente, obtendo-se a composição volumétrica do resíduo compactado.

Ainda segundo Mariano *et al.* (2007) as análises de composição volumétrica servem como indicador de quanto cada tipo de resíduo ocupa em volume das células de aterramento e mostra que a falta de programas de reaproveitamento e reciclagem fazem com que os aterros diminuam a sua vida útil além de diminuir a quantidade de matéria orgânica a ser disposta e conseqüentemente a geração de biogás para a mesma área.

A composição dos resíduos de um local varia em função de diferentes fatores, como o número de habitantes do município, o nível educacional da população, o poder aquisitivo e o nível de renda familiar, os hábitos e os costumes da população, as condições climáticas e sazonais e a industrialização de alimentos (VIEIRA, 2000).

#### ▪ **Massa específica**

Segundo Junqueira (2000) a massa específica é definida como a massa do material por unidade de volume. Quando se refere a massa específica dos resíduos sólidos, vale salientar as condições em que a massa está associada, considerando a grande variação existente entre seus vários estados. Para o autor valores em torno de  $0,3t/m^3$  são considerados lixo solto, em torno de  $0,5t/m^3$  lixo no caminhão compactador e mais de  $1t/m^3$  lixo muito compactado. Os valores dependem de uma série de fatores tais como equipamentos utilizados, teor de umidade, composição do lixo etc.

Segundo Alcântara (2007), o conhecimento dos valores de massa específica é importante não só para os aspectos gerenciais de coleta, disposição e comportamento mecânico do resíduo sólido no aterro, mas também, pelo fato de poder influenciar no processo de degradação da matéria orgânica. Quando os resíduos não são compactados, facilitam a entrada de ar e o estabelecimento de condições aeróbias. Em resíduos altamente compactados, entretanto, pode haver grande redução do teor de umidade inibindo a atividade microbiana.

#### ▪ **Temperatura**

Nos processos biodegradativos, a temperatura é um fator que implica balanços energéticos, e em geral, dentro de determinados limites, menor temperatura significa

menor atividade e menor taxa de conversão do material orgânico presente nos RSU através da ação bioquímica de microrganismos (ALCÂNTARA, 2007).

Os microrganismos que, em geral, atuam na degradação do material orgânico em aterros de RSU, podem ser classificados em quatro categorias: psicrófilos (0°C a 20°C, ótimo de  $\approx$  15°C), mesófilos (12°C a 45°C, 37°C), termófilos (42°C a 68°C, 62°C), e hipertermófilos (80°C a 113°C, 105°C) (KYAW, 2007).

Estudos da cinética de fermentação de RSU indicam que a faixa ótima de operação de aterros estaria entre 36°C a 38°C (ALCÂNTARA, 2007). Entretanto, em alguns estudos de aterros registram-se temperaturas bem mais elevadas. Kim (2003) *apud* Leite (2008) identificou valores entre 35°C e 60°C em amostras coletadas de 6m a 25m de profundidade. No aterro da Muribeca (PE), observam-se temperaturas numa faixa de 30°C até 65°C, sendo em profundidades de 10m a 15m e com resíduos depositados mais recentemente (JUCÁ *et al.* 2002).

#### ▪ Teor de umidade

O teor de umidade pode variar de acordo com vários fatores como a composição do lixo, as condições climáticas, as práticas de coleta, entre outros. Os componentes orgânicos do lixo geralmente concentram a maior parcela de umidade. Alguns autores sugerem que o teor de umidade e o teor de matéria orgânica presentes no lixo fornecem os pré-requisitos necessários à fase inicial do crescimento bacteriano.

Lima (1988) acentua a importância do teor de umidade nos processos de degradação do lixo, uma vez que a presença da água no lixo propicia o *habitat* inicial dos microrganismos, pela presença de nutrientes dissolvidos, além de possibilitar a propagação desses nutrientes por toda a massa de lixo.

Segundo Catapreta *et al.* (2005) a umidade representa a quantidade relativa de água contida na massa de RSU e pode variar de acordo com a composição dos resíduos e com a estação do ano.

### 2.5.2 Propriedades físico-químicas

Dentre as variáveis físico-químicas necessárias ao entendimento da bioestabilização da matéria orgânica presente nos RSU, serão destacados neste trabalho, o potencial hidrogeniônico (pH), a alcalinidade, sais de cloretos e a relação carbono:nitrogênio (relação C:N).

### ▪ Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH é um parâmetro que expressa a intensidade da condição ácida ou básica de um determinado meio. É definido como cologarítmo decimal da concentração efetiva ou atividade dos íons hidrogênio. A determinação do pH é uma das mais comuns e importantes no contexto da química da água e líquidos percolados. De acordo com alguns autores, o pH em ambientes naturais, varia de 0,5 até 10,5.

Geralmente o pH ótimo para o crescimento bacteriano está compreendido entre 6,5 e 7,5 (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993) e é praticamente nesse mesmo intervalo de pH (6,6 a 7,6) que os processos de digestão anaeróbia se desenvolvem melhor. Valores abaixo de 6,2 inibem fortemente a atividade metanogênica e na faixa de 4,5 a 5,0 afetam também as bactérias fermentativas (ALCÂNTARA, 2007).

Em função do pH, os microrganismos são classificados em acidófilos, neutrófilos ou basófilos (Figura 4). As espécies se adaptam a diferentes valores e 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.

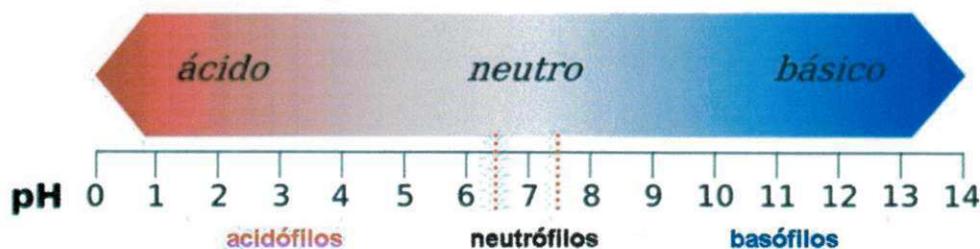


Figura 4. Classificação dos microrganismos em função do pH

### ▪ Alcalinidade

A alcalinidade de um líquido é a sua capacidade de neutralização de ácidos e equivale à soma de todas as bases tituladas. A alcalinidade é a medida de uma propriedade do líquido associada à sua capacidade de tamponação e só pode ser interpretada em função de substâncias específicas, quando a composição química da amostra analisada é conhecida. O valor determinado pode variar significativamente, dependendo do valor do pH final usado como referência (LEITE, 2008).

Analogicamente, a acidez de um sistema é a capacidade que ele tem de neutralizar bases. Acidez elevada não significa pH baixo, mas elevada resistência ao aumento de pH quando uma base é introduzida no sistema. A ocorrência simultânea de

substâncias ácidas e alcalinas confere ao sistema um efeito tampão/base, que é a capacidade de manter seu pH, mesmo quando ácidos ou bases são adicionados. A queda do pH é preocupante na biodigestão, e, portanto, só se focaliza a importância do tampão alcalino (HIRATA, 1997 *apud* ISOLDI *et al.* 2001).

#### ▪ Sais de cloretos

O íon de cloreto é um dos principais íons inorgânicos presentes em águas em geral e principalmente nas águas residuárias e em resíduos sólidos e lixiviado.

A grande importância do monitoramento dos níveis de cloretos produzidos em um 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. As concentrações de cloretos, mesmo elevadas, não são alteradas em função de processos biológicos e essa variável não possui efeito tóxico, também é destacado que não há efeitos adversos à saúde humana (JUNQUEIRA, 2000).

#### ▪ Relação carbono:nitrogênio (C:N)

Dentre todos os elementos químicos, o carbono se destaca pela sua complexidade e abrangência. Pode ser dividido em duas partes: carbono inorgânico e carbono orgânico. A principal forma inorgânica do carbono é o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ).

A matéria orgânica, em geral, é composta por carbono orgânico em 58% de sua massa total, assim, a quantidade de matéria orgânica pode ser estimada pelo conteúdo de carbono orgânico (SCHOLLENBERGER, 1945; NELSON & SOMMERS, 1996 *apud* BRUNETTO *et al.* 2006).

Segundo Garcez *et al.* (2008) um organismo precisa de uma fonte de energia como carbono, para a síntese dos componentes celulares responsáveis para sua adaptação e crescimento, além de elementos inorgânicos, exemplificado pelo nitrogênio, que pode afetar o processo de degradação.

Para Russo (2005) o carbono e o nitrogênio são elementos importantes no processo metabólico dos microrganismos, pois são constituintes fundamentais das células microbianas, em que o carbono representa em média 50% e o nitrogênio de 2% a 8%. A relação C:N depende do microrganismo e do meio de crescimento, onde 2/3 do carbono se transforma em  $\text{CO}_2$  e 1/3 se combina com o nitrogênio nas reações celulares.

De acordo com Monteiro (2003), se o quociente C:N for demasiadamente elevado, os microrganismos não terão esses elementos em proporção adequada 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  $\text{NH}_3$  gasosa.

Segundo Kiehl (1985) para o processo de compostagem – decomposição aeróbia de matéria orgânica – os microrganismos absorvem os elementos C e N em uma proporção de trinta partes de carbono para cada parte de nitrogênio, sendo os limites 26:1 e 35:1. Entretanto, a relação C:N é utilizada como bom indicador da estabilidade biológica da matéria orgânica.

#### ▪ Propriedades físico-químicas e a biodegradação

Por intermédio da Figura 5 podem ser observadas as 4 fases do processo de digestão anaeróbia, mostrando a evolução típica de variáveis físico-químicas para resíduos sólidos depositados e lixiviados, como também a evolução da produção e composição dos gases ao longo das fases de degradação dos resíduos.

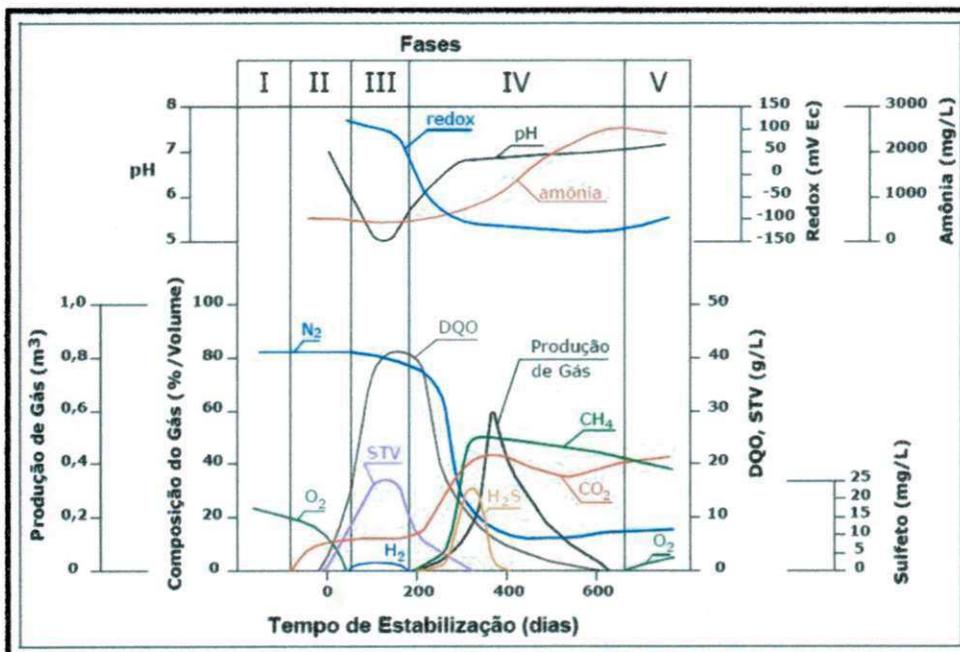


Figura 5. Fases de degradação dos resíduos dispostos em aterros (Coelho, 2005)

A fase I é uma fase de ajuste inicial, no qual os componentes biodegradáveis dos resíduos sólidos urbanos em decomposição microbiana são colocados no aterro sanitário. A fase II (hidrólise) é identificada como fase de transição (de ambiente

aeróbio para anaeróbio. A fase III (acidogênica) é onde a atividade microbiana iniciada na fase II é acelerada com a produção de significativas quantidades de ácidos orgânicos e menores quantidades de gás hidrogênio. A fase IV (acetogênica) é onde acontece a conversão do ácido acético e hidrogênio, para metano e dióxido de carbono. E a fase V (metanogênica) é a fase que ocorre depois que a matéria orgânica facilmente degradável tenha sido convertida em metano e dióxido.

Segundo Pohland & Harper (1985) *apud* Catapreta (2008), o pH pode variar com o tempo de degradação dos resíduos em que, na fase inicial do processo de degradação, o pH é normalmente mais baixo devido à produção de ácidos pelas bactérias hidrolíticas e fermentativas, mas com o avanço do processo de degradação biológica da matéria orgânica, os valores de pH vão se elevando em função do consumo dos ácidos pelas bactérias metanogênicas e pela maior produção de gases.

De acordo com Pinto (2000) e Cintra (2003), as Fases I e II ocorrem nos 120 primeiros dias e acontece o ajustamento da fase aeróbia, onde o pH inicia seu decréscimo com o consumo de oxigênio, a Fase III ocorre entre 120 dias e 240 dias e é onde acontece a aceleração das atividades microbianas ocasionando a queda do pH. A Fase IV acontece entre 240 e 420 dias e é a fase acelerada da produção de metano onde ocorre a elevação do pH para valores próximos a neutralidade.

Para Pohland e Harper (1986) *apud* Moravia (2007) os valores para o pH são de 6,7 para a Fase II, entre 4,7 a 7,7 para a Fase III, 6,3 a 8,8 para a Fase IV e 7,1 a 8,8 para a Fase V da degradação anaeróbia.

### 2.5.2 Propriedades químicas

Por serem o destino final de muitos produtos e subprodutos industrializados, os aterros de resíduos sólidos urbanos apresentam componentes ricos em metais, constituindo-se em fonte potencial de toxicidade. A grande ocorrência dessa toxidez pode ser através da elevada concentração desses metais e a disposição dos resíduos sólidos de forma inadequada. Segundo Monteiro (2003) a distribuição dos metais na massa de lixo apresenta um comportamento ao longo do tempo e da profundidade.

Ao longo do tempo:

- 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;

- com o passar do tempo ocorrerá a redução das concentrações em decorrência dos processos físicos, químicos e biológicos, que iniciam a remoção desse passivo;
- após longo período de tempo, os componentes que antes se encontravam na sua forma sólida agora aparecem em forma iônica dispersos por toda massa de lixo, portanto há uma tendência ao aumento das concentrações de metais sob forma de compostos solúveis em toda a massa;
- em um período de tempo muito longo os teores de metais tenderão novamente a cair.

Ao longo da profundidade:

- 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 juntos com íons metálicos, além do oxigênio presente na superfície que atrai íons, justificando menor concentração de íons nas camadas intermediárias;
- 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 massa de lixo que se direcionam por gravidade para a camada de base. Outro motivo do descolamento 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;
- nas camadas inferiores próximos à camada de base os teores de metais, tendem a aumentar através dos processos físico-químicos enquanto a forma solubilizada dos metais é mais desenvolvida nestas profundidades em função do tempo de disposição ser maior que as camadas situadas acima.

#### **2.5.4 Propriedades microbiológicas**

Em RSU são encontrados diversos microrganismos, dentre eles destacam-se as bactérias e fungos que se alimentam do material biodegradável presente no lixo. As propriedades biológicas do lixo são determinadas pela população microbiana e pelos agentes patogênicos existentes que, ao lado das suas características químicas, permitem que sejam selecionados os métodos de tratamento e disposição final mais adequados (MANUAL GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 2001).

As bactérias são classificadas de acordo com a capacidade de metabolização do oxigênio (O<sub>2</sub>). Esta classificação depende da fase de decomposição dos resíduos e das condições de oxigenação do ambiente (SCHLEGEL, 1995 *apud* MACIEL, 2003).

Como os fungos são microrganismos esporógenos, a sua presença ao longo do processo de degradação de RSU em aterros sugere que eles possam permanecer por muito tempo no ambiente do aterro, mesmo após a estabilização do material orgânico (ALCÂNTARA, 2007).

Microrganismos de modo geral têm grande tendência a se fixar em superfície sólida para se desenvolver. Portanto, os microrganismos em resíduos sólidos podem aderir-se a materiais fibrosos tais como celulose ou sólidos inertes, além de estarem presentes na fase líquida, próximo aos sólidos (BARLAZ *et al.* 1989).

## 2.6 Componentes tóxicos em RSU

Atualmente o problema de gestão dos resíduos se agrava não só pela quantidade de resíduos gerados, mas porque esses resíduos possuem cada vez mais substâncias que apresentam propriedades tóxicas. Assim, o gerenciamento adequado dos RSU tem assumido, cada vez mais, um papel relevante no controle ambiental.

A contaminação química tem merecido maior atenção na sociedade brasileira, devido ao aumento, quase exponencial, do número de substâncias sintetizadas pelo homem no último século. Para que se tenha uma idéia, das 6 milhões de substâncias conhecidas, 63 mil são de uso cotidiano, e ainda é importante citar que apenas 2 mil foram bem estudadas do ponto de vista ecotoxicológico. Isso, tomando como base 118 agentes químicos, 103 orgânicos e 15 inorgânicos, considerados mundialmente como prioritários para efeito de controle (ZAGATTO, 2000).

Em aterros existe a presença de toxicidade, o que poderia inibir o crescimento microbiano anaeróbio e sabotar a boa degradação no aterro. Contudo, segundo Bidone e Povinelli (1999) a inibição causada pelas substâncias tóxicas tem se mostrado reversível, pois as populações anaeróbias têm grande capacidade de adaptação às cargas tóxicas. A toxicidade verificada em aterros está relacionada à concentração da substância tóxica, à forma de aplicação do agente, ao tempo de exposição, a fatores ambientais como pH e temperatura e a possíveis efeitos antagônicos e sinérgicos. Os principais agentes tóxicos verificados em processos anaeróbios, como é o caso dos aterros sanitários, são cátions alcalinos, alcalinos terrosos, amônia, sulfetos, metais

pesados, compostos orgânicos (ácidos voláteis), oxigênio e outras substâncias como detergentes, antibióticos, cianetos e produtos químicos dispostos no lixo.

### 2.6.1 Concentração do teor de metais em RSU

Segundo Sisino (1995), a concentração de metais pode variar de acordo com o estágio de decomposição do lixo, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estão mais solúveis e menores nas últimas fases de estabilização, quando o pH normalmente é mais alcalino.

Rousseaux *et al.* (1989) descrevem que os plásticos são fonte de cádmio e níquel; o chumbo e o cobre são encontrados em quantidades consideráveis nos metais ferrosos; a borracha representa uma grande fonte de zinco e as pilhas são grandes contribuintes de mercúrio, cádmio, zinco e níquel à massa de lixo.

Outra constatação sobre como os metais podem ser encontrados nos resíduos sólidos urbanos é o fato de que compostos de lixo produzidos a partir de resíduos não segregados possuem concentrações de metais maiores do que os que utilizaram a matéria orgânica previamente separada dos outros componentes do lixo. A contaminação da matéria orgânica pode ser ocasionada por adesão de partículas de pequeno diâmetro de óxidos metálicos, cinzas e limalhas à massa orgânica úmida, sendo comum a presença de vários metais – como chumbo, zinco, manganês e cobre – em compostos de lixo mal processados, onde foi utilizada matéria orgânica não separada na fonte (EGREJA FILHO & PEREIRA NETO, 1999).

Segundo Andrade (2000), vários resíduos podem contribuir para aumento dos teores de metais pesados nos RSU, tais como:

- plásticos (importantes fontes de cádmio e níquel);
- papéis e pigmentos utilizados nos papéis (contêm mercúrio, chumbo e zinco);
- borrachas (fornecedoras de zinco);
- tintas (presença de cádmio, chumbo e zinco);
- fármacos, pigmentos, cosméticos e ligas metálicas (podem conter zinco e também cobre – no caso de ligas metálicas);
- fungicidas utilizados em jardinagem e agricultura (têm como base metais como: cobre e zinco);
- tampas metálicas de garrafas e lâmpadas elétricas (podem conter chumbo).
- corantes, interruptores de luz e termômetros (possíveis fontes de mercúrio).

Os teores de metais pesados em aterros, determinados por Castilhos Jr. (2003), foram derivados de vários componentes nos resíduos, sendo uma das principais fontes desses metais a fração orgânica: 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 a 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. A contaminação direta inicia-se no ato da mistura do material compostável com o resto do lixo.

Segundo Nascentes (2006) alguns metais podem ter a mobilidade aumentada quando se encontram em competição com outros metais. A mobilidade dos metais está inversamente relacionada à sua adsorção. O pH tem grande influência na adsorção de metais pesados, já que, em conjunto com o potencial redox, determina o equilíbrio entre as forma iônicas e hidrolisadas dos metais.

A alcalinidade também contribui para a precipitação de muitos metais, pois a elevada alcalinidade conduz a maior agregação de metais pesados, pela precipitação (ARAÚJO *et al.* 2002 *apud* OLIVIER & SOUZA, 2005).

A disponibilidade de metais pesados, incluindo Cd, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn, decresce rapidamente quando o pH aumenta de 4 para 6, assim como também decresce com o aumento da capacidade de troca catiônica (MAZUR, 1997). Mas a redução de mobilidade com o aumento do pH, não ocorre para todos os metais, pois a solubilidade de alguns metais e semimetais, como As, Mo e Se, aumenta com a alcalinidade (ALVAREZ *et al.* 1996).

Alguns metais como Fe, Mn, Cu, Zn e Ni, são nutrientes e elementos essenciais para os seres humanos. Apesar do termo 'metal' estar correlacionado geralmente com toxicidade, alguns destes elementos atendem aos critérios de essencialidade às plantas, aos animais e aos seres humanos e são denominados biogênicos, ou seja, a presença desses é essencial para o funcionamento de algumas rotas metabólicas. Os metais que mais se destacam pelo potencial de toxicidade são: Pb, Cd, Ni, Zn e Cu, que, independentemente da origem, quando presente em quantidades elevadas podem entrar na cadeia alimentar por meio de acúmulo no tecido vegetal e provocar o desenvolvimento de doenças crônicas e agudas nos animais e seres humanos (GARCIA *et al.* 1990; AGUIAR *et al.* 2002; ATSDR, 2005 *apud* MELLIS, 2006).

### ▪ **Macronutrientes**

As características físicas e químicas condicionam o crescimento microbiológico, devido os elementos minerais existentes no meio, as transformações minerais e bioquímicas, a lixiviação dos nutrientes e o pH. Os nutrientes essenciais são requeridos pelos microrganismos em determinadas quantidades, variáveis conforme a espécie e o estado de desenvolvimento. Além do hidrogênio, oxigênio e carbono são necessários também quantidades de cálcio, enxofre, fósforo, magnésio e potássio, que por isso se designam por macronutrientes.

### ▪ **Micronutrientes**

Além dos macronutrientes, os microrganismos também necessitam de pequenas quantidades de cobre, ferro, manganês e zinco pelo que se designam estes por micronutrientes.

### ▪ **Metais pesados**

Os metais pesados são espécies químicas não degradáveis, por isso, ao serem colocados no meio ambiente, são distribuídos no solo, ar, água, e às vezes mudam seu estado de oxidação se incorporando aos seres vivos (VULLO, 2003).

São considerados metais pesados àqueles elementos cuja densidade é igual ou superior a  $5 \text{ g/cm}^3$ , ou cujo número atômico seja superior a 20, excluindo os alcalinos e alcalinos terrosos (ALCÂNTARA, 2007). Estes elementos, quando relacionados à atuação na fisiologia dos seres vivos, podem ser classificados de essenciais a tóxicos, dependendo do elemento e da dose em que se encontram. Em teores adequados ao bom funcionamento fisiológico, os metais Co, Cu, Fe, Mn, Mo e Zn são essenciais aos animais; Cu, Fe, Mn, Mo e Zn, essenciais às plantas; o Co essencial às bactérias fixadoras de nitrogênio. Apesar disto, o excesso de qualquer destes elementos pode torná-los tóxicos aos seres vivos.

Segundo Meurer & Anghinoni (2004) é importante a relação das reações químicas entre o carbono orgânico (matéria orgânica dissolvida) e os metais, devido ao impacto que os complexos formados têm em aumentar a sua mobilidade e toxicidade.

Os metais Cd, Pb, Hg e Th (embora seja semi-metal o As também é incluído por alguns autores nesta categoria), diferentemente dos anteriores, não possuem nenhuma função fisiológica conhecida, sendo considerados tóxicos em qualquer dose (BERTON, 2000).

Os lixiviados podem conter altas concentrações de metais pesados, sólidos suspensos e compostos orgânicos originados da degradação de substâncias que são metabolizadas, como carboidratos, proteínas e gorduras. Muitos metais quando em altas concentrações, podem danificar os sistemas biológicos por apresentarem características bioacumulativas no organismo (CELERE *et al.* 2007).

De acordo com Costa *et al.* (2004) *apud* Tompson Jr. (2005), os metais mais tóxicos encontrados no ambiente que comumente são causadores de contaminação são: mercúrio (Hg), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) e esses metais vêm se destacando como grandes poluentes do meio ambiente, sendo responsáveis por inúmeros impactos aos ecossistemas. Segundo Cintra (2003) a principal fonte de cádmio em aterros sanitários é a presença de baterias recarregáveis de celular, de telefone sem fio e de automóveis.

Alves (2005) cita que o chumbo é atualmente um dos metais mais utilizados na indústria, sendo ultrapassado apenas pelo ferro, cobre, zinco e alumínio e que a concentração da dose crítica de toxidez desse elemento reduz em 10% a produção de biomassa seca da espécie analisada.

Santos (2006) cita a partir de diversos autores que é comum encontrar elementos tóxicos em solução misturados com outros íons metálicos podendo o comportamento de um metal em particular ser afetado pela presença de outros metais. É também citado que os maiores teores de chumbo são encontrados na fração de matéria orgânica devido a esse elemento apresentar afinidade pela matéria orgânica.

## 2.7 Fitotoxicidade

A identificação dos contaminantes responsáveis pela toxidez é extremamente difícil, devido o número restrito de componentes químicos detectados por análises de rotina, a complexidade dos resíduos e a incerteza de sua biodisponibilidade. Portanto, a avaliação de identificação da toxidez é uma ferramenta para detectar e identificar os agentes tóxicos (LINS, 2005).

