

Programa de Pós-Graduação em **Engenharia Civil e Ambiental**

Universidade Federal de Campina Grande
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Departamento de Engenharia Civil

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DOS RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS DA CIDADE DE
CAMPINA GRANDE-PB**

ALESSANDRA DOS SANTOS SILVA

Campina Grande
Data: FEVEREIRO / 2012



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE – UFCCG
CENTRO DE TECNOLOGIA EM RECURSOS NATURAIS - CTRN
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DA
CIDADE DE CAMPINA GRANDE-PB

ALESSANDRA DOS SANTOS SILVA

Campina Grande, PB
Fevereiro de 2012

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE – UFCG
CENTRO DE TECNOLOGIA EM RECURSOS NATURAIS - CTRN
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DA
CIDADE DE CAMPINA GRANDE-PB**

Alessandra dos Santos Silva

Dissertação apresentada ao programa de Pós graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como exigência a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Campina Grande, PB

Fevereiro de 2012



FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCC

S586a Silva, Alessandra dos Santos.
Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande - PB / Alessandra dos Santos Silva. – Campina Grande, 2012.
139 f. : il. color.

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

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro.
Referências.

1. Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Toxicidade. 3. Células Experimentais.
I. Título.

CDU 628.4 (043)

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DA
CIDADE DE CAMPINA GRANDE-PB**

Alessandra dos Santos Silva

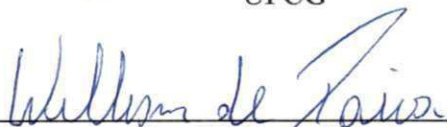
Dissertação apresentada ao programa de Pós
graduação em Engenharia Civil e Ambiental da
Universidade Federal de Campina Grande, e aprovada
pela banca examinadora com exigência a obtenção do
título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

APROVADA EM : 28 DE FEVEREIRO DE 2012

BANCA EXAMINADORA



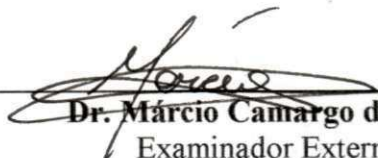
Dr.^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Orientadora
UFCG



Dr. William de Paiva
Examinador Interno
UFCG



Dr. André Luiz Fiquene de Brito
Examinador Externo
UFCG



Dr. Márcio Camargo de Melo
Examinador Externo
UFCG

A *DEUS*, sem o qual eu não poderia ter chegado até aqui.

**“Para que todos vejam e saibam, considerem e juntamente entendam
que a mão do SENHOR fez isso.”**

Isaías 41. 20

AGRADECIMENTOS

A DEUS, o autor e consumidor da minha fé. Aquele que me deu vida e um sentido para que eu existisse. Obrigado SENHOR pela tua fidelidade em minha vida!

Aos meus pais, por todo esforço e dedicação, que mesmo diante das dificuldades, nunca pouparam esforços para que eu pudesse chegar até aqui.

Ao meu futuro esposo Adriano, por todo apoio e cumplicidade durante toda a minha trajetória.

Aos meus irmãos e familiares que sempre acreditaram no meu potencial e nunca desistiram de mim.

A minha amiga Libânia por toda cumplicidade e companheirismo durante todas as nossas atividades acadêmicas.

Ao “quarteto mágico” (Alessandra, Libânia, Elaine e Flaviano) por todos os momentos que passamos juntos.

A todos os integrantes do Grupo de Geotenia Ambiental (GGA/UFCG) pela amizade e trabalho mútuo.

A Veruschka, minha orientadora por seu apoio e confiança em todos os momentos e por seu exemplo de dedicação e empenho para com todos os seus alunos, sempre procurando nos auxiliar em tudo que precisamos e nos dando palavras de apoio e estímulo em todos os momentos.

Aos professores Willian e Márcio pela disposição em me ajudar sempre que necessário.

Ao Professor André pela sua ajuda, disposição e pela liberação dos equipamentos e do laboratório para realização de ensaios.

Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental na pessoa do coordenador Milton e da secretária Josete por toda ajuda e empenho no desenvolvimento de suas atividades.

A Universidade Federal de Campina Grande pela oportunidade de estudar e aprender.

A CAPES pelo auxílio financeiro, sem o qual eu não poderia ter concluído mais essa etapa da minha vida.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

Muito obrigada!