Os testes de fitotoxicidade vêm sendo realizados com a avaliação da germinação de sementes e crescimento de suas raízes. Os compostos analisados podem conter metais pesados, fenóis e amônia, que em excesso e junto com os ácidos orgânicos retardam a germinação das sementes e o crescimento das raízes (TÍQUIA & HODGKISS, 1996).

Segundo Kiehl (1998) *apud* Ataíde *et al.* (2005) tem-se que, no início da decomposição biológica da matéria orgânica, geralmente desenvolvem-se traços de diversos ácidos minerais e, em maior quantidade, os orgânicos, principalmente o ácido acético e toxinas, que acabam fornecendo propriedades de fitotoxicidade ao material. O ácido acético acumulado no início da decomposição da matéria orgânica é um fator inibidor da germinação das sementes e do crescimento das raízes. Outros ácidos orgânicos, como os ácidos fórmico, propiônico, butírico, caprótico e cáprico, também podem concorrer para a fitotoxicidade nessa fase inicial. Assim, o composto imaturo pode interferir na germinação das sementes por meio da toxicidade por excesso de amônia, se o material contiver mais nitrogênio do que os microrganismos necessitam para decompor o resíduo.

A utilização dos rejeitos de um aterro em irrigação, por exemplo, com altas concentrações de sais e metais pesados, pode causar um detrimento na germinação de sementes, na planta jovem, na maturação, no crescimento da raiz e nos ramos (TAM & TÍQUIA, 1994).

Tem sido dada uma considerável atenção aos metais pesados, particularmente devido a sua natural ocorrência. Resíduos e lixiviados contaminados com metais, em várias partes do mundo, comumente contêm mais do que um metal e estes podem ocorrer em concentrações tóxicas. As altas concentrações deprimem o crescimento das plantas, apesar de certos metais serem requeridos em pequenas quantidades para o crescimento saudável (WONG & BRADSHAW, 1982).

Segundo 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.

A fitotoxicidade dos substratos pode ser medida pelo efeito dos extratos aquosos obtidos destes materiais sobre a germinação de algumas espécies. Espécies olerícolas como alface e tomate são utilizadas freqüentemente como bioindicadores de fitotoxicidade (MOREL & GUILLEMAIN, 2004 *apud* MACHADO NETO *et al.* 2005).

As sementes são excelentes organismos para bioensaios porque, enquanto estiverem desidratadas, elas permanecem sem ação, no entanto, assim que são reidratadas, elas entram no processo de germinação, durante o qual, sofrem rápidas mudanças fisiológicas, e tornam-se altamente sensíveis ao meio. O teste de toxicidade

permite avaliar como o organismo teste (sementes) irá responder, de acordo com a concentração de um composto químico, ou de um princípio ativo. Em algumas soluções, algum nível de inibição irá ocorrer na germinação das sementes, ou no crescimento das raízes. Muitas vezes, o efeito alelopático não é sobre a germinabilidade, mas sobre a velocidade de germinação ou outro parâmetro do processo, por isso a importância em avaliar o efeito tóxico de compostos solúveis presentes em concentrações tão baixas que não são suficientes para inibir a germinação, mas pode retardar ou inibir completamente os processos de prolongamento da raiz (RODRIGUES, 2005).

De acordo com Wang & Keturi (1990), a germinação de plantas e o comprimento da raiz tem sido teste bastante usado por ser uma técnica simples, rápida, segura e reproduzível para avaliar os danos causados pelas combinações tóxicas presentes nesses resíduos.

## 2.8 Experiências com aterros simulados

Os dados confiáveis para fins práticos, visando caracterizar o processo de biodegradação de resíduos sólidos, deveriam ser obtidos através de investigações *in situ* em aterros sanitários, mas nem sempre isso é possível. No Brasil, em especial, nas pequenas cidades, a quantidade de aterros sanitários ou aterros controlados ainda é muito pequena. Desta forma, a maioria dos dados que se dispõe sobre o comportamento de RSU aterrados são provenientes de lixões ou aterros controlados geralmente construídos sobre antigos lixões.

Para Warith (2002), devido ao avanço nas construções de aterros e outros processos para a decomposição de resíduos, houve um avanço tecnológico com o objetivo de melhorias e maior controle nesses processos de biodegradação. Portanto, um estudo em escala experimental contribui para o monitoramento do processo de biodegradação dentro do biorreator e também tem o custo menor que estudos feitos em aterros em escala real.

De acordo com Alcântara (2007) o desenvolvimento de pesquisas, envolvendo aterros em escala real, apresenta alguns inconvenientes, como: custo elevado, grande número de variáveis envolvidas no processo e a dinâmica de operação do aterro, que dificulta a obtenção sistemática de dados sob condições controladas. Sendo assim, células experimentais de pequenas dimensões simulando aterros sanitários, podem contribuir para a análise do comportamento de RSU, possibilitando, para situações

particulares, uma melhor avaliação de propriedades físicas, químicas, físico-químicas e microbiológicas durante a evolução do processo de biodegradação.

Para Barlaz *et al.* (1989) o estudo do comportamento de aterros tem sido facilitado através de biorreatores, pois eles simulam e aceleram a decomposição aeróbia e anaeróbia dos resíduos

Conceitualmente, lisímetro constitui uma célula experimental de lixo em escala reduzida, dotado de sistemas de drenagem de líquidos e gases, medição de nível dos líquidos, medidores de recalque, temperatura, concentração e fluxo de gases, proporcionando o conhecimento de diversos parâmetros sob condições controladas (MONTEIRO, 2003).

De um modo geral, pode se dizer que, mesmo em escala experimental, é possível obter aproximações das condições de um aterro em escala real, pois os resultados estão incorporados à influência das condições ambientais e dos componentes e resíduos nele existentes.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo será apresentada a metodologia desenvolvida para esta pesquisa, a partir do projeto, construção e monitoramento de uma célula experimental (lisímetro), simulando aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU).

As análises de laboratório e medições “*in situ*” das amostras de resíduos sólidos coletadas foram realizadas pelo Grupo de Pesquisa em Resíduos Sólidos da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande.

As coletas foram realizadas na EXTRABES – Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (Núcleo de Pesquisa da Universidade Federal de Campina Grande – PB e Universidade Estadual da Paraíba – PB), localizado em um terreno pertencente à CAGEPA – Companhia de Água e Esgoto da Paraíba, onde foi construído o lisímetro.

Após as coletas foram feitas as análises de monitoramento utilizando os laboratórios da EXTRABES, do PROSAB (Rede de Pesquisas em Saneamento Básico) localizado no mesmo terreno da EXTRABES, os Laboratórios do Departamento de Solos e Engenharia Rural da Universidade Federal da Paraíba (Campus II na cidade de Areia – PB) e o Laboratório de Tecnologia Mineral da Universidade Federal de Pernambuco (na cidade de Recife – PE).

#### 3.1 Projeto, construção e instrumentação do lisímetro

A definição de projetos de lisímetros está baseada na representatividade que este pode possibilitar para as análises de componentes que caracterizem os RSU. Essa caracterização será demonstrada mediante as variáveis físicas, químicas e físico-químicas. O lisímetro foi construído a partir da adaptação de duas manilhas em concreto armado e as suas dimensões foram: uma altura de 2,15m, diâmetro interno de 1,00m e um volume aproximado de 1,70m<sup>3</sup> (Figura 6). A estrutura foi apoiada sobre uma base de concreto, fixada com auxílio de argamassa.

Sua seção transversal é circular, com o objetivo de melhor distribuição e compactação dos resíduos em seu interior, uniformizando a distribuição das pressões laterais na parede interna, evitando caminhos preferenciais do lixiviado e também contribuindo para a redução da área de superfície lateral interna diminuindo o contato do lixo com a parede do lisímetro.

Para a impermeabilização da base e cobertura do lisímetro foi utilizada uma camada de solo com uma altura de 0,25m e 0,15m, respectivamente, com características de impermeabilidade, compactado em sua umidade ótima com soquete manual de 0,25m de diâmetro (Figura 6). A partir dos dados de caracterização do solo, observou-se um alto teor de finos (mais de 50%, em peso, passando na peneira 200 – 0,075mm) e elevada plasticidade com limite de liquidez (LL) > 50. Através do ensaio de permeabilidade foi obtido o coeficiente de  $1,43 \times 10^{-8} \text{m/s}$ . O coeficiente de permeabilidade encontrado pode ser considerado um valor baixo, fornecendo ao solo características impermeáveis.

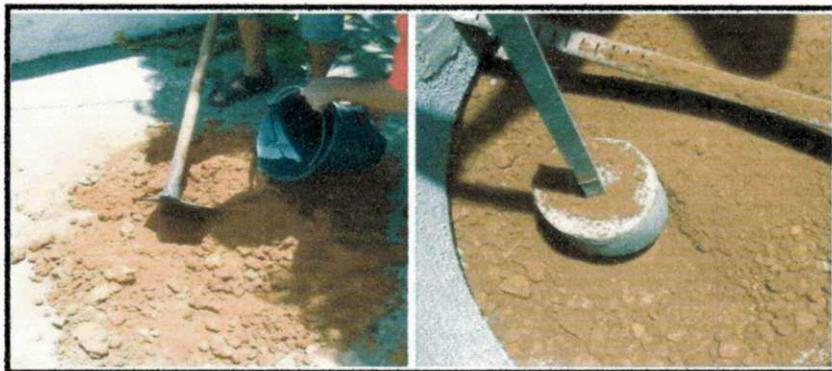


Figura 6. Preparação da umidade ótima e compactação do solo de base e cobertura

O sistema de drenagem de base foi constituído pelo conjunto formado por um tubo de PVC perfurado com 40mm de diâmetro, atravessando diametralmente o lisímetro com saída lateral controlada e uma camada de pedra britada com 0,10m de altura aproximadamente com uma leve inclinação para o centro do lisímetro, facilitando todo o sistema de drenagem (Figura 7).

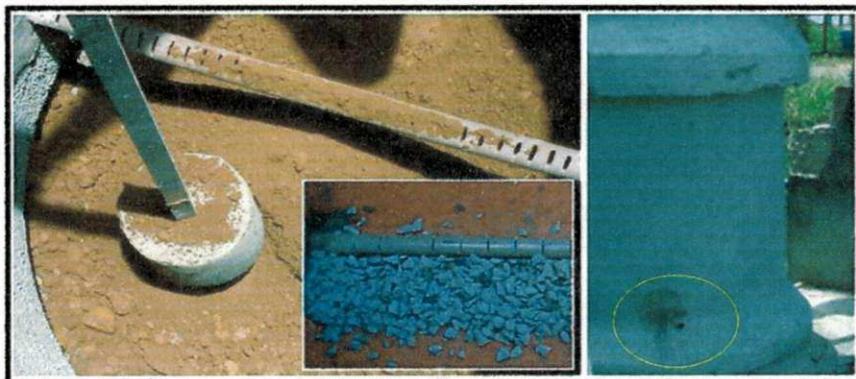


Figura 7. Sistema de drenagem de lixiviado



dimensões do recipiente o líquido tende a atingir a mesma cota. O piezômetro também foi envolvido com uma tela de nylon para evitar a obstrução dos furos.



Figura 9. Instalação do piezômetro no lisímetro

#### ▪ Termopar:

Utilizado para o monitoramento das temperaturas no interior do lisímetro. O monitoramento das temperaturas no lisímetro foi feito a partir de três termopares com conectores do tipo K, numerados de I a III, e o auxílio de um termômetro.

Os termopares (Figura 10) consistem em um par de metais de cobre e cromo unidos em uma ponta, que são sensíveis à temperatura, gerando desta forma uma corrente elétrica proporcional à temperatura. Esta corrente é medida na superfície por um termômetro elétrico. Sua calibração procedeu-se com o uso de um termômetro de mercúrio como referência. Mergulhou-se ambos em um recipiente a uma temperatura próxima de 0°, forneceu-se calor ao conjunto e a cada 5°C de acréscimo verificado no termômetro de mercúrio, anotando-se o valor do termômetro elétrico. Por fim foi feita a curva de calibração e os valores medidos em campo foram corrigidos. As curvas de calibração do termopar I, II e III, foram  $Y_I = 1,0512x + 2,5738$ ;  $Y_{II} = 1,068x + 3,2746$  e  $Y_{III} = 1,056x + 3,0454$ , respectivamente.

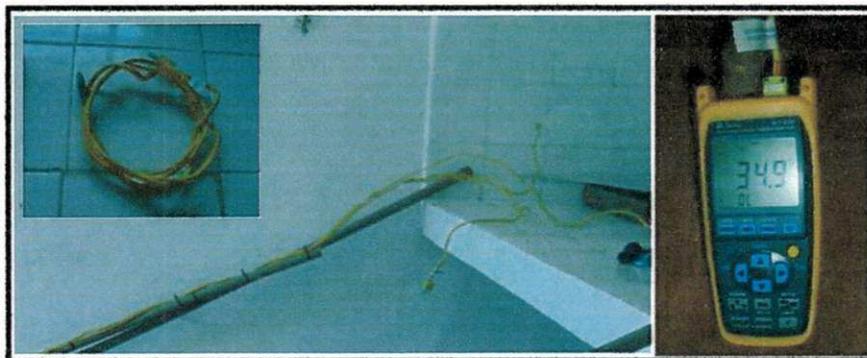


Figura 10. Termopar, conectores e termômetro

Os termopares foram distribuídos uniformemente ao longo da altura da massa de lixo, fixados a um tubo de PVC de 20mm, anteriormente ao preenchimento do lisímetro. O termopar I ficou na interface da camada de cobertura / lixo, o termopar II na cota 0,75m a partir da face superior da camada de base e o terceiro na base do lisímetro, 0,05m acima do sistema de drenagem de base.

#### ▪ **Medidor de recalque superficial e em profundidade**

O monitoramento dos recalques foi realizado com o uso de quatro placas de recalques circulares com 150mm de diâmetro e 10mm de espessura. As placas (Figura 11) foram confeccionadas em aço e revestidas com uma película anticorrosiva para evitar a oxidação e contaminação dos resíduos.

As placas de recalque superficiais foram instaladas sobre a massa de lixo após a colocação de uma camada de solo para regularização. Foi instalada uma placa em profundidade logo após a camada de solo na interface camada de base / massa de resíduo e outra placa distante 0,75m da face superior da camada de base posicionada durante o enchimento da célula experimental. As placas foram protegidas por tubos PVC de 20mm de diâmetro para evitar o atrito lateral.



Figura 11. Placas para medição de recalque

#### ▪ **Tubo para drenagem de gases**

O sistema de drenagem (Figura 12) de gases foi feito por meio de um tubo de PVC perfurado de 25mm de diâmetro envolvido por tela de nylon para evitar a obstrução dos furos. A ponta superior da tubulação de gás foi adaptada a uma mangueira, para facilitar a medição dos gases com um sistema adaptado com uma

seringa, e a extremidade inferior da tubulação foi aberta e posicionada acima da camada de drenagem de líquidos.

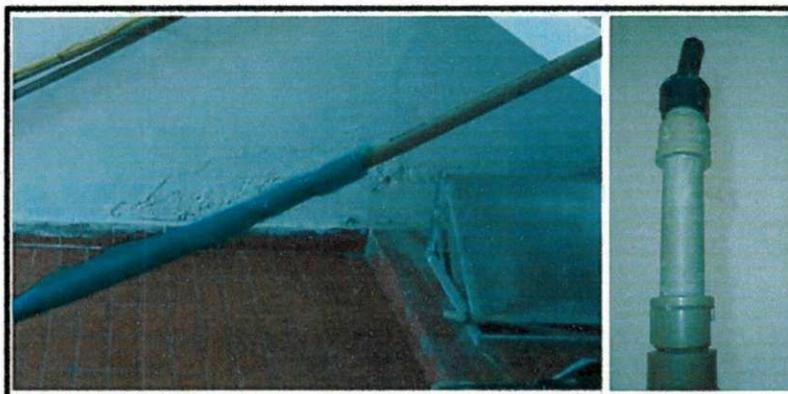


Figura 12. Sistema de drenagem de gás

### 3.1.2 Aberturas laterais para obtenção das amostras

O orifício para a coleta e obtenção das amostras de resíduos possuía um diâmetro de 0,05m sendo a abertura inferior posicionada a uma altura de 0,8m da base e a abertura superior a 1,48m da base (Figura 13). Por meio dos orifícios foram obtidas duas amostras por coleta, designadas como amostra superior e amostra inferior.



Figura 13. Abertura no lisímetro para obtenção das amostras

A obtenção das amostras de resíduos sólidos, para as análises, foi realizada com o uso de um amostrador de cravação manual (Figura 14) desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa em Resíduos Sólidos da UFCG. O amostrador foi confeccionado em aço galvanizado e a cravação foi feita por meio de sondagem rotativa manual.

O instrumento possuía um comprimento de 2m, sendo dividido em duas partes que se encaixavam para melhor trabalhabilidade, e diâmetro interno de 50mm com dentes na extremidade inferior, em sentidos opostos, para uma melhor coleta do material.



Figura 14. Amostrador utilizado para retirar a amostra do lisímetro

### 3.2 Caracterização dos resíduos e preenchimento do lisímetro

#### 3.2.1 Preparação da amostra

Para o levantamento de dados foram feitas visitas e entrevistas com o Diretor do departamento de Limpeza Urbana e o Gerente da Empresa Terceirizada pela Prefeitura de Campina Grande, para obter as informações necessárias sobre a geração e coleta dos RSU.

Para a realização da coleta e amostragem utilizou-se o procedimento recomendado pela norma NBR 10.007 (2004) – Amostragem de Resíduos.

Objetivando uma amostra representativa dos RSU da cidade de Campina Grande-PB, foram utilizados para o preenchimento do biorreator, resíduos provenientes de três bairros de classes sociais distintas, mas incluídos em uma mesma rota de coleta, sendo estes bairros os seguintes: Mirante (classe alta), Catolé (classe média) e Conjunto Argemiro Figueredo situado no bairro Sandra Cavalcanti (classe baixa) (Figura 15).



Figura 15. Mapa dos bairros de Campina Grande (Fonte: wikipédia, 2007)

A coleta foi realizada no período noturno, com um caminhão compactador, de aproximadamente nove toneladas. Terminada a coleta, o material foi levado à EXTRABES, onde estava localizado o lisímetro, para a realização do trabalho inicial.

### 3.2.2 Caracterização da amostra

A caracterização dos resíduos foi executada de acordo com a adaptação feita de Rocha & Lang (2003).

O caminhão compactador realizou o descarregamento do material e, após esse descarregamento, com o auxílio de uma enchedeira, esses resíduos foram devidamente homogeneizados e depois divididos em quadrantes formando quatro pilhas, das quais, duas foram descartadas e as outras duas homogeneizadas novamente, formando uma única pilha. A Figura 16 ilustra tais procedimentos.

Após o processo de homogeneização e quartejamento dos RSU provenientes da rota selecionada para a pesquisa, foi obtida a amostra final com aproximadamente duas

toneladas de resíduos, de onde foram retiradas as parcelas para preenchimento do lisímetro e caracterização inicial dos resíduos.



Figura 16. Descarregamento, homogeneização do material e divisão das pilhas

### 3.2.3 Composição gravimétrica

Da pilha utilizada para o preenchimento do lisímetro, foi retirada uma amostra com aproximadamente 150kg para a composição gravimétrica dos RSU. Para a retirada da amostra para a composição gravimétrica foram utilizados oito tambores de PVC de 50L em que o material foi recolhido de pontos diferentes da pilha, sendo quatro tambores preenchidos com os resíduos da base da pilha, dois tambores do meio e dois tambores do topo da pilha (Figura 17).

A pilha utilizada para a determinação da composição gravimétrica foi colocada sobre uma lona, e desses resíduos prosseguiu-se a triagem (separação) do material.

Os componentes foram separados em categorias, segundo a REMECOM descrita no Caderno Técnico Lipor (2000), tais como: resíduos putrescíveis, papéis, papelões, compósitos, têxteis, têxteis sanitários, plásticos, combustíveis não

especificados, vidros, metais, incombustíveis não especificados, resíduos domésticos especiais, madeira e couros.



Figura 17. Amostra sendo retirada da pilha para a composição gravimétrica

A separação foi feita por meio de baldes de 0,7kg e 2,1kg, todos devidamente identificados e sempre que preenchidos, pesados em uma balança com capacidade de 150kg e precisão de 100g (Figura 18). Todos os dados foram anotados em uma planilha, com base na qual foi determinada a composição gravimétrica dos resíduos utilizados para o preenchimento do lisímetro.

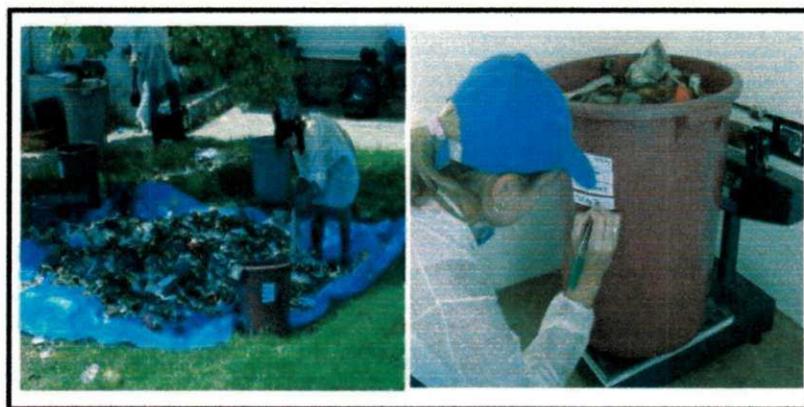


Figura 18. Triagem, identificação e pesagem do material

#### 3.2.4 Preenchimento do lisímetro

Como citado anteriormente, o lisímetro foi primeiramente preenchido com solo, como camada impermeabilizante de base. Logo após o solo compactado foi colocada uma camada de brita para auxiliar na percolação de líquidos e, então, preenchido com o lixo e a instrumentação posicionada. A Figura 19 mostra as principais etapas do preenchimento do lisímetro.



Figura 19. Etapas do preenchimento do lisímetro

Os resíduos foram retirados dos sacos onde estavam armazenados, pesados antes de serem lançados e transportados ao lisímetro com o auxílio de tambores de 50L. Em seguida foi feita a compactação manual em camadas de aproximadamente 0,01m através da aplicação de golpes de um soquete, distribuídos uniformemente em toda a área superficial. Este processo foi repetido sucessivas vezes até o preenchimento total do lisímetro (Figura 20).



Figura 20. Pesagem e compactação dos resíduos

Juntamente com a colocação do lixo foi posicionada a instrumentação necessária ao monitoramento do lisímetro. Essa instrumentação refere-se à instalação dos termopares, tubo de drenagem de gás, piezômetro e placas de recalques superficiais e em profundidade, descrita no item 3.1.1.

Após atingir a altura pré-estabelecida para a massa de lixo, foi feita uma regularização do topo da massa de resíduo com uma fina camada de solo, onde foram apoiadas duas placas de recalque. Após a colocação das placas, foi executada a camada de solo compactado para a cobertura final, sendo o mesmo procedimento utilizado para a camada de base.

A massa específica foi determinada mediante a divisão entre a massa de resíduos e o volume que esses resíduos ocuparam no interior do lisímetro.

### 3.3 Coleta das amostras de sólidos (lixo)

A coleta de sólidos inicialmente foi realizada a cada 15 dias. Após três meses foi notada a presença do solo da camada de cobertura no orifício superior devido a proximidade do orifício com a camada de cobertura. Para solucionar o problema foi aberto outro orifício superior paralelo ao inicial e a coleta passou a ser realizada a cada 20 dias. Após mais dois meses de monitoramento notou-se novamente a presença de solo, então foram feitas duas aberturas no outro lado do lisímetro e a coleta passou a ser realizada mensalmente. Aos 10 meses de monitoramento, devido ao grande número de coletas já executadas, foram feitas aberturas em outra parte da parede do lisímetro, com as mesmas cotas das aberturas iniciais.

O período de monitoramento do lisímetro através das amostras coletadas foi de outubro de 2007 a outubro de 2008. A cada coleta foram retiradas, através do amostrador, aproximadamente 500g de sólidos, de cada abertura. Essas amostras eram picotadas em tamanho aproximado de 5mm e, após a picotagem (Figura 21), eram armazenadas conforme cada análise a ser realizada.

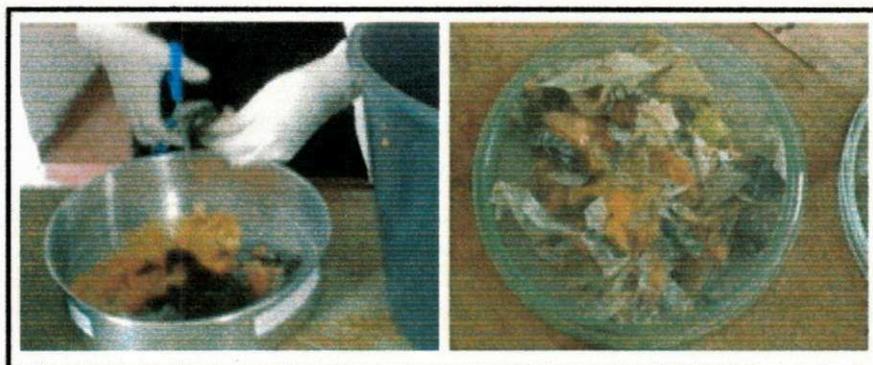


Figura 21. Picotagem da amostra

### 3.4 Análises das variáveis

#### ▪ Temperatura

A medição de temperatura da massa de lixo foi feita *in situ* com o auxílio de um termômetro conectado aos termopares instalados em três profundidades diferentes desde a camada de cobertura até a base do lisímetro. A temperatura ambiente foi monitorada com termômetro comum de coluna de mercúrio e a temperatura ambiente média foi determinada através dos dados diários obtidos pelo INEMET (Estação Climatológica Principal do Centro de Pesquisa do Algodão da EMBRAPA).

#### ▪ Teor de umidade e sólidos voláteis

Os teores de umidade e sólidos voláteis foram determinados utilizando-se a metodologia de base úmida do WHO (1979).

#### ▪ Variáveis físico-químicas

O pH e alcalinidade foram determinados segundo metodologia do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998).

O Cloreto foi determinado por meio do Método Titulométrico – Nitrato de Prata do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998).

#### ▪ Variáveis químicas

As análises de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg), micronutrientes (Cu, Zn, Mn e Fe), metais pesados (Cd, Cr e Pb) e o teor de carbono foram realizadas na Universidade Federal da Paraíba – UFPB no Centro de Ciências Agrárias – CCA, localizado no Campus II, na cidade de Areia.

As amostras coletadas foram picotadas e levadas à estufa a 65°C por aproximadamente 24h e após esse procedimento foram acondicionadas em sacos plásticos herméticos, tipo zip e direcionadas aos laboratórios para as posteriores análises.