RESUMO

A grande heterogeneidade dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) faz com que estes apresentem uma composição bastante variável, podendo muitas vezes, serem comparados aos resíduos industriais por possuírem substâncias a bases de metais pesados e outros componentes tóxicos que apresentam riscos a saúde e ao meio ambiente. Assim, a busca por alternativas tecnológicas para manejo adequado dos resíduos e entendimento do seu comportamento após destinação final, tem feito com que cada vez mais estudos sejam desenvolvidos para esse fim. Exemplo disso são os estudos realizados em células experimentais, que são feitos com o intuito de simular o comportamento de uma célula de aterro sanitário, entendendo todas as reações que ocorrem em seu interior sob condições controladas. O objetivo desse trabalho é avaliar a toxicidade dos RSU da cidade de Campina Grande - PB, presentes em uma célula experimental. O experimento consistiu em uma célula experimental dotada de toda instrumentação presente em uma célula de um aterro real, a fim de proporcionar um estudo detalhado do comportamento dos RSU ao longo do tempo e da profundidade. O monitoramento da célula foi feito durante um período de 2 anos (Outubro de 2009 a outubro de 2011), sendo realizada a composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos e coletada uma amostra inicial no dia do seu enchimento. Posteriormente amostras mensais de resíduos foram coletadas para avaliação dos parâmetros: pH, teor de umidade, nitrogênio amoniacal, sólidos voláteis, metais, fitotoxicidade, bactérias aeróbias e anaeróbias e testes de lixiviação e solubilização. Também foram realizadas medições semanais da temperatura da célula *in situ*. Os resultados obtidos mostraram que apesar dos resíduos da cidade de Campina Grande - PB possuírem em sua composição uma grande quantidade de matéria orgânica, esses resíduos foram classificados, segundo ABNT NBR 10.004/04, em resíduos perigosos (Classe I), por conter em sua composição elevados teores de alumínio, manganês, ferro, níquel e chumbo. Também foram realizados testes de fitotoxicidade e observado que o pH, a amônia e os metais contribuem para o efeito fitotóxico dos resíduos, contudo não interferem no processo de biodegradação. Por fim, concluiu-se que os RSU presentes na célula experimental são tóxicos para o meio ambiente e a saúde pública, no entanto não são tóxicos para o processo biodegradativo.

Palavras – Chave: Toxicidade, Resíduos sólidos urbanos, células experimentais.

ABSTRACT

The great heterogeneity of Municipal Solid Waste (MSW) makes it presents a highly variable composition and can often be compared to industrial waste substances by having the bases of heavy metals and other toxic compounds that pose a risk to health and the environment. Thus, the search for technological alternatives for the management of waste and understanding its behavior after disposal, has caused more and more studies are developed for this purpose. Examples are studies in experimental cells, which are made in order to simulate the behavior of a landfill cell, considering all the reactions that occur within it under controlled conditions. The aim of this study is to evaluate the toxicity of MSW in the city of Campina Grande - PB, present in an experimental cell. The experiment consisted of an experimental cell equipped with instrumentation all present in a real cell of a landfill, in order to provide a detailed study of the behavior of MSW over time and depth. The monitoring cell was made during a period of two years (October 2009 to October 2011), and performed the gravimetric and volumetric composition of the waste collected and an initial sample on the day of your filling. Thereafter monthly samples of waste were collected for evaluation of parameters: pH, moisture content, ammonia, volatile solids, metals, phytotoxicity, aerobic and anaerobic bacteria and leaching and solubilization tests. Were also performed weekly measurements of temperature of the cell in situ. The results showed that despite the waste of the city of Campina Grande - PB in its composition have a large amount of organic matter, these residues were classified according to ABNT NBR 10.004/04 on hazardous waste (Class I), which contain in their composition containing large amounts of aluminum, manganese, iron, nickel and lead. Tests were also made and observed to phytotoxicity pH, ammonia and the metal contributes to the effect of phytotoxic residues, but do not interfere with the biodegradation process. Finally, it was concluded that the MSW in the cell experiment are toxic for the environment and public health, but are not toxic for the biodegradation process.