Nos 6 primeiros meses, as amostras foram levadas ao Laboratório do Departamento de Solos e Engenharia Rural da UFPB / CCA para serem processadas (Figura 22) em moinho de rotor. Nos 6 meses posteriores as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Tecnologia Mineral do Departamento de Engenharia

de Minas da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE para serem processadas em moinho de facas.



Figura 22. Processamento de moagem da amostra

A partir do processo de moagem, a amostra em pó foi encaminhada ao Laboratório de Solos da UFPB / CCA onde foram determinados o teor de matéria orgânica e carbono e, após o processo de digestão (Figura 23), foram obtidas os teores de macronutrientes, micronutrientes e metais pesados segundo a metodologia de Tedesco *et al.* (1995).

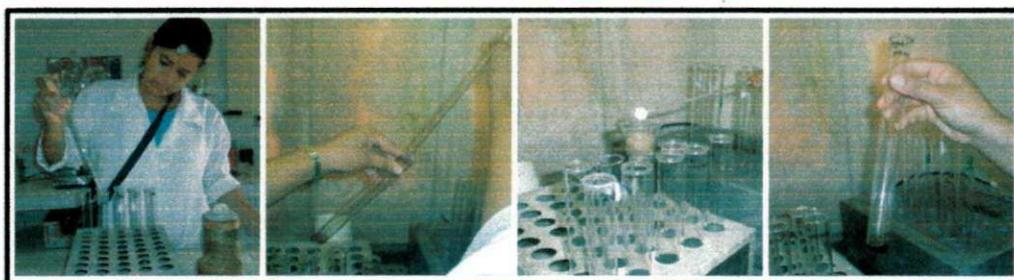


Figura 23. Processo de digestão da amostra

### 3.5 Testes de fitotoxicidade

Os ensaios de fitotoxicidade foram realizados de acordo com Tíquia & Hodgkiss (1996). O processo de diluição foi feito com 10g de resíduos sólidos em 90ml de água destilada, na qual transferiu-se a solução diluída para um frasco kitassato e fez-se o

processo de filtração em um frasco erlenmeyer. Após realização das diluições decimais decrescentes entre  $10^{-4}$  a  $10^{-6}$ , transferiu-se as diluições para placas de petri contendo cada uma delas 20 sementes de cada vegetal utilizado em triplicata.

A desinfecção das sementes antes da inoculação ocorreu em três etapas: lavagem com água estéril, lavagem com hipoclorito de sódio 2,5% e lavagem com água estéril novamente. Após a desinfecção, as 20 sementes foram colocadas sobre as placas de petri, contendo papéis de filtro, as quais receberam 10ml de cada diluição. Em seguida, as placas foram incubadas entre 20°C e 22°C durante 5 dias. Realizou-se também uma amostra controle onde as sementes foram colocadas em placa de petri contendo um papel de filtro e água destilada.

O procedimento para as análises consistiu em semear duas diferentes espécies de plantas: tomate (*Lycopersicon lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) nos resíduos coletados no lisímetro por meio das diluições. Com esse procedimento (Figura 24) foi observada a quantidade de sementes germinadas e o comprimento da raiz.

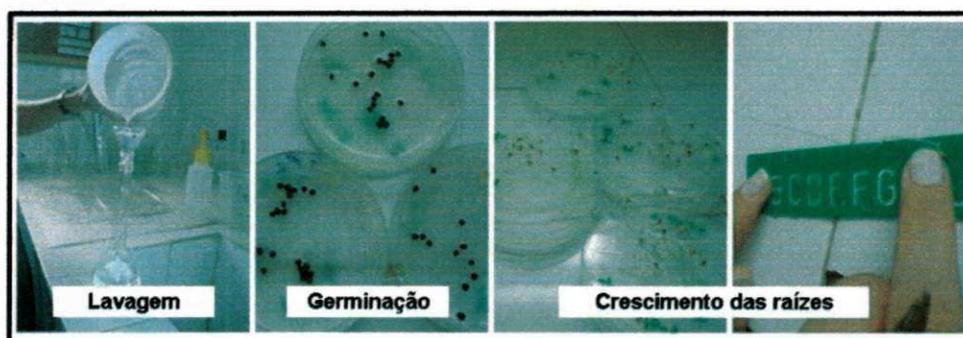


Figura 24: Teste de fitotoxicidade nos resíduos

Os parâmetros analisados nos testes de fitotoxicidade foram, em porcentagem, a germinação relativa das sementes (GRS) demonstrada por meio da Expressão 1 e o crescimento relativo da raiz (CRR) demonstrado por meio da Expressão 2.

▪ **Germinação Relativa da Semente (GRS):**

$$GRS(\%) = \frac{\text{número de sementes germinadas}}{\text{número de sementes germinadas no controle}} * 100 \quad (\text{Expressão 1})$$

▪ **Crescimento Relativo da Raiz (CRR):**

$$CRR(\%) = \frac{\text{média do comprimento da raiz}}{\text{méd. do compr. da raiz do controle} \sqrt{\text{cresc. da raiz do controle}}} * 100 \quad (\text{Expressão 2})$$

### 3.6 Análise estatística

Foi realizado um estudo estatístico com a utilização do *software* STATISTICA FOR WINDOWS 6.0.

Por meio da estatística descritiva verificou-se se houve diferença no teor de umidade para a amostra superior e amostra inferior e se as diferentes diluições interferiram nos resultados para os testes de fitotoxicidade com sementes de tomate.

Verificou-se também, através de histogramas, se as variáveis dos testes de fitotoxicidade feitos com sementes de repolho seguem uma distribuição normal, condição necessária para se aplicar a estatística clássica.

Com a estatística inferencial foram feitos testes da Análise Multivariada em Componentes Principais (ACP), na qual foi analisada por meio da matriz de correlação e do gráfico da ACP a relação entre as variáveis macronutrientes, micronutrientes, metais pesados com os testes de fitotoxicidade feitos com semente de repolho.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os resultados obtidos durante o monitoramento do lisímetro. Inicialmente será feita uma abordagem das características iniciais dos resíduos sólidos urbanos (RSU) existentes no biorreator por meio da composição gravimétrica e massa específica dos resíduos soltos e compactados. Posteriormente serão apresentadas na forma de Figuras as variáveis físicas e físico-químicas (temperatura, umidade, pH, alcalinidade e relação carbono:nitrogênio) para uma melhor compreensão do processo de biodegradação dos RSU. Por último, os cloretos, macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio), micronutrientes (cobre, zinco, manganês e ferro) e metais pesados (cádmio, cromo e chumbo) serão relacionados com os testes de fitotoxicidade para avaliar o nível de toxidez no lisímetro.

### 4.1 Caracterização inicial dos RSU

#### 4.1.1 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica expressa em percentual, a presença de cada componente, em relação ao peso total da amostra dos resíduos. A Figura 25 apresenta a composição gravimétrica obtida para os RSU da cidade de Campina Grande.

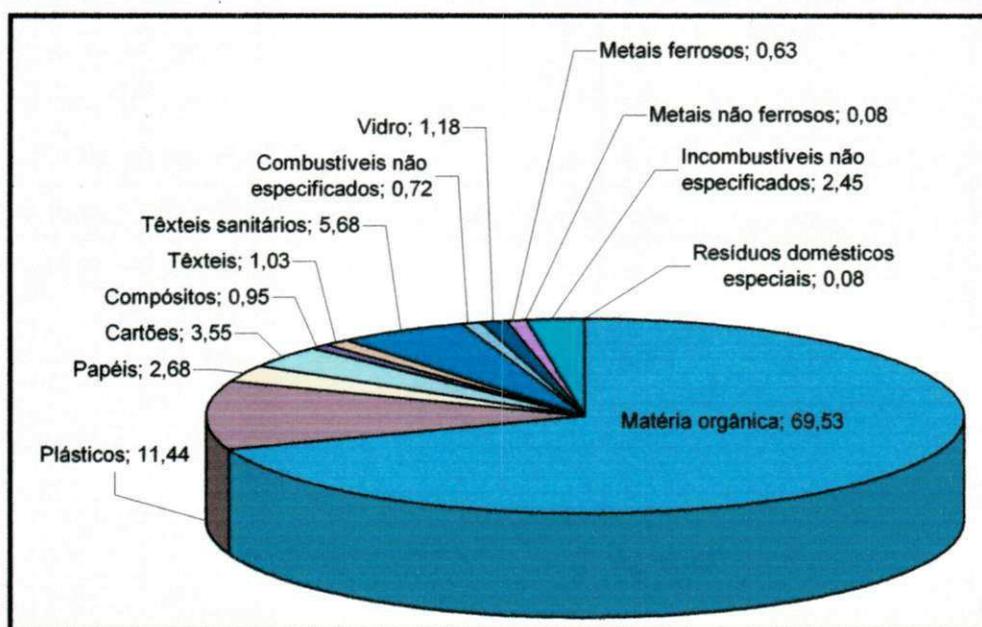


Figura 25. Composição gravimétrica dos RSU de Campina Grande

A Figura 25 mostra que a maior parte dos resíduos sólidos urbanos é constituída de matéria orgânica putrescível, atingindo um valor de aproximadamente 70%, em seguida a fração de plástico com 11,44% e os têxteis sanitários com 5,68%. O valor elevado dos têxteis sanitários justifica-se pela intensa presença de fraudas descartáveis.

Outra fração representativa compreende os papéis somados aos papelões, com percentual de 6,23%. A presença do volume de plásticos e papéis/papelões foi elevada, contudo, devido as suas baixas massas específicas eles não têm maior representatividade na composição gravimétrica. Em estudos com composição volumétrica observa-se que o teor de plástico é muito superior quando comparado com a composição gravimétrica, pois é um material de leve massa molecular, mas em grande quantidade apresenta volumes excessivos.

Os valores percentuais de plásticos, mesmo não tendo muita representatividade em peso comparado ao seu volume, podem ser considerados uma média relativamente alta. Esse alto percentual de plástico pode ser justificado, principalmente, pela presença de grande quantidade de invólucros de supermercados nos resíduos, indicando que a triagem desse material não vem ocorrendo nos domicílios.

Leite *et al.* (2006) determinaram em 2004 a composição gravimétrica dos resíduos da cidade de Campina Grande. Os resultados encontrados conforme Tabela 1 demonstram similaridade com os resultados encontrados nesta pesquisa (Figura 25), tendo a predominância da matéria orgânica na composição gravimétrica dos resíduos, com média de 54,4% e posteriormente a fração de plástico com o percentual de 12%, também sendo considerado um percentual de plástico elevado mesmo em análises de composição gravimétrica.

Tabela 1. Caracterização física dos RSU de Campina Grande (Leite *et al.* 2006)

| Parâmetros               | Peso em percentual (%) |
|--------------------------|------------------------|
| Matéria orgânica         | 54,4                   |
| Plásticos                | 12,0                   |
| Papel/papelão            | 9,3                    |
| Vidro                    | 2,3                    |
| Metais                   | 2,3                    |
| Borracha, couro e trapos | 1,7                    |
| Ossos                    | 1,2                    |
| Inertes                  | 16,8                   |

Segundo Pinto (2000) *apud* Mattei & Ecosteguy (2007), os plásticos ao serem lançados em aterros dificultam a compactação dos resíduos e prejudicam a decomposição dos materiais putrescíveis, pois criam camadas impermeáveis que afetam as trocas de líquidos e gases gerados no processo de biodegradação da matéria orgânica, portanto, a triagem dos plásticos filmes é de extrema importância e deve ser valorizada, para que as condições de aterro sejam melhoradas. Isso pôde ser observado nesta pesquisa, pois o excessivo teor de plástico dificultou, algumas vezes, a coleta com o uso do amostrador, devido à dificuldade de corte dos plásticos que enroscavam na estrutura de corte do amostrador.

Estudos feitos por Catapreta & Simões (2008a) mostram um valor para a quantidade de matéria orgânica disposta no aterro de 53,81 % em peso dos resíduos, porém ocupa apenas 23,97 % do volume compactado. Outro exemplo do mesmo estudo é a quantidade de papéis que representam 17,29 % em peso, enquanto ocupam cerca de 46,48 % do volume. A quantidade de plástico representa 10,89 % em peso dos resíduos, e ocupa 20,06 % do volume.

Segundo os autores, isto demonstra que, em termos de volume, a matéria orgânica sozinha poderia não exercer tanta influência sobre o comportamento do aterro. Do ponto de vista operacional de um aterro sanitário, o teor de plástico pode ser prejudicial, exercendo influência sobre o seu comportamento, principalmente quando da compactação dos resíduos, levando o aterro a funcionar como um “colchão”, onde após os equipamentos compactadores passarem por cima da camada de resíduos, a camada retorna a sua altura inicial, proporcionando a falsa impressão de que os resíduos teriam sido adequadamente compactados. Também pode exercer efeito negativo sobre o sistema de drenagem de líquidos de um aterro sanitário, pois, se a proteção desse sistema não for adequada, o acúmulo de plásticos pode dificultar o escoamento dos líquidos, contribuindo para o aumento do seu nível no interior do aterro e, conseqüentemente, para a instabilidade da massa de resíduos.

Porém, por outro lado, os plásticos podem proporcionar um importante efeito estrutural aos aterros sanitários, pois atuam como fibras que possuem, aparentemente, elevada capacidade de resistência à tração, que aliada a sua forma de disposição, configura-se como elemento estruturante, portanto, os plásticos e outros componentes fibrosos da massa de resíduos como elementos podem proporcionar o aumento da resistência dos RSU.

#### 4.1.2 Massa específica aparente (solta e compactada) e teor de umidade inicial dos resíduos

A massa específica, segundo Silveira (2004), tem como principal fator de influência a composição dos resíduos que também influenciará na compactação e consolidação destes resíduos durante a colocação das camadas.

De acordo com Mahler & Lamare Neto (2000) a massa específica em aterros geralmente aumenta com a profundidade em consequência da compressão e consolidação da massa de lixo, devido à sobrecarga das camadas superiores, onde a variação da massa específica é fortemente influenciada pela espessura da camada do lixo e pelo equipamento utilizado na sua compactação.

No caso dos resíduos sólidos, em função da heterogeneidade da massa, o estudo da massa específica requer muita atenção, pois a gravimetria e granulometria variam de acordo com a composição dos resíduos, que sofre a influência de fatores que vão desde a sazonalidade de eventos, ao poder aquisitivo da população atendida pela coleta dos resíduos sólidos, até as crises econômicas.

O valor obtido para massa específica aparente solta foi de  $0,36t/m^3$  e para a massa específica compactada foi de  $0,6t/m^3$ . O teor de umidade (base úmida) inicial dos resíduos utilizados no preenchimento do lisímetro apresentou valor de 57,6 %.

O valor de massa específica aparente solta pode ser considerado dentro da faixa de variação típica para resíduos soltos ou com leve compactação (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993). Segundo o Ministério das Cidades (2003) *apud* Aquino *et al.* (2007) a massa específica aparente encontrada em RSU depositado em lixões nas cidades brasileiras, situa-se em média entre  $0,160t/m^3$  e  $0,240 t/m^3$  aproximadamente. O que demonstra resíduos soltos ou pouco compactados.

A massa específica aparente compactada foi determinada mediante a quantidade em massa (0,72 toneladas) dividida pelo volume útil dos resíduos colocados dentro do lisímetro ( $1,17m^3$ ), conforme cotas estabelecidas na Figura 8. Portanto, o valor da massa específica aparente compactada foi de  $0,6t/m^3$ , sendo considerado um valor moderadamente compactado e dentro da faixa de variação típica de aterros de RSU de acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993).

Landva e Clark (1990) *apud* Silveira (2004) encontraram valores para massa específica aparente *in situ* entre  $0,7t/m^3$  e  $1,4t/m^3$  em vários aterros de resíduos sólidos do Canadá, cujos aterros apresentaram um elevado conteúdo orgânico, superior a 50%.

Alcântara (2007) em estudos com lisímetros, obteve o valor da massa específica aparente solta em torno de  $0,25 \text{ t/m}^3$  e para a massa específica aparente compactada dentro do lisímetro em torno de  $0,7 \text{ t/m}^3$  considerando que os resíduos estavam bem compactados.

Segundo Mitchell (1983) *apud* Mahler & Lamare Neto (2000) a massa específica é influenciada pela composição gravimétrica do lixo comprovando um decréscimo acentuado da massa específica com o aumento do teor de matéria orgânica.

No caso do lisímetro em estudo, a compactação foi feita manualmente, demonstrando um valor razoável para a massa específica aparente, considerando que foi feita uma boa compactação face à heterogeneidade dos resíduos e fatores intervenientes no processo de compactação.

Como característica inicial, o teor de umidade teve um percentual inicial de 57,6%, semelhante ao teor de umidade analisado por Alcântara (2007) que foi de 52,3% em 55,3% do teor de matéria orgânica e Silva (2005) que obteve um valor de 53% de umidade em 56% de matéria orgânica, ambos levando a efeito pesquisas com lisímetros. Esses valores, segundo Palmisano & Barlaz (1996) são relativamente elevados para processos biodegradativos, mas segundo Bidone & Povinelli (1999), são valores dentro da normalidade para as condições brasileiras.

O valor do teor de umidade pode ser atribuído à presença elevada de matéria orgânica dentro do biorreator analisado pois, de acordo com Marques (2001) matéria orgânica como restos de alimentos, papeis, madeira e tecidos absorvem água ocasionando um valor excessivo dessa variável. Melo (2003) cita que o teor de umidade e de matéria orgânica são os fatores essenciais para o processo inicial da biodegradação.

#### **4.2 Condições climáticas**

Inicialmente serão apresentadas as condições climáticas da cidade de Campina Grande, pois, de acordo com Monteiro (2003) as condições climáticas influenciam nas reações de um aterro de resíduos sólidos urbanos, devido a sua interferência nas propriedades físicas, físico-químicas, químicas e biológicas que regem seu comportamento.

As condições climáticas, de maneira geral, exercem influência sobre praticamente todas as variáveis monitoradas em um aterro, entre eles: geração de

lixiviado nas células do aterro, testes de fitotoxicidade, umidade, sólidos voláteis, recalque, temperatura e geração de gases nas células de resíduo.

Diversos estudos vêm sendo desenvolvidos sobre os fatores que interferem no processo de degradação. Ferreira (2006) cita como exemplo o volume do lixiviado que é alterado pelas condições climáticas (precipitação, temperatura, evaporação, umidade relativa do ar etc.), pelas características dos resíduos, forma de disposição e desenvolvimento do aterro.

A Figura 26 mostra os dados de precipitação e evaporação da Cidade de Campina Grande no período de monitoramento do lisímetro nesta pesquisa, cujos dados foram fornecidos pelo INEMET.

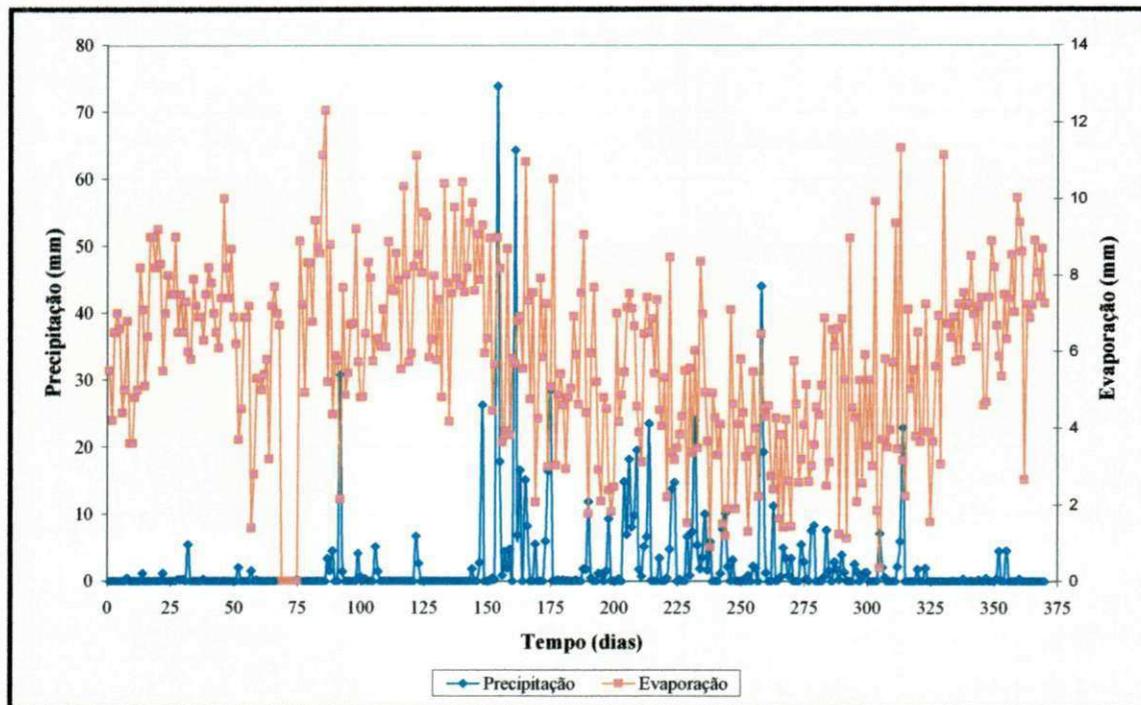


Figura 26. Curvas de precipitação e evaporação na cidade de Campina Grande – PB

De uma maneira geral, observa-se na Figura 26 um índice inicial baixo para os valores de precipitações com alguns valores registrados aos 92 dias (chegando a 31mm) e tendência à elevação a partir dos 148 dias, sendo as maiores precipitações registradas entre 150 e 279 dias, como era esperado, pois o período de chuvas da cidade sempre inicia no mês de março e tem duração até o mês de agosto, que são os meses equivalentes ao período de 130 dias a 300 dias de monitoramento.

Segundo Galvêncio & Ribeiro (2005) a região onde está localizada a Cidade de Campina Grande apresenta baixo índice de precipitação no estado da Paraíba, com

valores médios anuais de 760mm. Almeida *et al.* (2005) *apud* Henrique (2006) verificaram que a média aritmética da precipitação pluvial em Campina Grande é de 758mm.

Os valores de evaporação se mantiveram na faixa de 0mm a 13mm com as maiores concentrações na faixa de 4mm a 6mm, sendo os menores valores registrados nos meses de junho e julho, onde a umidade relativa do ar, segundo Henrique (2006), alcança os maiores valores registrados durante o ano.

A influência das condições climáticas será descrita no decorrer das discussões das variáveis monitoradas, sendo os dados climáticos uma ferramenta complementar para a análise do comportamento da massa de resíduos no lisímetro.

### 4.3 Variáveis físicas

Serão analisados os valores da temperatura que, segundo Lima (1988), tem importância significativa no processo de degradação dos resíduos, pois influencia na produção de gás e na eficiência da atividade microbiana; e o teor de umidade que, segundo Mitchell *et al.* (1995) *apud* Lima *et al.* (2002), está fortemente ligado a vários fatores, dentre eles a composição inicial dos resíduos, as condições climáticas e a quantidade de umidade gerada no processo biológico.

#### 4.3.1 Temperatura

De acordo com Junqueira (2000), 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. Segundo o mesmo autor, as temperaturas em aterros geralmente não ultrapassam 50°C, com valores mais elevados na fase inicial aeróbia, devido à atividade exotérmica das bactérias aeróbias que se utilizam do grau de oxigênio disponível no início do processo de aterramento, liberando calor durante a degradação da matéria orgânica. Com o avanço da atividade aeróbia, a falta de contato do lixo com a atmosfera faz com que o nível de oxigênio decaia propiciando o desenvolvimento de bactérias anaeróbias e conseqüentemente, queda nas temperaturas.

A Figura 27 mostra a variação da temperatura registrada nos três termopares no interior do lisímetro, monitoradas *in situ*, no decorrer do período de monitoramento.

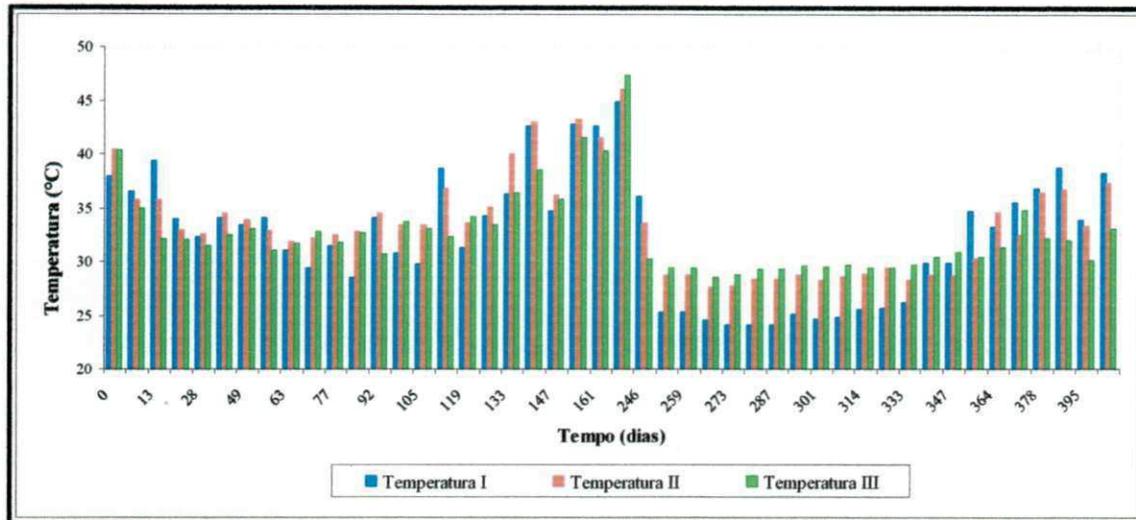


Figura 27. Variação da temperatura no interior do lisímetro

A Figura 28 mostra a variação da temperatura ambiente (TA) medida pelo termômetro comum de coluna de mercúrio no momento da medição da temperatura interna e a variação da temperatura ambiente média (TAM), cujo dado foi fornecido pelo INEMET como sendo a temperatura média diária na cidade de Campina Grande.