Words - Key: Toxicity, Municipal solid waste, experimental cells.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Procedimentos para classificação dos resíduos segundo a NBR 10.004/04 ...	21
Figura 2: Esquema de um aterro sanitário.....	24
Figura 3: Classificação dos microrganismos em função do pH.....	45
Figura 4: Etapas de desenvolvimento da pesquisa.....	54
Figura 5: Célula experimental construída em tijolos manuais	55
Figura 6: Célula experimental de RSU localizado na UFCG, com destaque para os pontos de coleta.....	55
Figura 7: Desenho esquemático da Célula experimental de RSU.....	56
Figura 8: Instrumentação da célula experimental.....	57
Figura 9: Mapa dos bairros de Campina Grande, com destaque para os bairros coletados	58
Figura 10: (a) Regularização do terreno; (b) Descarregamento dos resíduos.....	58
Figura 11: Equipamentos de Proteção Individual utilizados nesta pesquisa.....	59
Figura 12: (a) Abertura das sacolas; (b) Homogeneização dos resíduos.....	59
Figura 13: (a) Pilhas de resíduos; (b) Descarte dos resíduos; (c) locais de retirada dos resíduos na pilha resultante.....	60
Figura 14: (a) Preparação do solo para; (b) Ensaio do solo in situ; (c) Ensaio de umidade e densidade in situ; (d) Preenchimento da camada de base; (e) Compactação do solo; (f) Camada de brita e dreno de percolação	60
Figura 15: (a) Preenchimento da célula com máquina enchedeira; (b) Compactação dos resíduos	61
Figura 16: Camada de cobertura: (a) preparação do solo; (b) e (c) Compactação da camada de cobertura	61
Figura 17: Composição Gravimétrica dos RSU: (a) Recipientes para separação dos resíduos; (b) Separação física dos resíduos; (c) Pesagem dos resíduos.....	62
Figura 18: Composição Volumétrica dos resíduos: Compactação dos resíduos e medição do diâmetro e altura dos resíduos	62
Figura 19: Amostrador manual para coleta dos RSU.....	64
Figura 20: Preparação do extrato dos resíduos: (a) Amostra picotada contendo água destilada; (b) extrato dos resíduos	64
Figura 21: Termopares e termômetros utilizados na medição de temperatura	68
Figura 22: Etapas para determinação do Nitrogênio Amoniacal Total	68

Figura 23: Resíduos triturados e pesados para processo de lixiviação	69
Figura 24: Croqui do agitador rotatório para lixiviação	69
Figura 25: Agitador rotatório para lixiviação utilizado nesta pesquisa	70
Figura 26: Moinho analítico para trituração dos resíduos.....	71
Figura 27: Exemplo de memória de cálculo para transformação de unidades.....	72
Figura 28: Aeróbios totais: (a)Tubos com diluições no Tampão Fosfato; (b) Placas contendo os meios de aeróbios.....	73
Figura 29: (a) Jarra de anaerobiose; (b) Placa anaerobac	73
Figura 30: Inoculação das amostras de anaeróbios totais: (a) Diluição das amostras. (b) Injeção da amostra diluída nos tubos de penicilina	74
Figura 31: Metodologia dos testes de fitotoxicidade	75
Figura 32: Composição gravimétrica dos RSU da cidade de Campina Grande – PB	78
Figura 33: Composição Volumétrica dos resíduos soltos.....	80
Figura 34: Composição Volumétrica dos resíduos compactados.....	81
Figura 35: Comportamento da temperatura ao longo da profundidade	82
Figura 36: Teor de umidade ao longo do tempo e da profundidade.....	84
Figura 37: Comportamento do pH ao longo do tempo e da profundidade	87
Figura 38: Teor de sólidos voláteis ao longo do tempo e da profundidade	89
Figura 39: Concentração de Nitrogênio amoniacal ao longo do tempo e da profundidade	90
Figura 40: Análise da concentração do alumínio	93
Figura 41: Análise da concentração de Manganês	95
Figura 42: Análise da concentração de Ferro.....	96
Figura 43: Análise da concentração de Cálcio	97
Figura 44: Monitoramento das bactérias aeróbias totais.....	102
Figura 45: Monitoramento das bactérias anaeróbias totais.....	103
Figura 46: GRS (%) para as sementes de Tomate e Repolho	106
Figura 47: CRR (%) para as sementes de Tomate e Repolho	107
Figura 48: Análise em Componentes Principais para pH ácido.....	118
Figura 49: Análise em Componentes Principais para pH básico	122