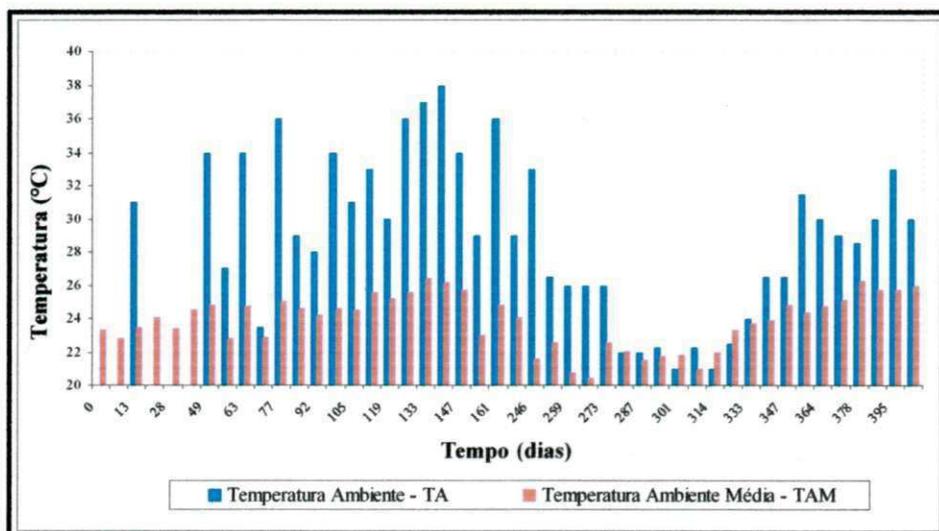


Figura 28. Variação da temperatura ambiente durante o período de monitoramento do lisímetro

Conforme a Figura 27 a temperatura inicial no interior do lisímetro foi de aproximadamente 40°C registrada nos três termopares instalados, identificando uma faixa mesofílica, sendo esse um valor próximo ao que a literatura técnica internacional considera como faixa ótima de operação de aterros e que varia de 36°C a 38°C. Lima (1988) em estudos com aterro sanitário em Campinas (SP) relatou a presença de

temperatura nas fases iniciais em torno de 45°C. Alcântara (2007), nos seus estudos com lisímetros, registrou temperaturas iniciais em torno de 39°C e 45°C.

Para os 100 primeiros dias, a temperatura teve uma variação pequena estando entre 30°C e 35°C e a TA teve como maior valor em torno de 36°C. No período de 100 a 250 dias após o enchimento do lisímetro, os valores de temperatura oscilaram entre 30,3°C e 47,4°C sendo esses os maiores valores registrados durante o período de monitoramento. Nesse período a TA também apresentou o seu maior valor, mas não ultrapassou a 38°C.

A partir do 250º dia de monitoramento os valores da temperatura I foram registrados em torno de 25°C e os das temperaturas II e III foram bastante similares sendo os valores registrados em torno de 28°C. A temperatura I, por ser medida através do termopar instalado próximo à camada de cobertura, pode ter sofrido maior influência da TA, pois de acordo com a Figura 26, os valores de precipitação entre 150 e 279 dias foram os mais altos durante o período de monitoramento devido a estação chuvosa da cidade de Campina Grande o que acarretou na diminuição da TA e TAM e, segundo Junqueira (2000), as variações de temperatura durante os períodos chuvosos podem desequilibrar o ambiente em que se desenvolvem as bactérias responsáveis pela degradação do lixo.

Após os 350 dias de monitoramento observou-se uma alteração no valor da temperatura, visto que também houve uma diminuição no valor da precipitação (Figura 26) e a TA foi registrada em torno de 28°C a 30°C. Esses valores podem ser justificados, como citado anteriormente, pela influência da TA dentro do lisímetro devido às condições de construção do biorreator, pois se observa que a temperatura no interior do lisímetro (Figura 27) tem variações semelhantes ao que ocorre com a temperatura ambiente (Figura 28).

Vale salientar que a TAM é baixa ao comparada com a TA devido ao clima da cidade de Campina Grande ser do tipo equatorial semi-árido, com temperaturas médias bastante amenas, sofrendo relativamente pequenas variações no decorrer do ano, com máximas de 27 graus e mínimas de 16 graus. Então as temperaturas médias compensadas são sempre inferiores aos 25°C devido as baixas temperaturas que são registradas durante a noite (MUNICÍPIOS PARAIBANOS, 2008).

Deve-se ressaltar que as temperaturas medidas pelos termopares no lisímetro podem ter sofrido variações com possíveis trocas de calor do meio interno com o externo, devido a espessura da parede do lisímetro.

Lopes & Gomes (2000) citam que temperaturas em aterros com grandes profundidades são mais elevadas que em lisímetros.

Em seus estudos com aterros em escala experimental, Junqueira (2000) registrou valores máximos em torno de 46°C e mínimos em torno de 23°C, sendo a média das temperaturas registradas em torno de 30°C. Também foram observados picos elevados no valor da temperatura após vários meses de aterramento dos resíduos, sendo esses picos relacionados a épocas chuvosas verificando uma forte correlação entre a temperatura e a precipitação/infiltração. O autor também cita que a ocorrência de precipitações permite a entrada de oxigênio dissolvido nas chuvas e, essa entrada de oxigênio extra faz com que haja uma desestabilização do meio, permitindo o aumento de organismos aeróbios no meio interno e diminuindo o número de organismos anaeróbios. Essa entrada de oxigênio pode justificar valores elevados de temperaturas.

Diferente do que aconteceu no lisímetro em estudo, os valores mais altos de temperatura foram registrados durante os períodos secos (maior evaporação e menor precipitação), percebendo que pode ter existido a interferência da temperatura ambiente no interior do lisímetro. Também pôde ser verificado por meio das quantificações dos microrganismos aeróbios, descritos em Leite (2008), que essa quantificação decresceu no decorrer do tempo não apresentando valores excessivos no período de maiores precipitações.

Alcântara (2007) em sua pesquisa com lisímetros registrou temperaturas estabilizadas em torno de 30°C durante a maior parte do tempo de monitoramento. Brummeler (1993), em seus estudos, observou que o melhor desempenho das bactérias metanogênicas atingiu os valores mais altos com a massa de resíduos submetida a temperaturas entre 40°C e 55°C e que, entre 14°C e 20°C a taxa de digestão foi muito baixa com a produção de gases atingindo apenas 20% do potencial do experimento. O autor cita que a taxa de formação do metano é mais afetada pela temperatura que as de ácidos e de hidrogênio, devido à alta sensibilidade dos organismos metanogênicos às mudanças de temperatura.

Portanto, como pode ser observado na Figura 3, no item 2.4.1, o processo de transformação dos resíduos em metano ocorre como última fase da digestão anaeróbia sendo essa fase mais expressiva a partir do 200º dia e a geração de gases será comentada posteriormente.

No interior do lisímetro em estudo, a média dos valores de temperatura apresentou-se, de acordo com a literatura técnica, dentro de uma faixa de limites

aceitáveis para que a degradação microbiana dos resíduos ocorra normalmente, ficando a maioria dos valores dentro da faixa mesofílica e em alguns pontos dentro da faixa termofílica.

Segundo Tchobanoglous *et al.* (1993), para uma maior eficiência do processo de digestão anaeróbia, os níveis de temperatura ótima são os mesofílicos e termofílicos, ressaltando que a temperatura pode possibilitar o desenvolvimento dos microrganismos, pois, de acordo com Machado (2004) os microrganismos que atuam na degradação de resíduos têm capacidade de suportar maiores faixas de variação da temperatura comparando com as faixas encontradas através do monitoramento.

### 4.3.2 Umidade

O teor de umidade é citado como um dos principais fatores que afetam o processo de biodegradação dos resíduos, pois, segundo Halcadakis *et al.* (1983) *apud* Monteiro (2003) a água fornece nutrientes requeridos pelos microrganismos, além de possibilitar sua rápida propagação ou espreadimento no meio sólido, como também a água possibilita o transporte de enzimas e de outros metabólitos importantes no processo de decomposição. Para Lima (1995) *apud* Ferreira (2006), o teor de umidade nos resíduos sólidos depende diretamente das condições climáticas e o valor médio do teor de umidade inicial dos resíduos domiciliares no Brasil é da ordem de 60 %.

A Figura 29 mostra a variação do teor de umidade no decorrer do tempo de monitoramento do lisímetro.

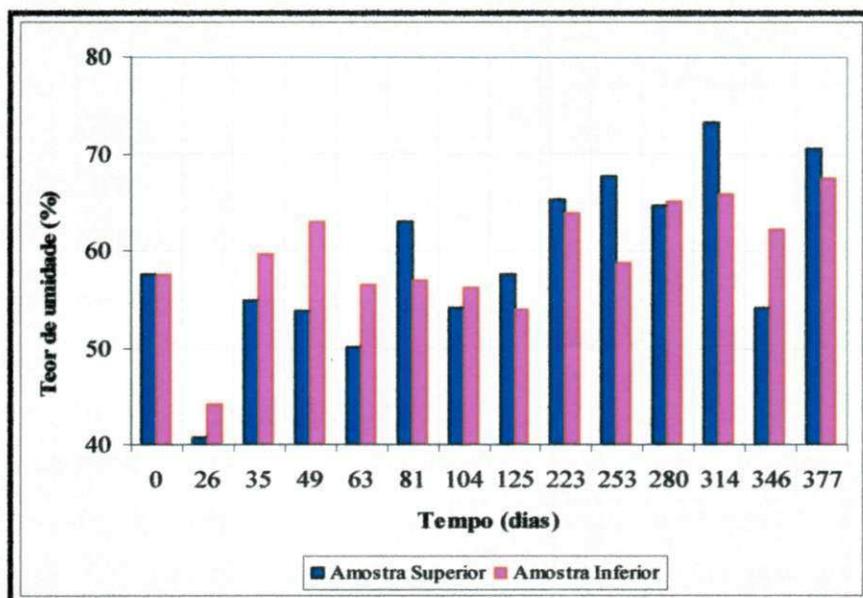


Figura 29. Variação do teor de umidade durante o monitoramento do lisímetro

Como mostra a Figura 29, observa-se após o momento inicial uma diminuição do teor de umidade para 40%, sendo este o menor valor encontrado durante o período de monitoramento. Este valor pode ser justificado devido à perda de água por evaporação, haja vista poucas precipitações registradas durante esse período, além disso também ocorreu um período de adaptação devido ao aterramento dos resíduos.

Durante o monitoramento o teor de umidade variou entre 50% e 70% encontrando-se dentro da faixa de valores considerada por Palma *et al.* (2000) como favorável ao processo de bioestabilização da fração orgânica dos resíduos aterrados.

De acordo com a Figura 25, a composição gravimétrica no interior do lisímetro é de aproximadamente 70% de material orgânico, podendo esse material, absorver uma grande quantidade de água ocasionando um elevado teor de umidade.

Kiehl (1985) destaca a importância da presença de água durante o processo biológico aeróbio de decomposição da matéria orgânica (compostagem) em que a umidade deve permanecer entre 40 % e 60 % para melhor desempenho nas atividades das bactérias decompositoras. Segundo Palmizano & Bralaz (1996) a faixa ótima de umidade para a degradação biológica em aterros deverá ser entre 20% a 40%, pois valores de umidade fora desta faixa prejudicam a atividade metabólica dos diferentes grupos bacterianos, podendo, inclusive, desestabilizar a célula de lixo. Contudo Bidone & Povinelli (1999) apontam a faixa ideal para a degradação entre 40% e 60%.

Kinnman *et al.* (1986) *apud* Alcântara (2007) em estudos com lisímetros encontraram valores em uma faixa de 44% a 65%, sendo que os valores médios oscilaram entre 52% e 56%. Alcântara (2007) encontrou em suas pesquisas com biorreatores, valores que indicaram a faixa de umidade adequada ao processo de degradação entre 53% a 58%. A maioria dos valores registrados por Alcântara (2007) estava entre 40% e 60% cujos valores foram sempre superiores ao valor inicial.

Semelhantemente ocorre no lisímetro em estudo onde os valores mais próximos ao valor inicial (em torno de 40%) encontram-se entre 100 e 150 dias de monitoramento.

Entre 150 e 280 dias de monitoramento, foram registrados os maiores valores de precipitação (Figura 26) sendo observada a alteração da umidade e a partir dessa data a maioria dos valores encontrados foi sempre superior a 60%. Portanto, observa-se que no período onde se inicia o aumento nos valores do teor de umidade foram os maiores índices pluviométricos. Podendo supor que houve a entrada de água pluvial no interior do lisímetro e ocorreu o acúmulo desse líquido na massa de resíduo.

As pequenas oscilações que ocorreram tanto para amostra inferior quanto para amostra superior podem ser justificadas pela heterogeneidade do material dentro do lisímetro bem como a qualidade/quantidade do material coletado visto que esse material pode ter maior ou menor capacidade de retenção de líquidos.

#### 4.4 Variáveis físico-químicas

##### 4.4.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

A Figura 30 apresenta a variação do pH no interior do lisímetro no decorrer do tempo de monitoramento e o gráfico mostrará também a evolução temporal das fases de degradação (Fase I, II, III e IV) segundo Cintra (2003).

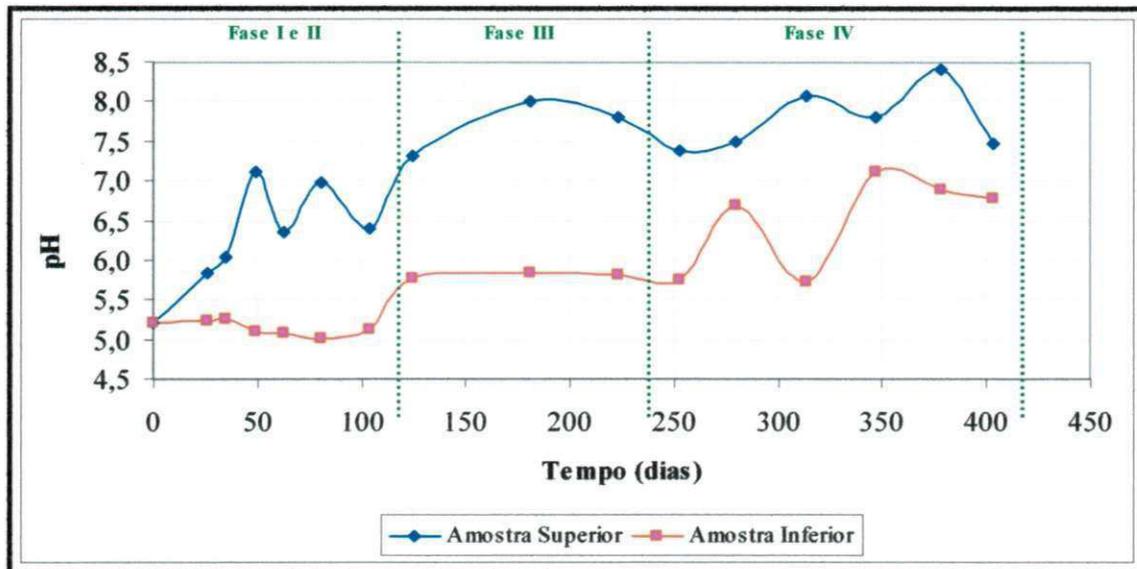


Figura 30. Variação do pH durante o monitoramento do lisímetro

Conforme apresentado na Figura 30, observa-se que o pH inicial foi de 5,2 representando um valor ligeiramente ácido. De acordo com a literatura técnica esse não é um valor comumente encontrado para resíduos frescos, pois segundo Alcântara (2007) o valor 6,0 estaria dentro dos padrões normais devido a maior fração dos resíduos ser composta de resíduos orgânicos.

O valor inicial ácido pode ter sido decorrente do acúmulo de ácidos orgânicos em quantidade suficiente para alterar o pH, devido à fermentação inicial dos RSU que ocorre durante o tempo decorrido de disposição dos resíduos nas lixeiras, a coleta e o transporte até a disposição final. A influência da decomposição inicial dos resíduos na

redução do pH pode ser notada, por exemplo, no processo de compostagem de RSU em que, de acordo Jahnel *et al.* (1999) nas primeiras 72 horas o pH pode atingir valores menores que 5.

É necessário salientar que a coleta dos resíduos foi realizada no período noturno e a triagem, caracterização do material coletado e análises iniciais ocorreram no início da manhã seguinte, o que possibilita tempo suficiente para possível alteração do pH.

Após a caracterização inicial observa-se que para a amostra superior o pH teve uma variação bastante rápida, onde em aproximadamente 50 dias já se estabeleceu em valores próximos à neutralidade (entre 6,0 e 7,0), enquanto que a amostra inferior para os 100 primeiros dias o valor do pH se manteve entre 5,0 e 5,5 caracterizando bem o estabelecimento da fase ácida.

As variações do pH podem influenciar o processo de digestão anaeróbia, seja inibindo ou acelerando esse processo. De acordo com a Figura 5 e segundo Oliveira (2005), as bactérias produtoras de ácidos têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre os 5,0 e os 6,0 e podem mostrar-se ativas até para valores de pH da ordem dos 4,5. As bactérias produtoras de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4. Segundo Speece (1996) *apud* Silva (2007), o valor de pH em torno de 7,0 é condição indispensável para o bom desempenho da atividade metanogênica.

Na amostra superior, a fase I e II pode ser caracterizada como incomum, sendo de acordo com o valor do pH, uma fase ácida muito curta. Apesar das oscilações nas medidas, o que pode ser normal em se tratando de material bastante heterogêneo, observa-se que em pouco tempo de monitoramento, o valor do pH já se aproxima do valor da neutralidade, demonstrando um valor semelhante ao da fase IV, que é a fase metanogênica, na qual, segundo Tchobanoglous *et al.* (1993) os valores de pH na faixa de 6,8 a 8,0 são compatíveis com essa fase. O pH se manteve entre 7,0 e 8,0 na fase III, demonstrando valores entre neutralidade e alcalinidade. A mesma oscilação entre neutralidade e alcalinidade ocorreu durante a fase IV, na qual o pH atingiu seu ponto mais básico chegando a 8,4 e oscilando para valores um pouco abaixo de 7,5.

Para Cantanhede *et al.* (1979) *apud* Ferreira (2006), valores de pH neutros ocorrem em condições anaeróbias mais favoráveis para que os organismos geradores de metano se desenvolvam e sobrevivam. Portanto, o valor de pH durante a fase III demonstrou que os resíduos estavam degradando em condições anaeróbias.

Na amostra inferior, as fases I e II ocorreram com o pH ácido, não ultrapassando o valor de 5,3. O pH não teve muita variação para a fase III, estabilizando-se entre 5,7 e

5,8. Esses valores caracterizam a fase ácida de degradação dos resíduos sólidos, pois segundo Barlaz *et al.* (1989), o pH na fase ácida varia entre 5,7 a 6,2.

Nos primeiros momentos da fase IV, a variação do pH na amostra inferior ocorreu entre a faixa de 5,7 e 6,7, sendo que após 350 dias de monitoramento o valor do pH se aproximou da neutralidade variando entre 7,1 e 6,7. Essas amostras se mantiveram com medidas mais uniformes e com poucas oscilações, caracterizando bem o estabelecimento das fases de degradação de RSU aterrados. Portanto, a amostra inferior demonstrou através da variação do pH, as fases acidogênica e metanogênica, tendo o pH permanecido estável em valores ácidos para os primeiros momentos de degradação e posteriormente atingiu valores próximos à neutralidade.

Alcântara (2007) em seus estudos com lisímetros, encontrou valores em torno de 6,0 para as fases I e II, a maioria dos valores entre 6,0 e 7,0 para a fase III e uma faixa de variação entre 7,0 e 8,0 na fase IV caracterizando cada fase (acidogênica, acetogênica e metanogênica) conforme os padrões da literatura técnica. O resultado encontrado por Alcântara (2007) foi semelhante ao ocorrido para a amostra inferior do lisímetro em estudo. O autor cita que esse parâmetro é importante para estabelecer os limites entre a fase ácida e a fase metanogênica do processo de degradação dos RSU.

Ferreira (2006) relaciona o pH com a infiltração de águas de chuva nos resíduos concluindo que essa infiltração aumenta a quantidade de oxigênio disponível dentro da massa e varia a temperatura no interior do aterro, possibilitando a variação no valor do pH.

Monteiro (2003) em seus estudos com aterro em escala real, observou que, de um modo geral, não houve uma relação direta do pH com as condições climáticas (períodos chuvosos e de estiagem) no decorrer das medições, observando alguns valores pontuais (em meses ou períodos) em que essa relação se estabeleceu reduzindo ou elevando o pH nas amostras de lixiviado. Através da variação do pH no lisímetro em estudo, pode-se observar que, semelhante ao analisado por Monteiro (2003), não houve grande interferência das condições climáticas (temperatura e precipitação) na variação do pH no interior do lisímetro.

#### **4.4.2 Alcalinidade**

A alcalinidade de um sistema é o resultado da presença de espécies químicas de caráter alcalino, indicando a capacidade de tamponamento do sistema em neutralizar

ácidos. De acordo com Nunes (1983) *apud* Monteiro (2003) no processo de digestão anaeróbia os elementos alcalinos e alcalinos-terrosos controlam a acidez particularmente na fase metanogênica, pois atuam como estimuladores do processo e nessa fase há uma tendência de alcalinização do meio onde os valores de alcalinidade sempre variam entre 6.000 a 14.000mg/l.

A Figura 31 mostra a variação da alcalinidade durante o período de monitoramento, sendo os valores apresentados expressos em mgCaCO<sub>3</sub>/l (miligramas de carbonato de cálcio por litro).

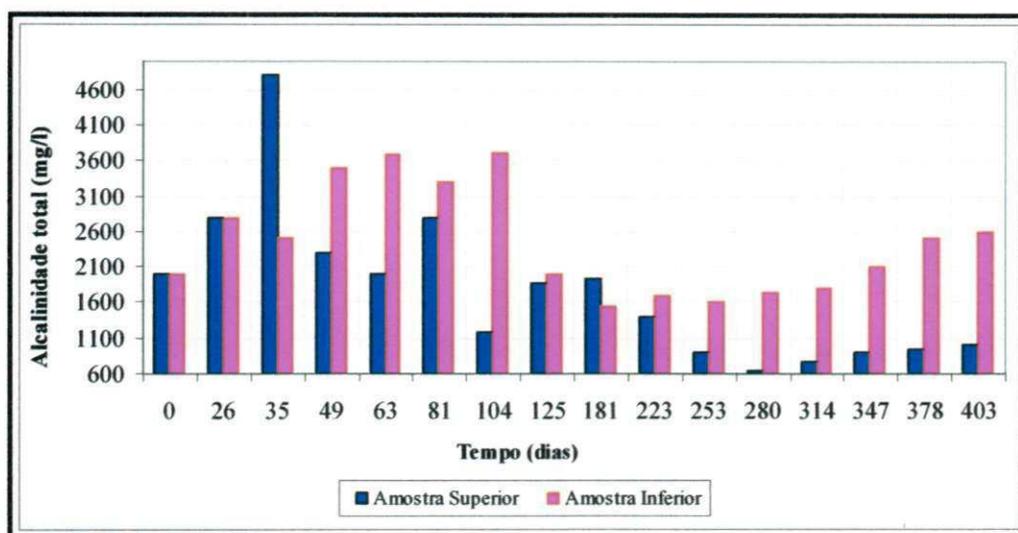


Figura 31. Variação da alcalinidade durante o monitoramento do lisímetro

Conforme apresentado na Figura 31, observa-se que inicialmente a amostra apresentou valor de aproximadamente 2.000mg/l e após 35 dias de monitoramento a amostra superior apresentou um valor acima de 4.600mg/l, sendo esse o maior valor encontrado durante o período de monitoramento.

Comparando os primeiros dias de monitoramento da amostra superior com o valor do pH (Figura 30), verifica-se que houve uma elevação deste valor que era ácido e chegou à neutralidade, o que, segundo Leite (2008) é justificado pelo consumo dos ácidos voláteis simples produzidos na fase anterior (acetogênica).

A maioria dos valores para a amostra superior se manteve entre 2.000mg/l a 2.500mg/l para os 100 primeiros dias de monitoramento e após os 180 dias a alcalinidade se manteve sempre abaixo de 1.000mg/l. Comparando com os valores do pH (Figura 30) para a amostra superior, verifica-se que, a partir do período em que o pH se manteve na faixa de neutralidade, os valores encontrados para a alcalinidade foram os menores durante todo o período de monitoramento.

Para a amostra inferior a alcalinidade se elevou inicialmente alcançando valores próximos a 3.600mg/l. Após 100 dias de monitoramento esses valores começaram a decrescer alcançando valores próximos a 1.600mg/l e após 300 dias de monitoramento a alcalinidade teve uma pequena elevação, mas não ultrapassou a 2.600mg/l.

Comparando os valores do pH (Figura 30) com os valores registrados para a alcalinidade na amostra inferior, verifica-se que durante o período em que o pH se manteve na faixa de acidez, registraram-se os maiores valores para a alcalinidade e após os 100 dias o pH se manteve na faixa da neutralidade, verificando-se uma tendência ao decaimento da alcalinidade.

Em se tratando de reatores anaeróbios, alguns autores citados por Silva (2007), referem-se a valores para alcalinidade total entre 1.000mg/l a 1.500mg/l como desejáveis, pois esse intervalo é adequado para os diversos grupos de microrganismos envolvidos no processo. Para o processo de biodegradação de resíduos sólidos estudos realizados por Barlaz *et al.* (1989) mostraram que concentrações variando de 6.900mg/l a 8.000mg/l não provocaram inibição no sistema anaeróbio.

Monteiro (2003) em seu estudo com aterro de 18 anos de idade, registrou valores para alcalinidade até 10.000mg/l e uma faixa média de 5.000mg/l sendo estes valores considerados relativamente altos. Porém, é citado pelo autor que esses valores estão de acordo com a literatura técnica para a fase metanogênica.

Hamada (2008) cita de outros autores que a faixa média de variação para alcalinidade em aterros de até dois anos pode ser de 1.000mg/l a 10.000mg/l, sendo mais típicos valores próximos a 3.000mg/l. Com base nesses valores pode-se verificar que os valores da alcalinidade dentro do lisímetro estavam dentro da faixa de variação, sendo relativamente baixos quando comparados com os máximos valores registrados por diversos autores para aterros sanitários.

Ao relacionar a alcalinidade com o teor de umidade (Figura 29), verifica-se que o decaimento dos valores registrados para a alcalinidade ocorre no período de maiores valores registrados para o teor de umidade durante o monitoramento. Deduz-se, portanto, que tenha existido interferência do teor de umidade ou das condições climáticas para o decaimento do valor da alcalinidade no interior do lisímetro.

De um modo geral, verifica-se que as maiores oscilações da alcalinidade ocorreram nos primeiros dias e que enquanto o sistema apresentava valores ácidos, a capacidade de neutralização de ácidos por meio da alcalinidade foi maior e, durante o período de neutralidade do pH o sistema apresentou baixa concentração de espécies

alcalinas significando que, em função dessa concentração, o meio estava com baixa resistência a queda do pH caso fossem inseridos ácidos para o interior do lisímetro.

#### 4.4.3 Cloretos

A Figura 32 mostra a evolução da concentração de cloretos no período de monitoramento do lisímetro em estudo:

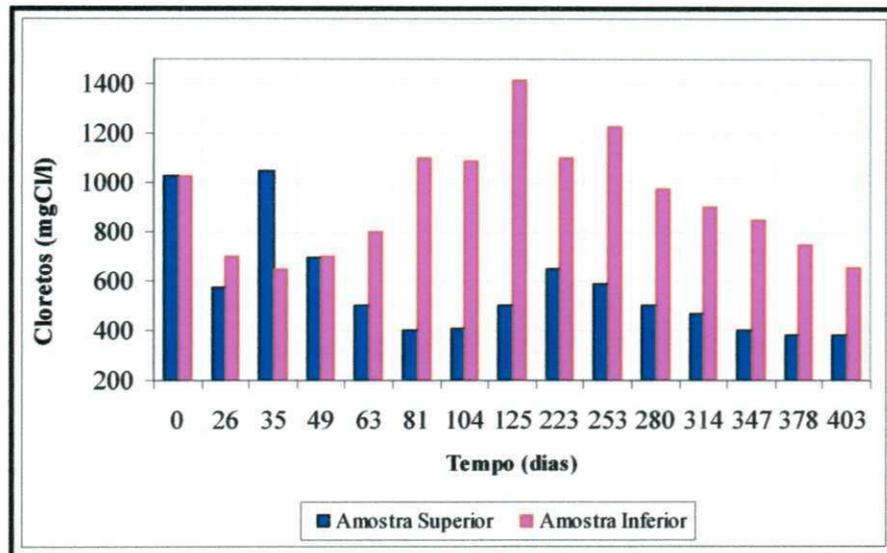


Figura 32. Concentração de cloretos durante o monitoramento do lisímetro

Os valores iniciais de cloretos se mantiveram abaixo de 1.100 mg/l. Próximo aos 100 dias de monitoramento a amostra inferior teve uma pequena elevação comparada a amostra superior, mas que também não ultrapassou 1.100 mg/l.

Após os 150 dias de monitoramento foi verificado que a amostra superior não teve grandes oscilações e a amostra inferior, teve uma elevação e se manteve com valores próximos a 1.200 mg/l. Essa elevação da amostra inferior é justificável devido os íons de cloretos terem facilidade de lixiviação e alta solubilidade, pois Monteiro (2003) caracteriza como normal a elevação dos cloretos em maiores profundidades.

Batstone (1989) e Pfeffer *et al.* (1986) *apud* Monteiro (2003) citam que os valores de cloretos comumente encontrados em lixiviados para aterros com menos de dois anos são em média de 1.315mg/l e para aterros com menos de um ano a faixa de variação é entre 600mg/l e 800mg/l.

Verificou-se que no lisímetro em estudo os níveis de cloretos para a amostra superior estavam dentro da faixa para aterros de um ano e para a amostra inferior os

valores foram mais altos, porém se mantiveram próximos ao valor demonstrado para aterros com menos de dois anos de execução.

Souto & Povinelli (2007) em estudos com diversos aterros sanitários registraram valores para as concentrações de cloretos entre 500mg/l e 3.000mg/l em 72 % dos casos analisados. Silva *et al.* (2007) registraram valores entre 1.900mg/l e 2.900mg/l nas amostras de lixiviado em sua pesquisa com aterro sanitário, indicando que os resíduos estavam em uma fase de transição da fase ácida para a fase metanogênica de biodegradação. Junqueira (2000) registrou valores acima de 4.000mg/l nos primeiros meses e valores abaixo de 1.000mg/l após um ano de monitoramento em sua pesquisa com células experimentais.

Cintra (2003) cita de diversos autores que a toxicidade no processo de digestão anaeróbia, a partir da presença de cloretos, geralmente não se constitui em um problema para os microrganismos presentes no meio. Isto porque a toxicidade por sais está normalmente associada ao cátion e não ao ânion do sal. Ademais, a combinação de íons cloreto, com cátions metálicos, pode provocar um efeito antagônico, levando à formação de complexos estáveis. Neste sentido, reduzem-se as concentrações de metais solúveis e, conseqüentemente, os riscos de toxicidade.

Junqueira (2000) indica que os teores máximos de contaminantes estão associados à quantidade de líquidos, de forma que, quando em excesso, os líquidos diluem os contaminantes propiciando o surgimento de concentrações baixas. Por outro lado, em condições de umidade muito baixa, os líquidos presentes não são suficientes para dissolver os contaminantes, conduzindo também à concentrações menos elevadas.

De acordo com os autores citados, a concentração de cloretos não é tóxica, mas indica o aumento ou a diminuição de contaminantes, destacando então, que a amostra inferior apresenta maiores elevações de contaminantes comparada a amostra superior, demonstrando que os níveis de contaminantes estão mais concentrados na parte inferior do lisímetro.

#### **4.5 Variáveis químicas**

As variáveis escolhidas para a caracterização química das amostras foram: o carbono, os macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio), os micronutrientes (cobre, zinco, manganês e ferro) e os metais pesados (cádmio, cromo e chumbo).

Segundo Foresti *et al.* (1999) a quantidade de nitrogênio e fósforo necessária para a degradação da matéria orgânica presente depende da eficiência dos microrganismos em obter energia a partir de reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico. Matta & Loureiro (200-) afirmam que quando o suprimento desses nutrientes é inadequado, desenvolvem-se desordens fisiológicas manifestadas por sintomas de toxidez, que dependem da função do nutriente.

Portanto, serão discutidas as concentrações desses elementos e avaliadas segundo a literatura técnica se essas quantificações estão elevadas, ao ponto de serem tóxicas aos microrganismos que atuam na biodegradação dos resíduos sólidos existentes no interior do lisímetro.

#### 4.5.1 Carbono e macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg)

##### ▪ Matéria orgânica, sólidos voláteis e carbono (C)

No lisímetro em estudo, conforme observado na Figura 25, a maior parte dos resíduos sólidos urbanos é constituída de matéria orgânica putrescível (aproximadamente 70%), conferindo a existência de um elevado teor de carbono na massa de lixo.

As Figuras 33 e 34 apresentam, respectivamente, o teor de matéria orgânica e o teor de carbono no interior do lisímetro durante o período de monitoramento.

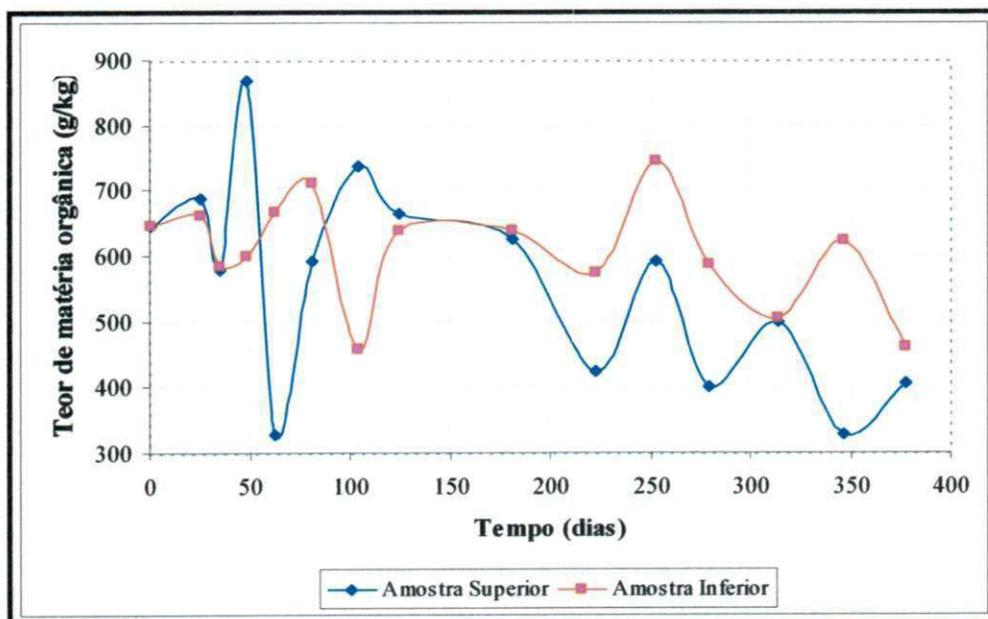


Figura 33. Teor de matéria orgânica durante o monitoramento no lisímetro

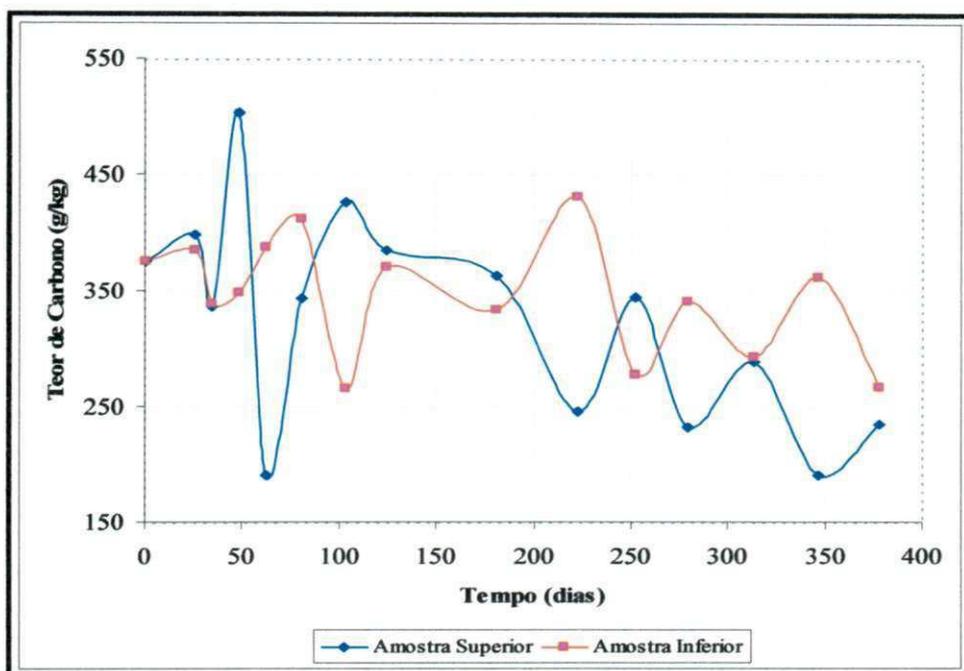


Figura 34. Teor de carbono durante o período de monitoramento no lisímetro

Conforme demonstrado na Figura 33, o teor inicial de matéria orgânica foi de 643g/kg de resíduos sólidos. A amostra superior teve uma elevação alcançando um valor aproximado de 870g/kg e posteriormente uma diminuição no parâmetro chegando ao valor aproximado de 330g/kg. Após as maiores oscilações iniciais o valor se manteve entre 600g/kg e 750g/kg até os 200 dias de monitoramento e posteriormente se manteve entre 300g/kg e 600g/kg demonstrando um decaimento desses resultados.

A amostra inferior apresentou menos oscilações que a amostra superior, em que os valores se mantiveram entre 450g/kg e 750g/kg com a maioria dos valores próximos a 600g/kg de resíduos sólidos. As oscilações podem ser justificadas pela heterogeneidade dos resíduos no lisímetro, bem como os resíduos retirados nas coletas em que eram obtidos na maioria das vezes, além de material putrescível, uma enorme quantidade de plásticos que podem ter influenciado nos resultados apresentados para o teor de matéria orgânica.

O teor de sólidos voláteis no interior do lisímetro, após 200 dias de monitoramento, apresentou valores para amostra superior de 59,4% e para amostra inferior 52,1%. Após 300 dias de monitoramento esses valores decresceram sendo para a amostra superior o valor de 50% e para amostra inferior 43,4%.

O teor de matéria orgânica bem como o teor de sólidos voláteis, pode ser um indicador da degradabilidade dos RSU ao longo do tempo, pois um alto percentual de

materia orgânica indica a presença de matéria a ser degradada e baixos valores indicam que o resíduo já passou por um relevante processo de degradação. Portanto, é possível verificar que após determinado tempo de monitoramento existe a tendência de decréscimo dos teores de matéria orgânica e sólidos voláteis.

Inicialmente, de acordo com a Figura 34, o valor aproximado do teor de carbono foi de 375g/kg, com oscilações durante o período de monitoramento e após um ano o valor aproximado foi de 235g/kg para a amostra superior e 265g/kg para a amostra inferior. O teor de matéria orgânica, em geral, é composto por carbono orgânico em 58% de sua massa total (SCHOLLENBERGER, 1945; NELSON & SOMMERS, 1996 *apud* Brunetto *et al.* 2006).

Portanto, verifica-se a similaridade das Figuras 33 e 34 indicando uma diminuição dos valores no decorrer do tempo desde o momento inicial até a última coleta.

#### ▪ Nitrogênio total kjeldahl (NTK)

Como citado anteriormente, o nitrogênio total kjeldahl (NTK) é um elemento essencial na síntese das proteínas. A Figura 35 apresenta o teor de NTK na base seca durante o período de monitoramento.

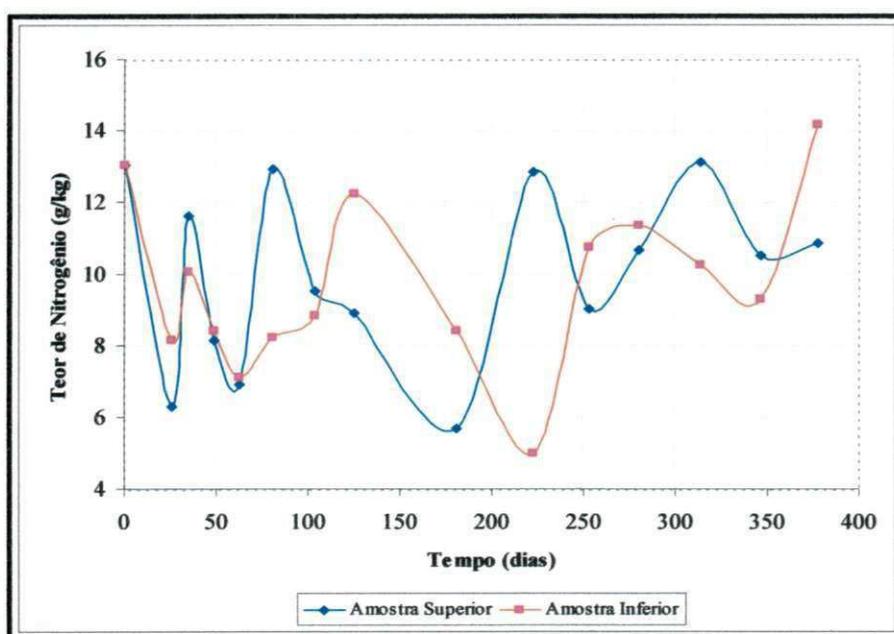


Figura 35. Teor de NTK (base seca) durante o monitoramento no lisímetro

Segundo Cintra (2003) os requisitos nutricionais de cada microrganismo, além de específicos, devem ser mantidos na faixa adequada de concentração, não podendo

exceder essa faixa, para não assumir características tóxicas e inibir o crescimento, nem se manter em concentrações inferiores para não limitar o crescimento.

Conforme demonstrado na Figura 35 o NTK teve um valor inicial aproximado de 13g/kg. Os valores oscilaram entre 5g/kg e 14g/kg sendo a maioria dos valores abaixo do valor encontrado inicialmente.

Alguns estudos químicos feitos na base seca são para lodo de esgoto e não foram encontrados resultados para resíduos sólidos. Portanto, comparando o teor de NTK no interior do lisímetro com o valor encontrado para o lodo de esgoto (base seca) que foram de 64,0g/kg e 37,6g/kg, originado respectivamente das estações de tratamento de Franca e Barueri-SP (BETTIOL & CAMARGO, 200-), observa-se que os valores em estudo foram inferiores ao valor das estações de tratamento de esgotos, apesar da diversidade dos materiais existentes no lisímetro.

#### ▪ Relação carbono:nitrogênio (C:N)

A Figura 36 representa a evolução da relação carbono:nitrogênio (relação C:N) ao longo do tempo de monitoramento do lisímetro.

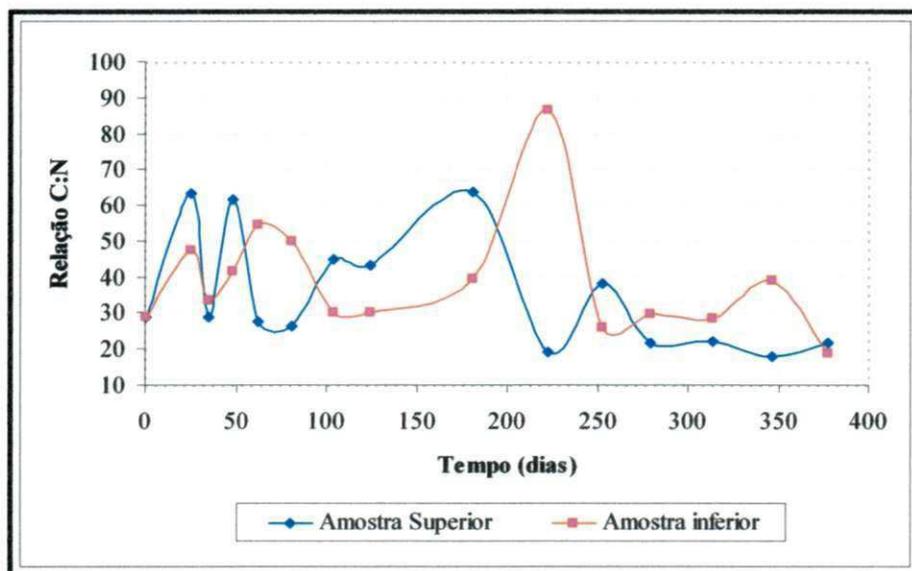


Figura 36. Relação C:N durante o monitoramento no lisímetro

Analisando a Figura 36, verifica-se que apesar da elevada oscilação dos valores iniciais devido, principalmente, a heterogeneidade dos resíduos, a maioria desses valores está dentro da faixa de 20:1 e 50:1. Os resultados encontrados mostram que na amostra superior esta relação variou entre 18:1 e 63:1, enquanto que na amostra inferior a maioria dos valores variou entre 18:1 e 54:1.

Observa-se também que ao 26º dia a amostra superior obteve um valor mais elevado, equivalente a mais de 60:1 quando em comparação com os demais, o que mostra a grande quantidade de matéria orgânica no biorreator ainda a ser degradada e uma pequena quantidade de nitrogênio como um nutriente que favorece a atividade dos microrganismos envolvidos no processo.

A oscilação dos valores pode ser justificada também pela representatividade das amostras coletadas, na qual algumas amostras o excessivo volume de plástico existente pode ter interferido nos resultados do teor de carbono.

Para a coleta feita em aproximadamente 220 dias, o teor de carbono para a amostra superior foi de 245g/kg e o teor de nitrogênio de 12g/kg produzindo uma relação com valor de 19:1 devido ao nitrogênio ser um dos mais altos valores encontrados. Para a amostra inferior o teor de carbono foi de 430g/kg e o teor de nitrogênio de 5g/kg produzindo uma relação com valor de 86:1 devido ao alto índice de carbono e ao pequeno valor do nitrogênio, observando que essa coleta obteve a maior oscilação de todo o monitoramento.

A partir desse período, pode-se observar que a relação C:N se manteve entre 20:1 e 40:1, o que é considerado por diversos autores citados como uma faixa recomendada para o processo de bioestabilização da matéria orgânica.

Valores elevados da relação C:N podem interferir na digestão anaeróbia dos resíduos como um dos fatores retardantes do início da fase metanogênica, pois o nitrogênio pode agir como um nutriente limitante. Contudo valores numa faixa de 20:1 a 42:1 para amostras de um aterro, coletadas em profundidades de 6m a 10m, são citados por Östman *et al.* (2006) *apud* Alcântara (2007).

Leite *et al.* (2001) trabalhando com um sistema experimental, constituído basicamente por quatro reatores anaeróbios de batelada, com capacidade unitária de 20L, obtiveram valores elevados da relação C:N, contudo os autores constataram que, embora trabalhando com relações C:N variando de 35:1 a 42:1, não foi verificado desequilíbrio no processo, causado por deficiência de nitrogênio.

Para alguns autores, a relação C:N obtida nesta pesquisa não apresentou resultados satisfatórios nos pontos mais elevados, sendo na maioria das amostras iniciais os valores superiores a 40:1, pois, fora desses padrões a reprodução microbiana fica imobilizada, por não possuir a quantidade de nitrogênio suficiente para sua reprodução, sendo necessário uma maior fonte de nutrientes para o seu desenvolvimento, que conseqüentemente geraria uma melhor decomposição desses

resíduos. Somente a partir de 250 dias de monitoramento a relação C:N obtida no lisímetro em estudo apresentou menores oscilações e resultados mais satisfatórios para a estabilização do meio.

#### ▪ Fósforo (P)

Nos processos de decomposição aeróbios e anaeróbios o fósforo também é utilizado como um nutriente para a formação celular. O modelo de Monod (1949) evidencia a importância de nutrientes como o fósforo na digestão anaeróbia destacando que o fósforo é um nutriente que está relacionado com a taxa de crescimento microbiano.

A Figura 37 apresenta o teor de fósforo na base seca durante o período de monitoramento do lisímetro.

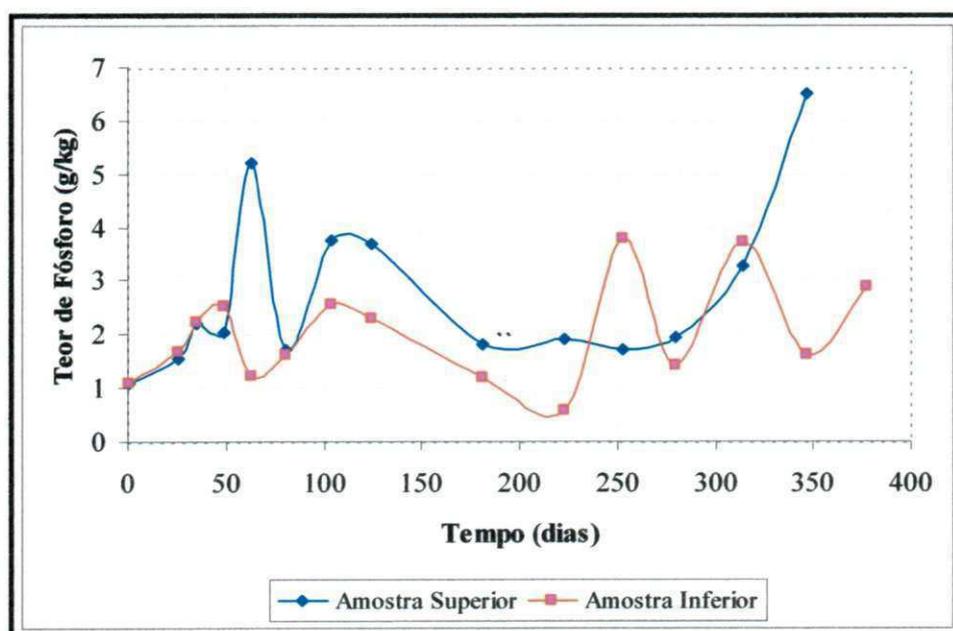


Figura 37. Teor de fósforo (base seca) durante o monitoramento no lisímetro

Conforme demonstrado por meio da Figura 37, o valor inicial do teor de fósforo foi de 1,1g/kg. Até o 50º dia houve uma elevação dessa variável, alcançando valores aproximados de 2,0g/kg. Após o período inicial as oscilações ocorreram tanto para a amostra superior, quanto para a inferior, mas os valores máximos não ultrapassaram a 7g/kg e os mínimos foram sempre maiores que 0,5g/kg.

Alcântara (2007) em seus estudos com lisímetro obteve o teor inicial de 1,78g/kg. Comparando os teores de fósforos do lisímetro em estudo observa-se que se

encontram acima do valor encontrado por Alcântara (2007) na caracterização inicial de seus resíduos.

De acordo com Lima (1994) *apud* Melo (2003) microrganismos que atuam durante a hidrólise e a fermentação reduzem as suas taxas de crescimento quando existe deficiência de nutrientes. No entanto, esta carência de nutrientes não ocasiona severas implicações no processo degradativo, pois esses microrganismos, normalmente, têm altas taxas de crescimento. Vale salientar, entretanto, que os valores encontrados para o teor de fósforo estão em pequenas quantidades quando comparados com outros valores citados, mas não se pode afirmar que essa quantidade, por ser baixa, está causando inibição no crescimento microbiana, apesar da importância dessa variável, porém existem outras fontes de nutrientes para os microrganismos.

Diversos autores têm estudado o teor de fósforo em lixiviados obtendo valores em mg/l, portanto a comparação pode não ser eficiente por se tratar de líquidos percolados de aterros e a análise dos componentes do lisímetro em estudo ser de amostra sólida dos resíduos.

#### ▪ Potássio (K)

A Figura 38 apresenta o teor potássio durante o monitoramento do lisímetro.

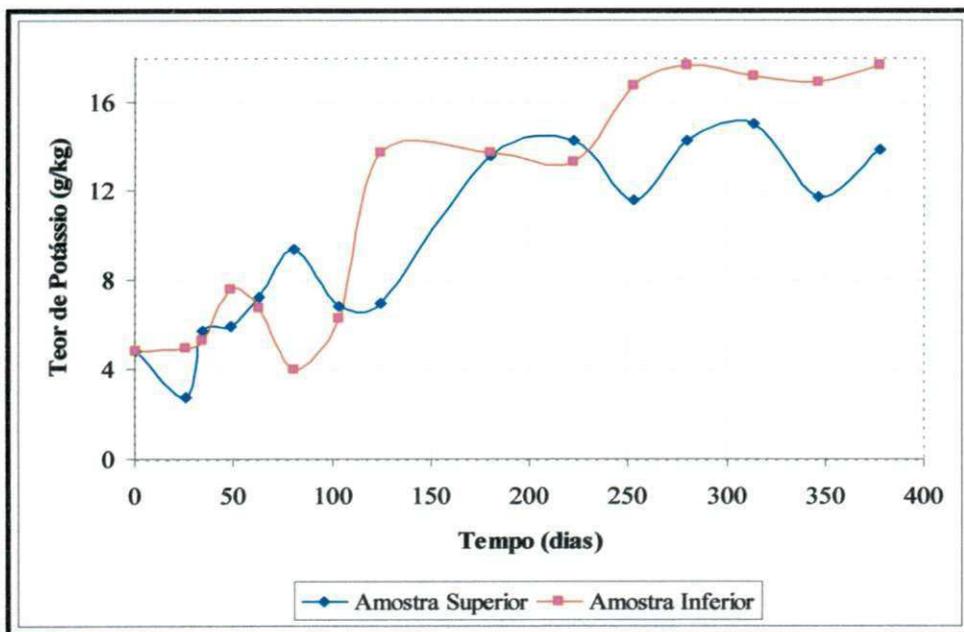


Figura 38. Teor de potássio durante o período de monitoramento no lisímetro

As concentrações de potássio apresentaram inicialmente um valor de 4,8g/kg e posteriormente as elevações aconteceram durante todo o período de monitoramento

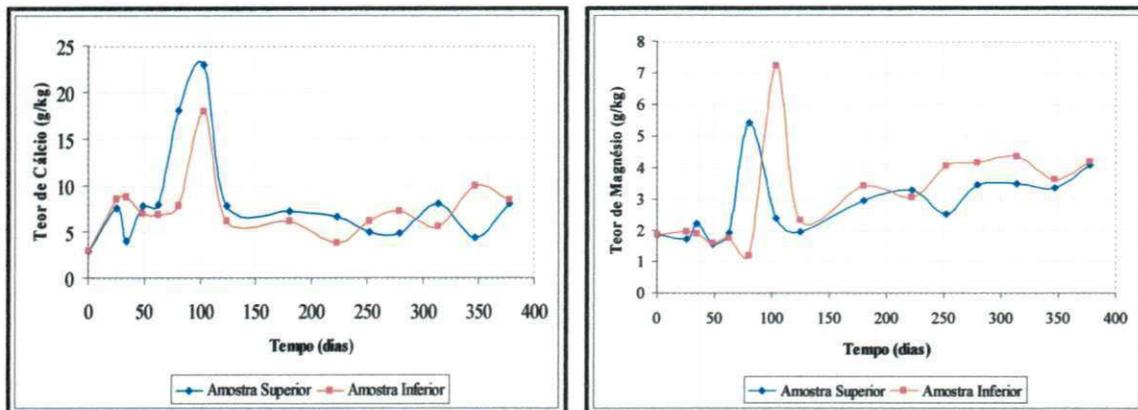
alcançando valores de 14,3g/kg para a amostra superior e 17,6g/kg para a amostra inferior. Apesar da elevação dos valores, segundo Leite (2008), essas concentrações são consideradas baixas quando comparadas com a literatura técnica.

De acordo com Ferreira (2006) o potássio é usualmente encontrado em lixiviados de aterros jovens, devido à dissolução de sais altamente solúveis presentes em resíduos domésticos e industriais. Em períodos chuvosos este nutriente apresenta-se em concentrações diluídas no lixiviado. Segundo o mesmo autor, algumas normas brasileiras utilizadas não apresentam restrições para esta substância, portanto, diferentemente do nitrogênio e do fósforo, o potássio não tem nenhum efeito danoso conhecido quando em águas naturais.

#### ▪ Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)

Os teores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) estão entre os principais macrocomponentes inorgânicos de lixiviados e contribuem para a identificação da evolução das concentrações de metais na massa de resíduo.

A Figura 39 (a) e (b) apresenta o teor cálcio e o teor de magnésio durante o período de monitoramento do lisímetro.



(a) Teor de cálcio

(b) Teor de magnésio

Figura 39. Teor de cálcio (a) e magnésio (b) ao longo do tempo de monitoramento do lisímetro

A variação do teor de Ca, conforme apresentado na Figura 39 (a), foi entre 2g/kg e 24g/kg para a amostra superior e 2g/kg e 18g/kg para a amostra inferior, sendo que a maioria dos valores está na faixa de 5 g/kg e 10g/kg.

O teor de Mg, apresentado na Figura 39 (b) variou entre 1g/kg e 6g/kg para a amostra superior e 1g/kg e 8g/kg para a amostra inferior, sendo que a maioria dos valores está na faixa de 2g/kg e 4g/kg de resíduos sólidos. Observa-se uma estabilidade

nas concentrações de Ca e uma pequena elevação para o teor de Mg durante todo o período de monitoramento. De acordo com Leite (2008), essas variações estão de acordo com diversos autores em estudos feitos com resíduos sólidos.

Alcântara (2007) em seus estudos com lisímetros obteve um valor elevado para os teores de Ca e Mg e a partir de 200 dias de monitoramento houve um decréscimo onde ocorreu uma estabilidade desses valores. O autor justifica o decréscimo dos valores a partir do momento em que o pH se aproxima da neutralidade e a estabilidade dos teores enquanto o pH se manteve na faixa de basicidade. Segundo o mesmo autor, os valores de metais foram mais elevados inicialmente até o momento da geração do lixiviado sendo o mesmo período onde ocorreu o decréscimo dos valores.

No lisímetro em estudo pode-se observar para a amostra superior que a estabilidade dos teores de cálcio e magnésio, semelhante à pesquisa de Alcântara (2007), ocorre no período em que o pH se aproxima da neutralidade, e para amostra inferior a estabilidade dos teores de cálcio e magnésio ocorre quando o pH apresenta valores mais elevados que os valores iniciais.

É observada claramente, na Figura 39, que em aproximadamente 100 dias de monitoramento aconteceu uma elevação tanto para o teor de Ca quanto para o teor de Mg e que pode ser justificada pela heterogeneidade da amostra coletada, onde pode haver existido algum material rico em Ca e Mg presente na amostra. Também, como citado no item 3.3, houve uma pequena dificuldade nas coletas durante esse período, onde existiu a interferência da camada de solo utilizada para a cobertura dentro da amostra coletada, portanto, ser uma das causas da elevação desses valores, a presença do solo nas análises executadas. Porém isso não pode ser afirmado visto que não foram feitas análises químicas do solo para comparação dos teores de cálcio e magnésio presentes no solo utilizado para a camada de cobertura.

Comparando a Figura 39 (a) e (b) com os valores de pH (Figura 30) e alcalinidade (Figura 31) pode ser observado que as menores oscilações e a estabilidade nos valores de cálcio e magnésio ocorreram após os 100 dias de monitoramento, onde houve a elevação do pH para valores mais alcalinos e a diminuição da alcalinidade, conforme demonstrado anteriormente.

Segundo Pinto (2000), 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 é

relacionada ao processo de tratamento de águas residuárias, sendo poucos os trabalhos sobre os resíduos sólidos.

#### 4.5.2 Micronutrientes (Cu, Fe, Mn e Zn)

Ray & Chan (1986) *apud* Moravia (2007) comentam que as concentrações dos metais presentes nos lixiviados variam de acordo com a fase de decomposição do resíduo, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estarão mais solúveis e menores na fase final de estabilização, onde o pH normalmente é mais básico.

A Figura 40 (a), (b), (c) e (d) apresenta o teor de cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) durante o período de monitoramento do lisímetro.

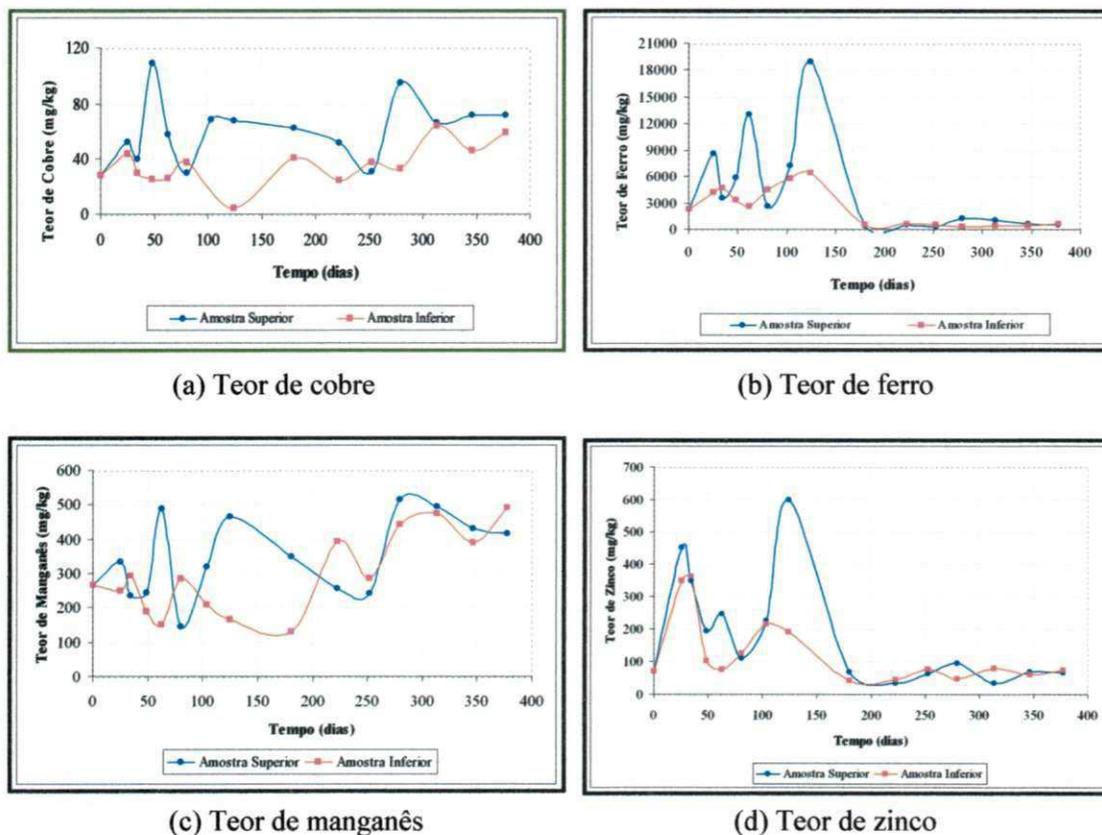


Figura 40. Teor de cobre (a), ferro (b), manganês (c) e zinco (d) durante o período de monitoramento do lisímetro

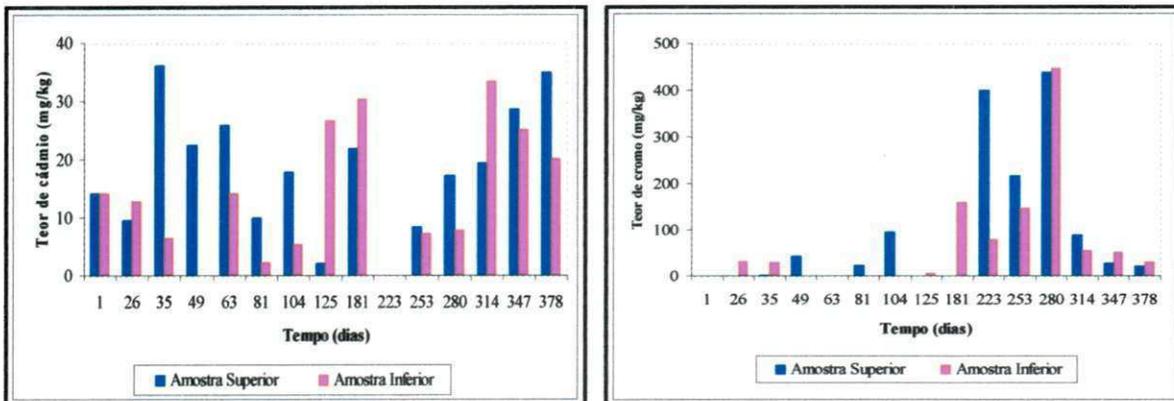
De acordo com a Figura 40 (a) os valores do Cu estão entre 4mg/kg e 120mg/kg, verificando-se que a variação da concentração obtida para o Fe na Figura 40 (b) foi entre 320mg/kg e 19.000mg/kg.

Deve-se destacar a importância do Zn que, segundo Garcia Jr. (1997) *apud* Monteiro (2003) informa ser esse elemento necessário para o metabolismo microbiano, pois somente com a presença desse metal ocorre a degradação de certos componentes orgânicos. O Zn atua como componente essencial de algumas enzimas e faz parte de outras moléculas, portanto, em concentrações adequadas, facilita a degradação.

Devido à abrangência dos diversos valores citados destaca-se que os valores no interior do lisímetro estão compatíveis com a literatura técnica, porém, mesmo em baixas concentrações, estão causando efeitos tóxicos para os microrganismos, principalmente no momento inicial quando existe uma acidez do meio e acontece o ajuste inicial dos componentes dos resíduos em decomposição, podendo esses fatores justificarem as oscilações que ocorrem nos primeiros dias de monitoramento.

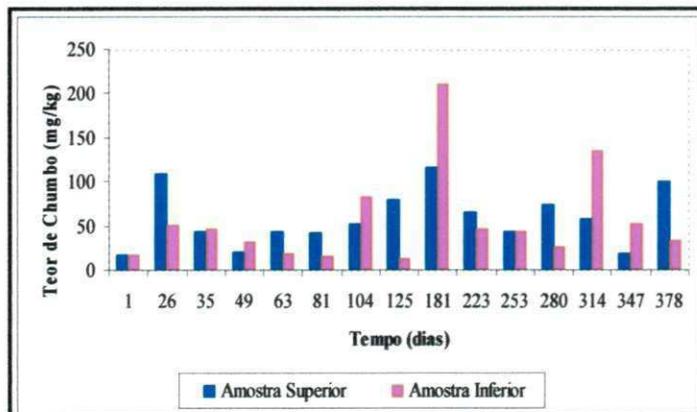
#### 4.5.3 Metais pesados (Cd, Cr e Pb)

A Figura 41 (a), (b) e (c) apresenta o teor dos metais pesados cádmio (Cd), cromo (Cr) e chumbo (Pb) durante o período de monitoramento do lisímetro.



(a) Teor de cádmio

(b) Teor de cromo



(c) Teor de chumbo

Figura 41. Teor de cádmio (a), cromo (b) e chumbo (c) durante o monitoramento do lisímetro

Conforme observado na Figura 41 (a), o teor de cádmio variou entre 0mg/kg e 37mg/kg havendo oscilações dos valores durante o período de monitoramento. Por meio da Figura 41 (b) observa-se que o teor de cromo apresentou valores nulos inicialmente, após 150 dias de monitoramento houve uma grande elevação alcançando valores próximos a 450mg/kg e após 300 dias esse elemento decresceu permanecendo entre os valores 20mg/kg e 90mgkg.

Observa-se na Figura 41 (c) que a maioria dos valores para a concentração do teor de chumbo foi abaixo de 100mg/kg, sendo que em alguns pontos, esse elemento alcançou valores entre 100mg/kg e 210mg/kg.

A Tabela 4 revela os limites de tolerância a metais pesados em composto orgânico de resíduos sólidos urbanos em alguns países e para a CETESB (2008), e a Tabela 5 apresenta os valores para os metais dos resíduos sólidos urbanos encontrados através de estudos feitos por diversos autores.

**Tabela 4. Limite de tolerância de metais pesados para composto orgânico**

| Metais | Limites por países / localidades (mg/kg) |              |            |               |                |                              |               |               |
|--------|--|--------------|------------|---------------|----------------|------------------------------|---------------|---------------|
|        | Alemanha<br>(1)                          | Suíça<br>(1) | EUA<br>(1) | França<br>(1) | Áustria<br>(1) | Comunidades<br>Europeias (1) | Itália<br>(2) | CETESB<br>(3) |
| Cádmio | 1,5                                      | 3            | 39         | 40            | 6              | 40                           | 10            | 3             |
| Cromo  | 100                                      | 150          | 1200       | 2000          | 300            | —                            | —             | 75            |
| Chumbo | 150                                      | 150          | 300        | 1600          | 900            | 1750                         | 500           | 100           |

(1) Fonte: Azevedo (2000)

(2) Fonte: Stentiford e De Bertoldi (1990) *apud* Braga *et al.*, (2002)

(3) CETESB – SP (2008)

**Tabela 5. Valores de metais encontrados em RSU**

| Referências                     | Metais (mg/kg) |       |        |
|---------------------------------|----------------|-------|--------|
|                                 | Cádmio         | Cromo | Chumbo |
| Cintra (2003)                   | 2,1            | 21,9  | 29,8   |
| Rao & Shantaran (1995) *        | 2              | 26    | 135    |
| Tisdell & Breslin (1995) *      | 11             | 73    | 603    |
| Miyazawa (1998) *               | < 1            | 23    | 11     |
| Andreoli <i>et al.</i> , (1997) | 20             | 1000  | 750    |
| Melo (2003)                     | —              | 61    | 120    |

\* Fonte: Libânio (2002)

Conforme observado na Tabela 4 verifica-se que, de uma maneira geral, os valores encontrados estão de acordo com os limites exigidos por diversos países citados. Segundo a CETESB – SP (2008) somente os valores do Pb estariam abaixo do limite exigido e o Cd e Cr apresentaram valores mais elevados.

Verifica-se, de acordo com a Tabela 5 que, de uma maneira geral, os valores para Cd e Cr no interior do lisímetro em estudo estão acima dos valores encontrados pelos autores citados. Esses valores podem ser justificados pela excessiva quantidade de plásticos que é fonte de cádmio e também pela grande quantidade de matéria orgânica que é fonte de diversos metais, dentre eles o cromo.

O valor do Pb está semelhante com os valores encontrados na Tabela 5 para os diversos estudos com resíduos sólidos. É importante ressaltar que a fração orgânica é uma grande fonte de chumbo devido esse elemento apresentar afinidade com a matéria orgânica.

Vale salientar que devido a problemas técnicos, as análises não foram efetuadas após a coleta, sendo as amostras coletadas secas em estufa (aproximadamente 55°C), armazenadas por aproximadamente seis meses e posteriormente foram moídas e digeridas para a execução de tais análises. Devido a esse período de armazenamento das amostras, pode ter ocorrido alguma deficiência na leitura dos metais, tanto para o aumento quanto para a diminuição da concentração desses elementos.

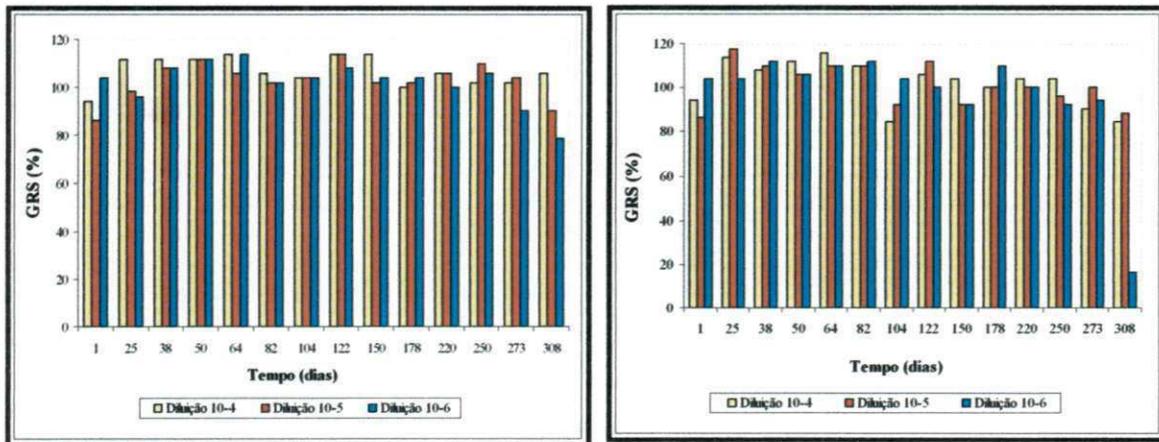
A determinação da concentração de metais pesados e as formas químicas nas quais esses elementos se encontram ou predominam associados provêm uma base para avaliar sua disponibilidade e toxicidade (MELO, 2006). Segundo Lawrence & Mccarty (1965), em se tratando de digestão anaeróbia, os metais pesados são tóxicos, mesmo em baixas concentrações. Como citado anteriormente, observou-se a importância de verificar a contaminação por agentes tóxicos (metais pesados), devido aos efeitos da toxicidade na evolução do processo degradativo dos resíduos depositados. Portanto, foi feito uma avaliação da relação dos metais com os testes de toxicidade.

#### **4.6 Fitotoxicidade e metais**

Foram realizados os testes de fitotoxicidade a fim de avaliar o grau de toxicidade nos resíduos sólidos depositados no interior do lisímetro.

As Figuras 42 (a) e (b) e 43 (a) e (b) mostram, respectivamente, os resultados dos ensaios de fitotoxicidade através da germinação relativa da semente (GRS) e o

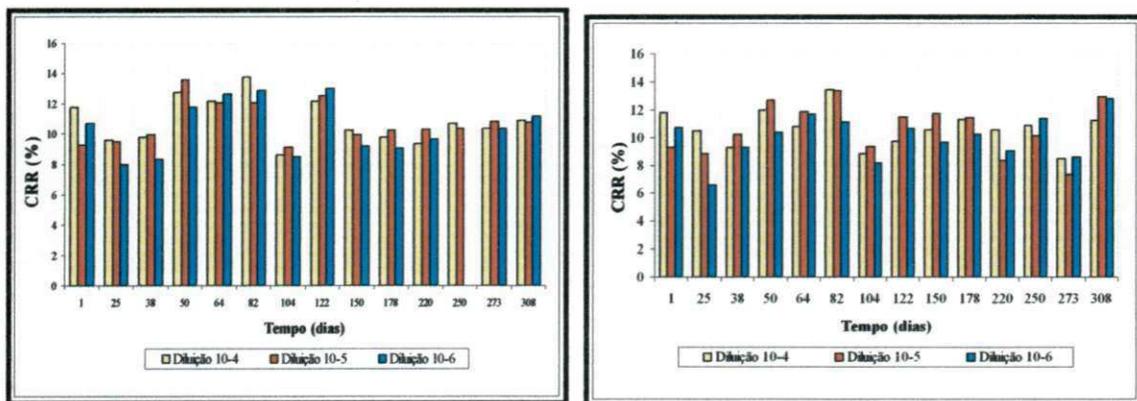
crescimento relativo da raiz (CRR), feitos com as sementes de tomate em diferentes diluições de resíduos sólidos, tanto para as amostras superiores quanto as inferiores.



(a) GRS – Amostra Superior

(b) GRS – Amostra Inferior

Figura 42. GRS para as sementes de tomate em diferentes diluições



(a) CRR – Amostra Superior

(b) CRR – Amostra Inferior

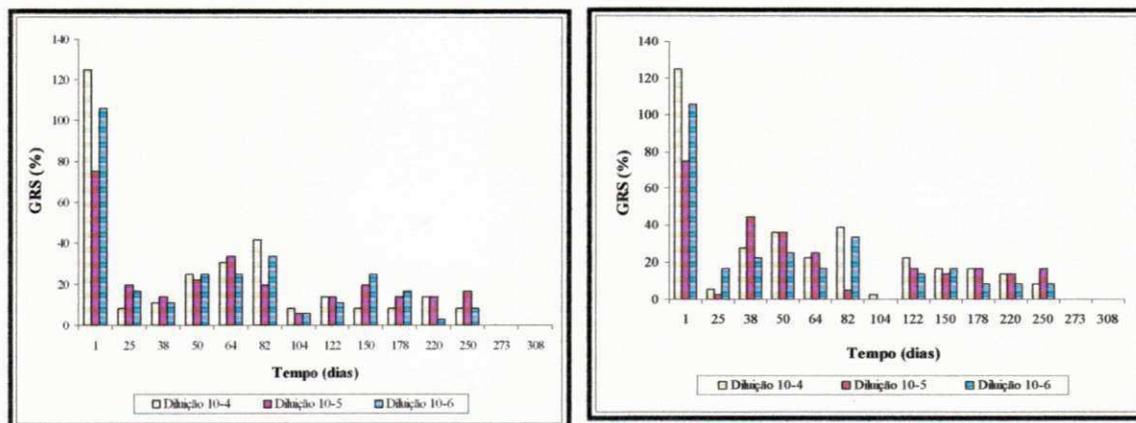
Figura 43. CRR para as raízes de tomate em diferentes diluições

Conforme demonstrado na Figura 42 (a) e (b) a maioria dos valores em percentual da germinação relativa para as sementes de tomate variou entre 80% e 120% tanto para a amostra superior quanto para a amostra inferior.

A Figura 43 (a) demonstrou que a maioria dos valores do crescimento relativo das raízes variou entre 8% e 14% para a amostra superior. A Figura 43 (b) demonstrou que a maioria dos valores variou entre 6% e 12% para a amostra inferior.

Verifica-se, portanto, a similaridade das amostras superiores e inferiores para o teste de toxicidade com semente de tomate, confirmando uma diferença mínima entre as amostras e, conseqüentemente, demonstrando que não existiu variação de toxicidade em relação à profundidade dos resíduos depositados no lisímetro.

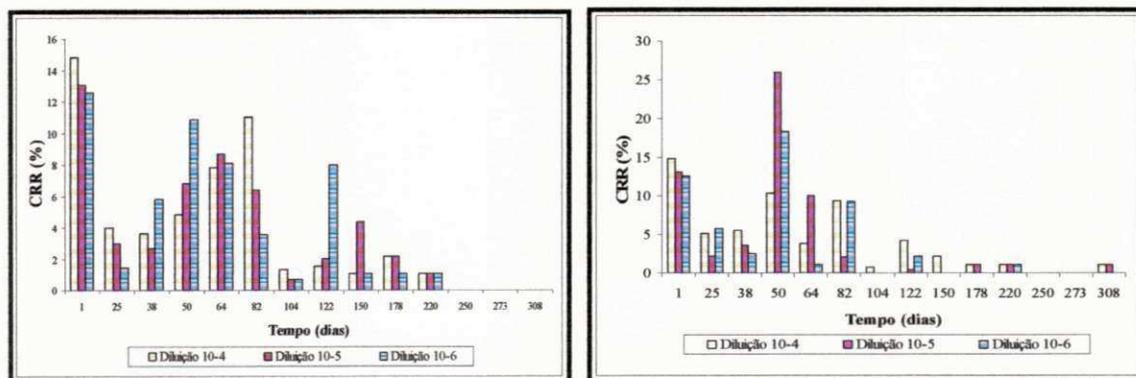
As Figuras 44 e 45 mostram, respectivamente, os resultados dos ensaios de fitotoxicidade através da germinação relativa da semente (GRS) e o crescimento relativo da raiz (CRR), feitos com as sementes de repolho em diferentes diluições de resíduos sólidos, tanto para as amostras superiores (a) quanto as inferiores (b).



(a) GRS – Amostra Superior

(b) GRS – Amostra Inferior

Figura 44. GRS para as sementes de repolho em diferentes diluições



(a) CRR – Amostra Superior

(b) CRR – Amostra Inferior

Figura 45. CRR para as raízes de repolho em diferentes diluições

A maioria dos valores em percentual para a germinação relativa das sementes de repolho, conforme demonstrado na Figura 44 (a) e (b), foi abaixo de 40% tanto para a amostra superior quanto para a amostra inferior, exceto para a primeira coleta que foi a amostra retirada no momento do enchimento do lisímetro, onde o percentual foi bastante elevado quando comparado com os demais valores encontrados. Esse percentual elevado no enchimento do lisímetro pode ser justificado pelo tempo de disposição dos resíduos nas lixeiras até o momento de disposição final, que não propiciou uma interação dos componentes tóxicos nos resíduos, favorecendo a elevada germinação das sementes.

Os valores em percentual para o crescimento relativo das raízes, conforme demonstrado na Figura 45 (a) e (b), tiveram bastante oscilações para a amostra superior e inferior e para as últimas amostras coletadas os percentuais foram praticamente nulos, demonstrando que não houve crescimento das raízes, indicando que existe toxicidade no interior do lisímetro e essa toxicidade está inibindo o crescimento das raízes.

Os resultados alcançados por Melo (2003) foram inferiores aos do lisímetro em estudo, em que os valores para a germinação foi próximo a 120% e o comprimento da raiz apresentou valores próximos a 60% para a diluição  $10^{-1}$ . O autor cita que suas análises foram feitas com resíduos mais maduros, ressaltando que a célula de lixo encontrava-se na fase metanogênica de degradação, e, por conseguinte, o lixo era menos tóxico. No lisímetro em estudo e de acordo com diversos fatores analisados, pode-se observar que a degradação está entre a fase III e IV, demonstrando uma transição da fase acetogênica para a fase metanogênica. Isso pode justificar a toxidez maior no lisímetro comparado com os resultados obtidos por Melo (2003).

Os testes de fitotoxicidade mostraram-se semelhantes aos alcançados por Monteiro (2003), em que o repolho foi mais sensível ao teste de toxicidade comparado ao tomate. Segundo diversos autores citados por Leite (2008), a semente de repolho é mais sensível do que a de tomate, por ser uma semente muito pequena, portanto, possui pequenas quantidades de reservas de alimentos. Sendo assim, necessita rapidamente de fontes externas de nutrientes. Contudo, o autor afirma que, a sensibilidade de uma espécie de planta também pode depender da tolerância à toxicidade.

Também houve similaridade nos testes de toxicidade apresentados por Melo (2003), em que os índices de germinação da semente foram maiores que o crescimento das raízes, isto pode ser explicado pelo fato que a germinação é dependente de água. Como sugere a literatura técnica, 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 no fornecimento de energia e nutrientes necessários para a retomada do crescimento por parte do eixo embrionário.

Relacionando os teores de metais com os testes de toxicidade observa-se que alguns dos metais estudados que podem estar contribuindo para essa inibição. Isso pode ser exemplificado nos resultados encontrados para o teor de micronutrientes, em que na Figura 40 ocorre uma diminuição dos teores de ferro e zinco, porém, com o passar do tempo, os teores de cobre e manganês tendem a se estabilizar, mas não ocorre uma

diminuição mais visível desses elementos. Entretanto, os teores de cobre e manganês podem estar inibindo a germinação das sementes de repolho para as últimas amostras coletadas.

Wong *et al.* (2001) *apud* Lins (2005) afirmam que o teor de cromo é um dos maiores inibidores do crescimento da raiz de repolho. Verifica-se pela Figura 41 a elevação desse teor para os últimos dias de monitoramento e, comparando a Figura 41 com as Figuras 44 e 45 é possível perceber que há inibição para a germinação da semente e também, que o crescimento das raízes ocorre durante os mesmos períodos onde existem elevados teores de cromo.

Monteiro (2003) comenta que a toxicidade de uma massa de lixo não se deve apenas à concentração de metais, pois compostos fenólicos, amônia e ácidos alifáticos conferem à massa certo grau de toxidez, embora com menor tempo de permanência em relação aos metais.

De maneira geral, a toxicidade para ambos os parâmetros (germinação e crescimento da raiz) pesquisados nos testes com semente de tomate apresentou oscilações e não houve tendência de aumento ou diminuição da toxicidade no interior do lisímetro ao longo do tempo, indicando uma estabilidade do nível de toxidez.

Já os parâmetros (germinação e crescimento da raiz) nos testes com semente de repolho demonstraram uma diminuição no decorrer do tempo, apontando para toxidez ainda presente na massa de lixo do lisímetro.

Vale salientar que os valores encontrados por Melo (2003) e Monteiro (2003) foram semelhantes, porém com diluição  $10^{-1}$ , enquanto que no lisímetro em estudo as diluições foram de  $10^{-4}$  a  $10^{-6}$ , indicando uma maior concentração de componentes tóxicos no lisímetro que só permitiu a germinação das sementes e o crescimento das raízes em amostras mais diluídas.

Nieweglowski & Silva (1999) *apud* Rodrigues (2005) em análises com lixiviados e esgoto comentam que não é possível correlacionar o efeito tóxico de uma substância individual com um efluente que apresente em sua composição esta substância, pois a toxicidade é uma resposta da interação sinérgica ou antagônica das substâncias e cada amostra é praticamente única em sua composição, sendo que o efeito tóxico medido refere-se à interação das inúmeras substâncias existentes na amostra.

Entretanto, é importante ressaltar que o teste de fitotoxicidade é um indicador do nível de contaminação e bioestabilização, e existem diversos componentes e compostos que interferem nos índices calculados para esse teste, inclusive outros parâmetros que

não foram discutidos nesta pesquisa que também podem estar presentes no lisímetro e interferir nos resultados finais do teste de fitotoxicidade.

#### 4.7 Geração de lixiviado

O balanço hídrico é um dos principais fatores que controlam o comportamento dos aterros sanitários. Por meio de sua avaliação e monitoramento pode-se melhor compreender e estimar as taxas de geração e acumulação de líquidos lixiviados. Esse conhecimento é de extrema importância para o projeto, operação e manutenção dos aterros sanitários, pois fornece elementos para o dimensionamento dos sistemas de tratamento e drenagem de líquidos, e para a avaliação do comportamento geomecânico, principalmente no aspecto da estabilidade estrutural (CATAPRETA & SIMÕES, 2008b).

Silva (2005) cita que em maiores precipitações a existência de fluxo por caminhos preferenciais é mais significativa, principalmente em aterros novos em função da estrutura mais grosseira. À medida que os RSU se degradam e ocorrem os recalques a massa se torna mais homogênea, o peso específico aumenta e o volume de vazios decresce, o que tende a limitar o fluxo por caminhos preferenciais.

Conforme visto no item 4.2 as maiores precipitações em Campina Grande ocorrem durante os meses de março a agosto e os índices de evaporação são mais elevados entre os meses de setembro a fevereiro.

Haja vista que a construção e enchimento do lisímetro ocorreram em época de primavera / verão (outubro), e com o baixo índice de precipitação médio (700mm/ano), elevado índice de evaporação e baixa temperatura ambiente (22°C) na cidade de Campina Grande, não foi possível registrar através do piezômetro instalado, nenhuma variação na medição do nível de líquidos.

As condições climáticas são os principais fatores que contribuem para a geração de lixiviados e, visto que na cidade de Campina Grande existe um déficit hídrico por ter um índice de evapotranspiração maior que o índice de precipitação anual, pode ser justificada a falta de lixiviados no interior do lisímetro em estudo.

Alcântara (2007), em seu experimento com lisímetros, observou a geração de lixiviado após seis meses de monitoramento, porém a Região Metropolitana do Recife apresenta precipitação anual em torno de 2000mm/ano e temperatura ambiente (30°C) superiores às encontradas na cidade de Campina Grande.

Entretanto, não foi possível a execução de análises em lixiviados devido a ausência de coleta de líquidos durante o período de monitoramento.

#### 4.8 Geração de gases

Durante o período de decomposição dos resíduos, os processos microbiológicos são predominantes na formação dos gases. No entanto, existem outros mecanismos envolvidos, como as reações químicas, que atuam ora isoladamente, ora associados com a microbiologia, na transformação das substâncias em gases.

Entretanto, por meio do sistema de drenagem de gases instalado no lisímetro, não foi possível obter a indicação de geração de gases, devido a falta de equipamento para a realização das leituras dos gases.

Conseqüentemente, não foi possível a verificação da geração de CH<sub>4</sub>, que poderia contribuir nas análises da fase de degradação em que se encontram os resíduos sólidos depositados no lisímetro.

#### 4.9 Resultados estatísticos

##### 4.9.1 Estatística descritiva

###### ▪ Umidade

A variação da umidade no lisímetro durante o período de monitoramento não teve grande significância entre a amostra superior e a amostra inferior. Através da Tabela 6, pode-se observar que os resultados para amostra superior e inferior são equivalentes.

Tabela 6. Teste estatístico feito com a variável umidade

|                                | <i>Superior</i> | <i>Inferior</i> |
|--------------------------------|-----------------|-----------------|
| Média                          | 59,089          | 59,423          |
| Variância                      | 77,410          | 36,383          |
| Observações                    | 14              | 14              |
| Variância agrupada             | 56,897          |                 |
| Hipótese da diferença de média | 0               |                 |

###### ▪ Testes de fitotoxicidade – semente de tomate

Foi realizada a análise de variância – ANOVA (Tabela 7) para testar a condição de igualdade das médias dos valores da germinação relativa da raiz (GRS) para amostra

superior (a) e inferior (b) dos testes de fitotoxicidade feitos com semente de tomate. Observou-se que os valores para as três diluições, estatisticamente, não interferiu na germinação da semente, pois o valor  $F < F$  crítico.

Tabela 7: Resumo da análise de variância ANOVA para GRS

| (a) Amostra Superior |          |    |         |        |           |           |
|----------------------|----------|----|---------|--------|-----------|-----------|
| Fonte de variação    | SQ       | gl | MQ      | F      | Valor - P | F crítico |
| Entre grupos         | 225,644  | 2  | 112,822 | 2,0545 | 0,1399    | 3,2043    |
| Dentro dos grupos    | 2471,061 | 45 | 54,9124 |        |           |           |
| Total                | 2696,705 | 47 |         |        |           |           |

| (b) Amostra Inferior |          |    |         |        |           |           |
|----------------------|----------|----|---------|--------|-----------|-----------|
| Fonte de variação    | SQ       | gl | MQ      | F      | Valor - P | F crítico |
| Entre grupos         | 58,5906  | 2  | 29,2953 | 0,1113 | 0,8948    | 3,2043    |
| Dentro dos grupos    | 11837,62 | 45 | 263,058 |        |           |           |
| Total                | 11896,21 | 47 |         |        |           |           |

#### ▪ Testes de fitotoxicidade – semente de tomate

Para verificar se os dados seguem uma distribuição normal, foi construído histogramas de cada variável analisada, porém serão demonstrados através da Figura 46 somente os histogramas para os valores da GRS (a) e CRR (b).

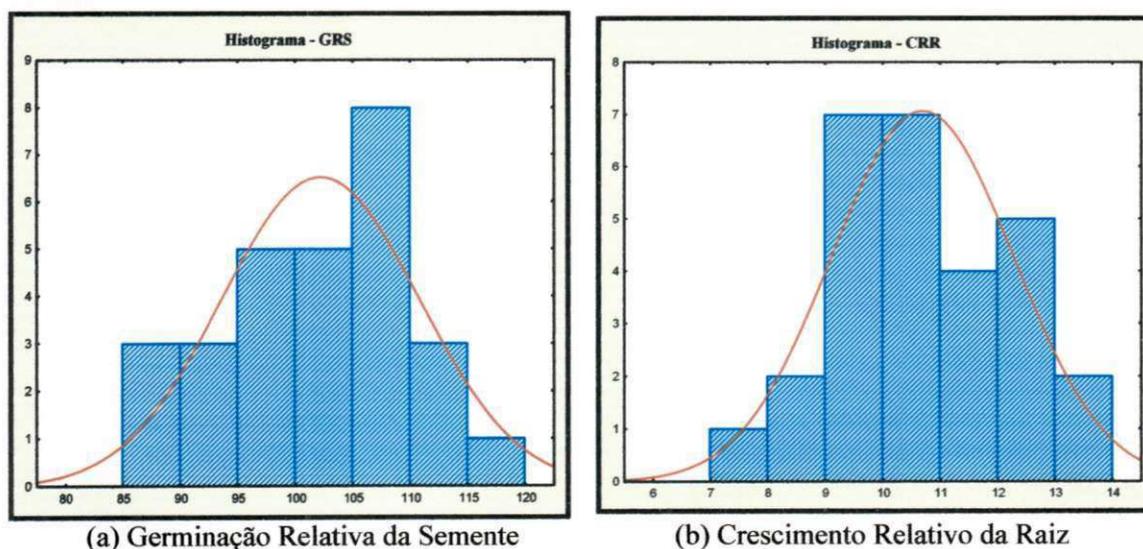


Figura 46. Histograma dos dados obtidos com a semente de tomate

Pode-se observar que os histogramas seguem uma distribuição normal. Portanto, foi escolhido como estudo estatístico a Análise dos Componentes Principais (ACP) para verificação do comportamento das de diversas variáveis.

#### 4.9.2 Análise dos componentes principais (ACP)

Será apresentada a matriz de correlação para a amostra superior (Tabela 8) e amostra inferior (Tabela 9). As variáveis analisadas foram os macronutrientes, micronutrientes e metais pesados, com a finalidade de obter correlações com os testes de fitotoxicidade feitos com semente de tomate. Para as análises do estudo estatístico foram considerados os testes de fitotoxicidade das amostras com diluição  $10^{-5}$

Tabela 8. Matriz de correlação dos parâmetros analisados para a amostra superior

|            | <i>NTK</i> | <i>P</i> | <i>K</i> | <i>Ca</i> | <i>Mg</i> | <i>Cu</i> | <i>Fe</i> | <i>Mn</i> | <i>Zn</i> | <i>Cd</i> | <i>Cr</i> | <i>Pb</i> | <i>GRS</i> | <i>CRR</i> |
|------------|------------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|
| <i>NTK</i> | 1          |          |          |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>P</i>   | -0,13      | 1        |          |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>K</i>   | 0,287      | 0,090    | 1        |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>Ca</i>  | 0,011      | 0,088    | -0,122   | 1         |           |           |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>Mg</i>  | 0,515      | -0,02    | 0,653    | 0,302     | 1         |           |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>Cu</i>  | -0,289     | 0,276    | 0,195    | 0,000     | -0,130    | 1         |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>Fe</i>  | -0,431     | 0,313    | -0,594   | 0,187     | -0,528    | 0,120     | 1         |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>Mn</i>  | -0,204     | 0,567    | 0,330    | -0,225    | -0,074    | 0,508     | 0,279     | 1         |           |           |           |           |            |            |
| <i>Zn</i>  | -0,415     | 0,099    | -0,688   | 0,078     | -0,536    | 0,039     | 0,868     | 0,107     | 1         |           |           |           |            |            |
| <i>Cd</i>  | -0,068     | 0,381    | 0,040    | -0,143    | 0,028     | 0,255     | -0,239    | 0,203     | -0,164    | 1         |           |           |            |            |
| <i>Cr</i>  | 0,289      | -0,231   | 0,546    | -0,118    | 0,224     | 0,185     | -0,367    | 0,081     | -0,386    | -0,393    | 1         |           |            |            |
| <i>Pb</i>  | -0,428     | -0,264   | 0,250    | 0,030     | 0,111     | 0,108     | 0,079     | 0,309     | 0,221     | -0,102    | 0,044     | 1         |            |            |
| <i>GRS</i> | -0,254     | -0,066   | 0,083    | 0,153     | -0,104    | 0,438     | 0,413     | 0,156     | 0,402     | -0,058    | 0,220     | 0,242     | 1          |            |
| <i>CRR</i> | -0,123     | 0,232    | -0,043   | 0,029     | 0,036     | 0,418     | 0,419     | 0,066     | 0,212     | -0,013    | -0,181    | -0,275    | 0,531      | 1          |

Tabela 9. Matriz de correlação dos parâmetros analisados para a amostra inferior.

|            | <i>NTK</i> | <i>P</i> | <i>K</i> | <i>Ca</i> | <i>Mg</i> | <i>Cu</i> | <i>Fe</i> | <i>Mn</i> | <i>Zn</i> | <i>Cd</i> | <i>Cr</i> | <i>Pb</i> | <i>GRS</i> | <i>CRR</i> |
|------------|------------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|
| <i>NTK</i> | 1          |          |          |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>P</i>   | 0,428      | 1        |          |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>K</i>   | 0,310      | 0,330    | 1        |           |           |           |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>Ca</i>  | -0,066     | 0,223    | -0,190   | 1         |           |           |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>Mg</i>  | 0,151      | 0,387    | 0,460    | 0,606     | 1         |           |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>Cu</i>  | 0,205      | -0,089   | 0,575    | -0,356    | -0,156    | 1         |           |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>Fe</i>  | -0,045     | 0,001    | -0,704   | 0,428     | -0,207    | -0,461    | 1         |           |           |           |           |           |            |            |
| <i>Mn</i>  | 0,297      | 0,222    | 0,571    | -0,108    | 0,303     | 0,686     | -0,580    | 1         |           |           |           |           |            |            |
| <i>Zn</i>  | -0,032     | 0,114    | -0,561   | 0,409     | -0,156    | -0,200    | 0,734     | -0,262    | 1         |           |           |           |            |            |
| <i>Cd</i>  | 0,364      | 0,194    | 0,485    | -0,148    | 0,159     | 0,261     | -0,264    | 0,087     | -0,185    | 1         |           |           |            |            |
| <i>Cr</i>  | 0,118      | -0,110   | 0,538    | -0,142    | 0,275     | 0,535     | -0,518    | 0,336     | -0,330    | -0,020    | 1         |           |            |            |
| <i>Pb</i>  | -0,197     | 0,101    | 0,255    | 0,069     | 0,383     | -0,192    | -0,315    | -0,096    | -0,135    | 0,533     | 0,143     | 1         |            |            |
| <i>GRS</i> | -0,247     | 0,112    | -0,368   | -0,058    | -0,541    | 0,024     | 0,534     | -0,260    | 0,596     | -0,209    | -0,272    | -0,337    | 1          |            |
| <i>CRR</i> | -0,389     | -0,525   | -0,155   | -0,010    | -0,448    | 0,033     | 0,131     | -0,316    | -0,221    | -0,169    | -0,163    | -0,204    | 0,092      | 1          |

Pode-se observar através da matriz de correlação (Tabela 8) que as variáveis que tem correlação positiva com os testes de fitotoxicidade são o cobre e o ferro demonstrando que quanto maiores forem os valores de Cu e Fe, maior será a GRS e a CRR para a semente de tomate. Também é possível observar que as correlações

negativas são muito pequenas demonstrando que estatisticamente poucas variáveis estão inibindo a germinação da semente.

Na Tabela 9 pode-se observar uma correlação positiva entre o Fe e o Zn e uma correlação negativa do Mg, K e Pb para a GRS, indicando que quanto maior forem os teores de magnésio, potássio e chumbo, menores serão os valores para a germinação da semente. Para a CRR, é possível observar que houve muita correlação negativa, em que os valores de NTK, P, Mg e Mn apresentaram as maiores correlações, indicando que essas variáveis estão contribuindo para inibição no crescimento das raízes.

Será demonstrado através da Figura 47 o gráfico da ACP para a amostra superior e através da Figura 48 o gráfico da ACP para a amostra inferior, com objetivo de visualizar a melhor relação das variáveis.

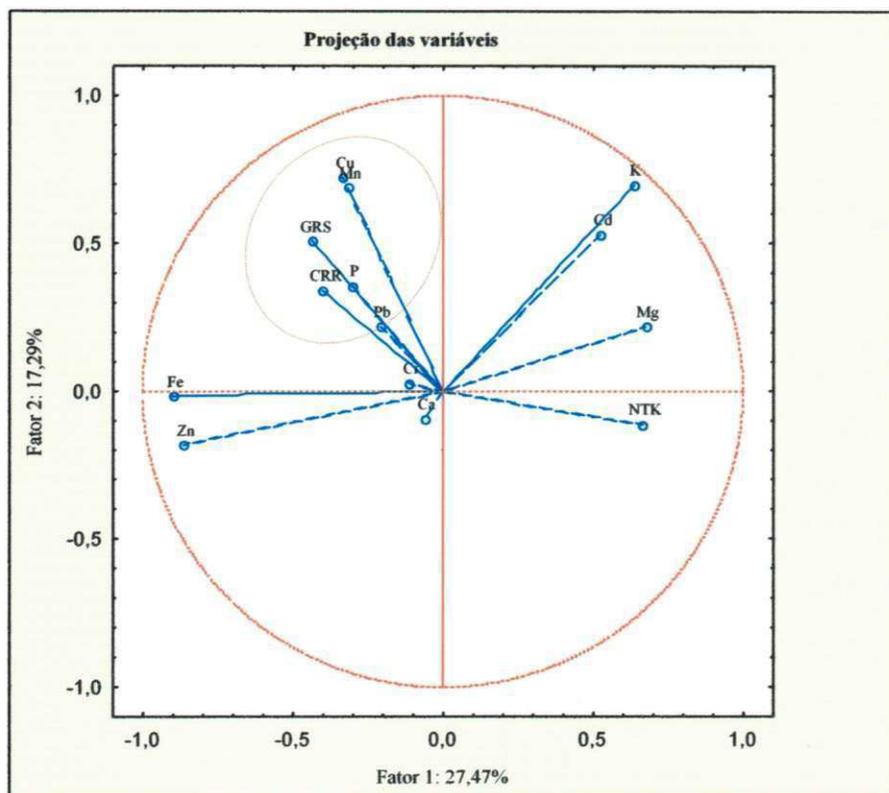


Figura 47. Análise dos componentes principais com dados da amostra superior

Observa-se através da Figura 47, que a projeção de variação dos dados é de 45,36%, representando uma porcentagem pequena indicando que, as variáveis têm uma variação muito grande de dispersão. Ainda é possível observar a evidência de correlações diretas entre a GRS e CRR (testes de fitotoxicidade) com os metais cobre, magnésio, fósforo e chumbo. Também é possível verificar que não existem variáveis

que apresentem maiores interferências negativas para o desenvolvimento da germinação da semente e crescimento das raízes.

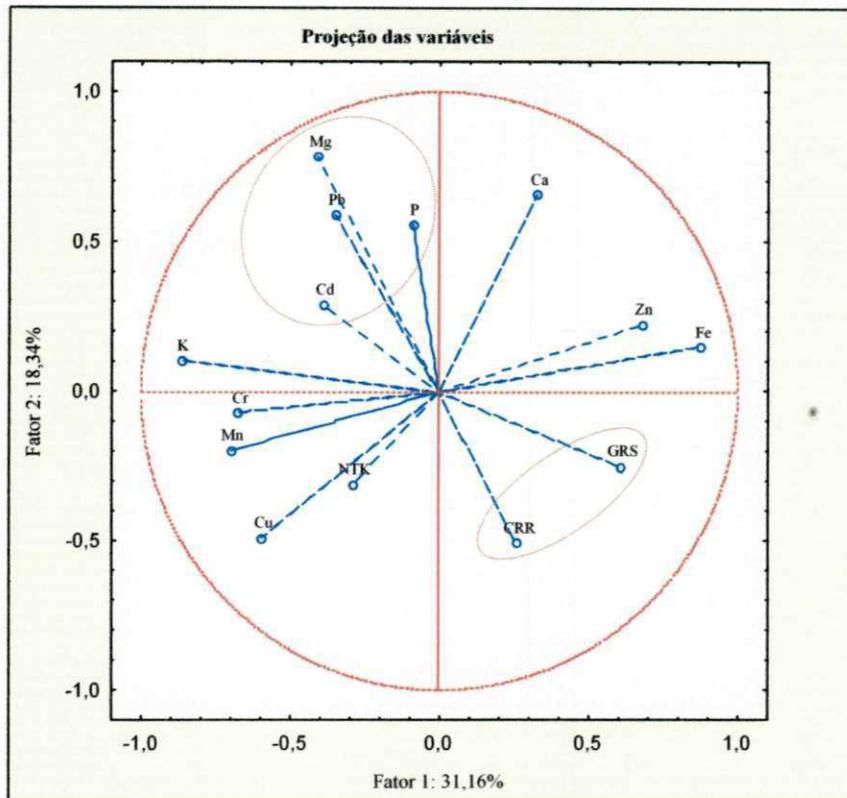


Figura 48. Análise dos componentes principais com dados da amostra inferior

Observa-se através da Figura 48, que a projeção de variação dos dados é de 52,44% dos valores analisados, representando uma porcentagem pequena indicando que, os parâmetros têm uma variação muito grande de dispersão.

Na Figura 48, pode ser evidenciada a correlação direta entre o CRR com o GRS e a correlação negativa com os teores de fósforo, manganês, cádmio e chumbo, indicando que essas variáveis estão atuando inversamente proporcional com os testes de fitotoxicidade.

A pequena porcentagem na projeção de variação das Figuras 47 e 48 são consideradas baixas, pois deveriam representar no mínimo 65% dos resultados. Essa variação pode ser justificada pela heterogeneidade dos resíduos coletados, visto que as análises foram feitas através de pequenas amostras retiradas do biorreator e que poderiam não ser representativas. Supõe-se também que se os dados fossem resultados de amostras de lixiviado demonstrariam valores mais precisos do processo de

biodegradação no interior do lisímetro e provavelmente a porcentagem nas projeções seriam maiores representando mais eficiência para as análises dos dados.

#### 4.10 Toxicidade *versus* biodegradação

O grau de toxicidade em RSU indica a existência de elementos inibidores, onde a presença desses elementos influencia negativamente a degradação biológica dos resíduos, pois quando estão presentes em quantidades fora da faixa de aceitação biológica são considerados tóxicos.

Alguns componentes como o teor de nitrogênio, nitratos, nitritos, amônia, metais e seus compostos são destacados como influentes para a biodegradação. No interior da massa de lixo depositado no lisímetro em estudo, esses componentes estão presentes e, vale salientar, que alguns estão acima da faixa de limites aceitáveis para o desempenho dos microrganismos no processo de degradação.

Observou-se através dos resultados obtidos uma pequena interferência dos macronutrientes e micronutrientes para a germinação da semente e o crescimento da raiz nos testes de fitotoxicidade. Isso indica que, provavelmente, alguns teores de macronutrientes e micronutrientes estão agindo como tóxicos ao meio e estão influenciando negativamente para a biodegradação dos resíduos depositados.

Ainda é possível perceber para a amostra superior a interferência do NTK, Mg, Cr e Pb para os testes de fitotoxicidade e para a amostra inferior, observou-se a interferência do NTK, K, Mg, Mn e Zn para a germinação das sementes e para o crescimento das raízes, indicando que os teores dessas variáveis são elevados, e possivelmente estão atuando como inibidores. Portanto, essas variáveis podem ser consideradas tóxicas para o desenvolvimento dos microrganismos que atuam na degradação dos resíduos.

Também é importante destacar a presença dos metais pesados em que apresentaram valores elevados ao ponto de estarem agindo como prejudiciais à atuação dos microrganismos.

Em síntese, é possível destacar através dos testes de fitotoxicidade que, principalmente os teores de NTK, manganês, magnésio, e os metais pesados cádmio e cromo são os principais componentes tóxicos na massa de lixo no lisímetro.

## 5. CONCLUSÕES

### 5.1 Principais conclusões

▪ O teor de matéria orgânica putrescível foi quantificado como a maior parcela dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB, destacando também o elevado percentual de papéis, plásticos e têxteis sanitários.

▪ A massa específica aparente compactada no interior do lisímetro demonstra que os resíduos sólidos estão moderadamente compactados e seu valor é semelhante aos encontrados para resíduos depositados em aterros sanitários.

▪ A temperatura interna no lisímetro oscilou dentro da faixa mesofílica, ressaltando que, estes valores estão dentro da variação considerada ótima para o processo de degradação em aterros, pois possibilita o desenvolvimento aos microrganismos.

▪ Os valores registrados para a temperatura no interior do lisímetro foram semelhantes aos valores registrados para a temperatura ambiente, havendo provavelmente interferência da temperatura externa em relação à interna.

▪ O valor da umidade inicial encontra-se dentro dos padrões para resíduos sólidos frescos e a variação desse parâmetro no decorrer do período de monitoramento manteve-se dentro dos padrões de umidade favorável ao processo de bioestabilização da fração orgânica dos resíduos aterrados.

▪ Os valores finais registrados para o teor de umidade foram altos comparados com os valores iniciais haja vista que a quantidade de matéria orgânica no interior do lisímetro tem alta capacidade de retenção de líquidos.

▪ A fase ácida para a amostra superior coletada no lisímetro foi bastante curta, apresentando valores próximos a basicidade após 100 dias de monitoramento.

▪ Para a amostra inferior de resíduos coletada no lisímetro observou-se através da variação do pH, as fases acidogênica, acetogênica e metanogênica, com valores

ácidos para os primeiros períodos de degradação e posteriormente valores próximos a neutralidade.

- Os valores da alcalinidade foram baixos ao serem comparados com valores registrados em aterros sanitários e se mantiveram dentro da faixa de variação para aterros com idade de até 2 anos.

- A concentração de cloretos indicou que as elevações de contaminantes estão mais concentradas na parte inferior do lisímetro devido principalmente a processos de lixiviação.

- A diminuição dos valores do teor de carbono no decorrer do tempo indicou que o resíduo já passou por um processo de degradação.

- Os valores de NTK na base seca não se apresentaram na faixa nutricional adequada para os microrganismos, podendo ocasionar a diminuição das atividades biodegradativas devido a quantidade de matéria orgânica ainda a ser degradada.

- Os teores de fósforo, potássio, cálcio e os micronutrientes ferro e zinco apresentaram valores semelhantes aos obtidos por diversos autores em seus estudos com resíduos sólidos. Esses teores apresentaram estatisticamente correlação positiva, o que pode implicar no favorecimento das atividades biodegradativas.

- As concentrações de manganês, cobre e magnésio foram similares aos valores demonstrados pela literatura técnica, mas estas concentrações podem estar sendo tóxicas aos microrganismos que atuam na decomposição dos resíduos sólidos, pois são elementos que estatisticamente demonstraram correlações negativas com os testes de fitotoxicidade.

- Os teores de micronutrientes apresentaram inicialmente oscilações e posteriormente estes valores tenderam a se estabilizar podendo esta tendência ser justificada pela diminuição da acidez e adaptação dos microrganismos no interior da massa de lixo.

▪ Os teores de cádmio e cromo foram elevados quando comparados com estudos realizados em diversos aterros de resíduos sólidos indicando alto grau de toxidez ao meio. A concentração do teor de chumbo demonstrou similaridade com os limites máximos sugeridos em depósitos de resíduos sólidos.

▪ Os testes de fitotoxicidade feitos com sementes de tomate apresentaram oscilações, mas não houve tendência de aumento ou diminuição no decorrer do tempo e estatisticamente não apresentaram diferenças significativas entre as amostras superiores e inferiores.

▪ Os testes de fitotoxicidade feitos com sementes de repolho demonstraram uma diminuição da germinação da semente e do crescimento da raiz, durante o período de monitoramento, apontando para níveis de toxidez presentes na massa de lixo do lisímetro.

▪ Devido a problemas operacionais não foi possível a determinação dos gases e isso tornou-se prejudicial dificultando algumas conclusões envolvendo as variáveis monitoradas, principalmente relacionados a fase de degradação dos resíduos sólidos existentes.

▪ Através do estudo da estatística descritiva, observou-se que os dados obtidos possuem elevada variação de dispersão, dificultando as análises dos resultados.

▪ A análise multivariada em componentes principais (ACP) relacionou alguns componentes como o magnésio, cádmio e chumbo com os testes de fitotoxicidade, indicando uma correlação negativa demonstrando que essas variáveis provavelmente estão causando toxidez ao meio.

▪ Destaca-se por meio dos testes de fitotoxicidade os teores de NTK, manganês, magnésio, e os metais pesados cádmio e cromo como os principais componentes tóxicos na massa de lixo no lisímetro.

## 5.2 Sugestões para pesquisas futuras

- Desenvolver mais detalhadamente estudos sobre fitotoxicidade em RSU para se ter mais confiabilidade da toxicidade que os resíduos apresentam.
- Estudar outras análises como nitrogênio total kjeldahl (base líquida), amônia, nitrito, nitrato, alguns metais e seus compostos, para serem relacionadas com o teste de fitotoxicidade e obter maiores correlações desses parâmetros com a toxidez no interior da massa de lixo.
- Estudar a evolução de outros grupos microbianos, como as bactérias decompositoras de celulose, hemicelulose, proteínas e lipídios, para uma melhor compreensão da degradação dos resíduos no interior do lisímetro.
- Testar outras espécies de sementes nos testes de fitotoxicidade para analisar qual semente apresenta maior confiabilidade dos resultados.
- Medir a toxicidade do resíduo conforme a ABNT (2004) – NBR 10.004 que caracteriza como tóxico a amostra que apresente algumas propriedades citadas na referida Norma.
- Estudar outros componentes tóxicos no Anexo F da ABNT (2004) – NBR 10.004 para melhores conclusões sobre a toxidez existente nos resíduos sólidos.

## REFERÊNCIAS

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas): **NBR 8.149**. Apresentação de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos. 1992.

\_\_\_\_ **NBR 10.004**. Resíduos Sólidos – Classificação. 30/11/2004.

\_\_\_\_ **NBR 10.007**. Resíduos Sólidos – Amostragem de Resíduos. 2004.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. 2006.

ALCÂNTARA, P.B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. Tese de Doutorado. UFPE. 2007.

ALVAREZ, V. H., FONTES, L. E. F., FONTES M. P. F.; **O Solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, UFV. Viçosa – MG, 1996.

ALVES, J.C. **Absorção e distribuição de chumbo em plantas de vetiver, jureminha e algaroba**. Trabalho de conclusão de curso de agronomia. UFPB. 2005.

ANDRADE, J. C. da M. e. **Vegetação em Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso do Aterro Sanitário de Santo Amaro, São Paulo**. Tese de mestrado. COPPE/UFRJ. 2000.

AQUINO, D.A; SILVA JÚNIOR, C.A.S.; SANTOS, L.L.dos.; GOMES, M.V.N.; CANEIRO, P.F.N. **Caracterização física dos resíduos sólidos urbanos no município de Ananindeua da região metropolitana de Belém do Pará**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.

ATAÍDE, L.M.S.; TAVARES, K.G.; CATAPRETA, C.A.A.; LOPES, S.R. **Avaliação da fitotoxicidade do composto orgânico realizada a partir de ensaios envolvendo sementes de tomate (*lycopersicum esculentum* mill.)**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. 2005.

AZEVEDO, J. **Estudo ambiental/econômico do composto orgânico do sistema de beneficiamento de resíduos sólidos urbanos da usina de Irajá, município do Rio de Janeiro**. Dissertação de mestrado. UFF. 2000.

BARLAZ M.A.; SCHAEFER D.M.; HAM R.K. **Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill**. Applied Environmental Microbiology. London, v.55, p.55-65. 1989.

BERTON, R. S. **Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados**. EMBRAPA-MA. 2000.

BETTIOL, W. & CAMARGO, O.A. **Lodo de esgoto na agricultura: potencial de uso e problemas.** Acessado em dez de 2008. Disponível em: <http://www.iac.sp.gov.br/ECS/WORD/LodoInstitutoEducacaoTecnologica.htm>

BIDONE, F.R.A. **Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais: Eliminação e Valorização.** PROSAB 2 – Programa de Pesquisa e Saneamento Básico. ABES. Rio de Janeiro, pp. 1-128. 2001.

\_\_\_\_ & POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos.** 1999. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo – USP.

BRAGA, F.S.; LOPES, V.L.; AGOSTINI, R.M.; FONSECA, M.H.G.P. **Avaliação do aproveitamento de chorume proveniente de aterro sanitário na compostagem de resíduos sólidos urbanos.** VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2002.

BRITO FILHO, L.F. **Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos.** Dissertação de mestrado. UFRJ. 2005.

BRUMMELER, E.T. **Dry anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid wast.** Tese de doutorado. Wageningen Agricultural University – Wageningen, the Netherlands. 1993.

BRUNETTO, G.; MELO, G. W.; KAMINSKI, J.; FURLANETTO, V.; BELLO FILHO, F. **Avaliação do método de perda de peso por ignição na análise de matéria orgânica em solos da Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul.** Revista Ciência Rural Vol.36 N.6, Santa Maria. Nov./Dec. 2006.

CADERNO TÉCNICO LIPOR. Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto. 2000.

CARVALHO, M, F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos.** Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. 1999.

CASTILHOS JR. A.B. **Estimativa da Distribuição dos Teores de Metais Pesados nas Diversas Frações dos Resíduos Sólidos no Brasil.** BIO – Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente. pp. 57-60. 1988.

CATAPRETA, C.A.A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação.** Tese de doutorado. UFMG. 2008.

\_\_\_\_ & SIMÕES, G.F. **Caracterização volumétrica dos resíduos sólidos urbanos dispostos em um aterro sanitário experimental.** XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS. 2008a.

\_\_\_\_ & SIMÕES, G.F. **Avaliação temporal das características dos resíduos sólidos urbanos em Belo Horizonte, Brasil.** XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS. 2008b.

\_\_\_\_\_; SIMÕES, G.F.; BATISTA, H.P.; OLIVEIRA, A.F.G.; OLIVEIRA, L.C.M. **Influência da umidade e fatores operacionais na compactação de resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário de Belo Horizonte, MG.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2005.

CELERE, M.S.; OLIVEIRA, A.S.; TREVILATO, T.M.B.; SEGURA-MUÑOZ, S.I. **Metais Presentes no Chorume Coletado no Aterro Sanitário de Riberão Preto, São Paulo, Brasil e sua relevância para a Saúde Pública.** Rio de Janeiro. 2007.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – SP. Disponível em: [http://www.cetesb.sp.gov.br/emergencia/aspectos/aspectos\\_toxicologia\\_conceitos.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/emergencia/aspectos/aspectos_toxicologia_conceitos.asp)  
Acessado em: agosto de 2008.

CINTRA, I.S. **Estudo da Influência da Recirculação de Chorume Cdu e Chorume Inoculado na Aceleração do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos.** Tese de doutorado. UFMG. 2003.

CINTRA, F.H.; HAMADA, J. & CASTILHO, G.S.F. **Fatores que Afetam a Qualidade do Chorume Gerado em Aterro Controlado de Resíduos Sólidos Urbanos.** VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2002.

COELHO, H. M. G. **Avaliação da influência de camadas de cobertura intermediárias e finais na degradação de resíduos sólidos urbanos e na geração de lixiviados.** Dissertação de mestrado. UFMG. 2005.

EGREJA FILHO, F. B. & PEREIRA NETO, J.T.; **Metais pesados na compostagem: uma contribuição ao estado da arte.** In: 18º Congresso ABES. Rio de Janeiro. 1995.

FERREIRA, M. A. da S. **Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário.** Dissertação de mestrado. UFRJ. 2006.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. **Fundamentos do tratamento anaeróbio.** In: CAMPOS, J. R. (Coordenador). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.* Rio de Janeiro: ABES, Cap.2. 1999.

GALVÍNCIO, J.D. & RIBEIRO, J.G. **Precipitação média anual e a captação de água de chuva no Estado da Paraíba.** 5º Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água da Chuva. Teresina – PI. 2005.

GARCEZ, L.R. SALES, K.C.S.; LEITE, H.E.A.S.; MONTEIRO, V.E.D.; LEITE, V.D. **Relação carbono/nitrogênio existente em um bioreator de resíduos sólidos da cidade de Campina Grande.** XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS. 2008.

GOMES, T.L. **Avaliação quali-quantitativa do percolado gerado no aterro controlado de Santa Maria – RS.** Dissertação de mestrado. UFSM. 2005.

HAMADA, J. **Aterros sanitários. Concepção e dimensionamento.** Apostila utilizada na ministração do curso sobre aterros sanitários. Palmas – TO, 2008.

HENRIQUE, F.A.N. **Estimativa da evapotranspiração de referência em Campina Grande-PB.** Dissertação de Mestrado. UFCG. 2006.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Site: [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br). Acessado em: 16/10/2007.

IPT/CEMPRE – Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT)/ Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE). **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado.** D'ALMEIDA M. L. O. & VILHENA, A. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.

ISOLDI, L.A.; KOETZ, P.R.; FARIA, O.L.V.; ISOLDI, L.A. **Parâmetros e operação do reator UASB em um sistema combinado reator UASB – reator aeróbio.** Revista eletrônica do mestrado em educação ambiental. Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 2001.

JAHNEL, M.C; MELLONI, C; ELKE, J.B.N. **Maturidade de composto de lixo urbano.** Scientia Agrícola. 1999.

JUCÁ, J.F.T.; MONTEIRO, V.E.D; MELO, M.C. **Monitoreo ambiental da le recuperación del Vertedero de residuos solidos de Muribeca, Brasil.** 2002. Revista Técnica Medio Ambiente. Año XII. España.

JUNQUEIRA, F.F. **Análise do Comportamento de Resíduos Urbanos e Sistemas Dreno Filtrantes em Diferentes Escalas, com Referência ao Aterro do Jóquei Clube – DF.** Tese de Doutorado, Universidade de Brasília. 2000.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos.** Piracicaba. 1985.

KYAW, C. M. **Crescimento bacteriano.** Acesso em: 12/2007. Disponível em: <http://www.unb.br/ib/cel/microbiologia/index.html>.

LAWRENCE, A. W. & McCARTY, P. L. **The Role of Sulfide in Preventing Heavy Metal Toxicity in Anaerobic Treatment.** J. WPCF, V 37. 1965.

LEITE, H.E.A.S, **Estudo do comportamento de aterros de RSU em um bioreator em escala experimental na cidade de Campina Grande - Paraíba.** Dissertação de Mestrado. UFCG. 2008.

LEITE, V. D. **Origem e composição dos Resíduos Sólidos.** Trabalho Monográfico apresentado para obtenção do título de professor titular da UEPB. Campina Grande. 1998.

\_\_\_\_\_; LOPES, W.; PRASSAD, S. **Bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos em reatores de batelada.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. V.5, n.1. 2001.

\_\_\_\_\_; SILVA, S.A.; LOPES, W.S.; MESQUITA, E.M.N.; SOUZA, J. T. **Taxa de produção per capita e composição física dos resíduos sólidos urbanos de cidade Campina Grande-PB.** In: I Simpósio Nordeste de Saneamento Ambiental. João Pessoa – PB. 2006.

\_\_\_\_\_; SILVA, S.A.; SOUZA, J.T.; LOPES, W.S.; MESQUITA, E.M.N. **Análise quali-quantitativa dos resíduos sólidos urbanos produzidos pela população da cidade de Campina Grande, PB.** 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Belo Horizonte – MG. 2007.

LIBÂNIO, P.A.C. **Avaliação da Eficiência e Aplicabilidade de um Sistema Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume.** Dissertação de mestrado. UFMG, 2002.

LIMA, A.L.; JUCÁ, J.F.T.; BRITO, A.R.; MELO, M.C. **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. 2002.

LIMA, L.M.Q. **Estudo da influência de reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterro sanitário.** Tese de doutorado. EESC/USP. 1988.

LINS, M.C.M. **Avaliação Microbiológica e Fitotóxica do Chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca – PE.** Dissertação de Mestrado. UFPE. 2005.

LOPES, M.L. & GOMES, C.C. **Problemas relativos a estabilidade de aterros de resíduos. Seminário sobre aspectos geotécnicos do projeto e construção de aterros de resíduos.** LNEC. Sociedade Portuguesa de Geotecnia. 2000.

MACHADO, C.F. **Avaliação da presença de microrganismos indicadores de contaminação e patogênicos em líquidos lixiviados do aterro sanitário de Belo Horizonte.** Dissertação de mestrado. UFMG. 2004.

MACHADO NETO, N.B.; CUSTÓDIO, C.C.; CARVALHO, P.R.; YAMAMOTO, N.L.; CACCIOLARI, C. **Casca de pinus: avaliação da capacidade de retenção de água e da fitotoxicidade.** *Colloquium Agrariae*. V.1. 2005.

MACIEL, F.J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE.** Dissertação de mestrado. UFPE. 2003.

MAHLER, C.F. & LAMARE NETO, A.de. **Análise da estabilidade do vazadouro da rua Duarte da Silveira (Petrópolis), considerando o efeito das fibras.** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.

Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República. 2001.

MARIANO, M.O.H.; MACIEL, F.J.; FUCALE, S.P.; JUCÁ, J.F.T.; BRITO, A.R.de. **Composição gravimétrica e volumétrica dos rsu da célula piloto do aterro de**

**resíduos sólidos da Muribeca.** 24<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007.

**MARQUES, A.C.M. Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos.** Tese de doutorado. EESC/USP. 2001.

**MATTA, F.M. & LOUREIRO, M.E. Nutrição mineral das plantas.** Disciplina de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas. Faculdade de Agronomia. Acessado em: dezembro de 2008. Disponível em: <http://www.scribd.com/doc/2434865/Nutricao-mineral-de-plantas>

**MATTEI, G.& ECOSTEGUY, P.A.V. Composição gravimétrica de resíduos sólidos aterrados.** Nota Técnica. Revista ABES. Vol. 12. Nº 3. 2007.

**MAZUR, N. Níquel, chumbo, zinco e cobre em solos que receberam composto de resíduos sólidos urbanos.** Tese de doutorado. UFV. Viçosa – MG. 1997.

**MELLIS, Estevão Vicari. Adsorção e dessorção de Cd, Cu, Ni e Zn, em solo tratado com esgoto.** Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 2006.

**MELO, E.E.C. Fitoextração de metais pesados: efeito de agentes quelantes e do tempo de contato metal-solo.** UFRPE. 2006.

**MELO, M.C. Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca.** Dissertação de Mestrado, UFPE, 2003.

\_\_\_\_\_; **MONTEIRO, V.E.D.; NEVES, M.L.; ARAÚJO, J.M. & JUCÁ, J.F.T. Estudos de Toxicidade em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.** Revista Biotecnologia. Ano V, Setembro/Outubro 2002.

**MELO, V.L.A. & JUCÁ, J.F.T. Estudos de referência para diagnóstico ambiental em aterros de resíduos sólidos.** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre. 2000.

**MEURER, E.J. & ANGHINONI, I. A solução do solo.** In: Meurer, E.J. Fundamento de química no solo. 2 Ed. Porto Alegre: Gênese. 2004.

**MONOD, J. The growth of bacterial cultures.** Ann. Ver. Microbial. Vol III. 1949.

**MONTEIRO, V.E.D. Análises Físicas, Químicas e Biológicas no Estudo do Comportamento de Aterro da Muribeca.** Tese de doutorado. UFPE. 2003.

\_\_\_\_\_; **MELO, M.C.; ALCÂNTARA, P.B.; ARAÚJO, J.M.; ALVES, I.R.F.S.; JUCÁ, J.F.T. Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos.** 2006, pp 223-230. Artigo Técnico In: Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v.II. Nº3 – Jul/set.

**MORAVIA, W.G. Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas.** Dissertação de mestrado. UFMG. 2007.

- MUNICÍPIOS PARAIBANOS. Campina Grande. Acessado em 05/2008. Disponível em: <http://www.paraiwa.org.br/artesanato/campina.htm>.
- NASCENTES, R. **Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Viçosa. 2006.
- NOVAES, R.F.V. **Microbiology of anaerobic digestion**. *Water Science and Technology*. 1986.
- OLIVEIRA, L.C. **Digestão anaeróbia: uma visão sustentável no tratamento dos subprodutos de origem animal**. Tese do Departamento de Ciências Agrárias – Universidade dos Açores. 2005.
- OLIVIER, S. & SOUZA, S.R. **Redução da toxicidade e alcalinidade de resíduos sólidos industriais do ramo metalúrgico**. 23<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005.
- PALMA, J. H. G.; VALENZUELA, P. I. T.; ESPINACE, R. H. A. **Reducción de los Tiempos de Estabilización en Rellenos Sanitarios Operados con Recirculación de Lixiviados Tratados**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.
- PALMISANO, A.C. & BARLAZ, M.A. **Microbiology of Solid Waste**. pp.1-224. In Anna C. Palmisano, Morton A. Barlaz (eds). 1996.
- PINTO, D. M. L. **Avaliação da Biodegradabilidade da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Domésticos**. Tese de doutorado. EESC/USP. 2000.
- RIBEIRO, H.M.F.; DUARTE, E.F.A.; BAIÃO, M.; ROLA, E.; VAZ, M.C. **An Evaluation of three municipal solid waste composts**. Fertilizer Research. Kluwer Academic Publisher. (artigo não publicado).
- ROCHA, G. H. T. & LANG, L. C. **Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares - ênfase nos resíduos domésticos potencialmente perigosos**. 2003. In: 22<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville – SC.
- RODRIGUES, N.L.V.B. **Testes de toxicidade aguda através de bioensaios no extrato solubilizado dos resíduos Classe II A – não inertes e Classe II B – inertes**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná. 2005.
- ROUSSEAU, P.; CASTILHOS JR., A.B. de; VERMANDE, P. & NAVARRO, A. **Estimativa da distribuição e dos teores dos metais pesados nas diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil**. *Bio*, 1:57-60. 1989.
- RUSSO, M.A.T., **Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário**. Tese de Doutorado, Universidade do Minho – Escola de Engenharia, Portugal, 2005.

- SANTOS, A.C.Q. **Metais pesados em solos: seleção das espécies acumuladoras, competição entre elementos e uso do silício a fitoextração induzida.** Dissertação de mestrado. UFRPE. 2006.
- SILVA, F.V.B. **Avaliação da influência da correção do teor de umidade na degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.** Dissertação de mestrado. UFMG. 2005.
- SILVA, J.D.; MARTINS, C.L.; RODRIGUES, M.C.; MÁXIMO, V.A.; CASTILHOS JR, A.B. **Caracterização físico-química e biológica do lixiviado produzido no aterro sanitário de Biguaçu – SC.** 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. 2007.
- SILVA, V.G. **Monitoramento de parâmetros físico, químicos e biológicos em um reator anaeróbio híbrido (RAH) em escala piloto, tratando água residuária do café produzido por via úmida.** Dissertação de mestrado. UFLA. 2007.
- SILVEIRA, A.M.M. **Estudo do Peso Específico de RSU.** Tese de Doutorado, UFRJ, 2004.
- SISINO, C.L.S. **Estudo Preliminar da Construção Ambiental em Área de Influência do Aterro Controlado do Morro do Céu – Niterói RJ.** Dissertação de Mestrado. FIOCRUZ. 1995.
- SOUTO, G.A.B. & POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil.** 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. 2007.
- Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 20 th Edition., APHA, AWWA and WEF.1998.
- TAM, N.F.Y. & TIQUIA, S.M. **Elimination of Phytotoxicity During Co-composting of Spent Pig-manure Sawdust Litter and Pig Sludge.** Bioresource Technology. 1994.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL, S. **Integrated solid waste management.** Engineering principles and management issues. New York. 1993.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.L.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.J. **Análises de Solo, Plantas e Outros Materiais.** UFRGS. 1995.
- TÍQUIA, S.M.; N.F.Y & HODGKISS, I.J. **Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter.** Hong Kong. 1996.
- TOMPSON JR. U.A. **Mobilidade de chumbo em solos do Estado da Paraíba.** Trabalho de conclusão de curso de agronomia. UFPB. 2005.
- VAN HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um Manual para Regiões de Clima Quente.** 1994.

- VIEIRA, S.J. **A escolha de áreas utilizando geoprocessamento para o sistema de tratamento e disposição final de resíduos sólidos.** Congresso Brasileiro de Cadastrotécnico Multifinalitário, UFSC, Florianópolis. 2000.
- VULLO, D. L. **Microrganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente.** Revista QuímicaViva. Vol. 2, 2003.
- WANG, W. & KETURI, P.H. **Comparative Seed Germination Tests Using Ten Plant Species for Toxicity Assessment of a Metal Engraving Effluent Sample.** Wat. Air Soil Pollut. 1990.
- WARITH M. **Bioreactor landfills: experimental and field results.** Waste Management 22. 2002.
- WIKIPÉDIA – dicionário *on line*. **Campina Grande – PB.** Acessado em 10/2007. Disponível em: [http://pt.wikipedia.org/wiki/Louzeiro\\_\(Campina\\_Grande\)](http://pt.wikipedia.org/wiki/Louzeiro_(Campina_Grande)).
- WHO. International Reference Center for Wastes Disposal. **Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost.** Switzerland. 1979.
- WONG, By M.H. & BRADSHAW, A.D. **A Comparison of the Toxicity of Heavy Metals, Using Root Elongation of Rye Grass, *Lolium prene*.** New Phytol. 1982.
- ZAGATO, P. A. **Ecotoxicologia e Desenvolvimento Sustentável: Perspectivas para o Séc. XXI.** VI Encontro de Ecotoxicologia, Mini-curso: Ecotoxicologia Aquática. São Carlos – SP. 2000.