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação dos resíduos quanto a sua origem	22
Quadro 2: Resíduos domésticos perigosos presentes nos RSU.....	31
Quadro 3: Componentes químicos presentes nos RSU e seus principais elementos químicos.....	32
Quadro 4: Espécies de sementes utilizadas nos testes de fitotoxicidade	35
Quadro 5: Fases de degradação anaeróbia dos resíduos	50
Quadro 6: Parâmetros estudados e metodologias utilizadas nesta pesquisa	65
Quadro 7: Faixa de temperatura para crescimento das bactérias	84
Quadro 8: Teste de Normalidade de Kolmogorov-Smirnof.....	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Limites máximos permissíveis para lixiviação e solubilização de alguns contaminantes.....	29
Tabela 2: Concentrações de metais e LMP para lixiviação	98
Tabela 3: Concentrações de metais para os testes de solubilização e os LMP	101
Tabela 4: Análise descritiva dos dados.....	114
Tabela 5: Matriz de Correlação para variáveis tóxicas nos primeiros 223 dias de monitoramento - pH ácido	117
Tabela 6: Matriz de Correlação para variáveis tóxicas a partir dos 256 dias de monitoramento - pH básico	120

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMECLATURA E ABREVIACÕES

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE - Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

ACP - Análise de Componentes Principais

APHA - American Public Health Association PNSB

Ca - Cálcio

CAGEPA – Companhia de Água e Esgotos da Paraíba

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

Cd - Cádmio

CH₄ - Metano

Co - Cobalto

CO₂ – Dióxido de Carbono

Cr - Cromo

CRR – Crescimento Relativo das Raízes

CRRR – Crescimento Relativo das Raízes de Repolho

CRRT – Crescimento Relativo das Raízes de Tomate

DLU - Departamento de Limpeza Urbana

EPI – Equipamento de Proteção Individual

EXTRABES - Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários

FDA - Federal Drug Administration

Fe - Ferro

GGA – Grupo de Geotecnia Ambiental

GRS – Germinação Relativa das Sementes

GRS – Germinação Relativa das Sementes de Repolho

GRS – Germinação Relativa das Sementes de Tomate

Hg - Mercúrio

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LABGER – Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento de Resíduos

LMP – Limite Máximo Permissível

Mg/kg – Miligramas por quilo

Mg/l – Miligramas por litro

N - Normalidade
N₂ – Nitrogênio
NBR – Norma Brasileira
NH₄⁺ - Amônia ionizável
NH₃ – Amônia Livre
Ni - Níquel
NMP – Número Mais Provável
OECD - Organization for Economic Cooperation and Development
OS - Poliestireno
Pb - Chumbo
PCA – Plate Count Agar
PEAD Polietileno de Alta Densidade
PEBD – Polietileno de Baixa Densidade
PET - Polietileno Tereftalato
pH – Potencial hidrogeniônico
PMCG - Prefeitura Municipal de Campina Grande
PNRS – Política Nacional dos Resíduos Sólidos
PNSB – Política Nacional de saneamento Básico
PP - Polipropileno
PPM – Partes por Milhão
PVC - Policloreto de Venila
RPM – Rotações por minuto
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
TCLP - Toxic Characterisitics Leaching Procedure
TF - Tampão Fosfato
UAEG - Unidade Acadêmica de Engenharia Química
UEPB – Universidade Estadual da Paraíba
UFCG – Universidade Federal de Campina Grande
UFPE – Universidade Federal de Pernambuco
USEPA - United States Enviromental Protection Agency
Zn – Zinco
°C – Grau Celsius

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS.....	19
2.1. Objetivo Geral.....	19
2.2. Objetivos específicos.....	19
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	20
3.1 Resíduos	20
3.2 Aterros Sanitários.....	23
3.3 Lisímetros	25
3.4 Análise da classificação dos resíduos.....	26
3.4.1 Lixiviação e Solubilização.....	27
3.5 Toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos	30
3.6 Fitotoxicidade	33
3.7 Componentes tóxicos presentes nos resíduos.....	35
3.7.1 Metais	35
3.7.2 Amônia	37
3.7.3 Biogás.....	40
3.7.4 Plásticos	41
3.8 Fatores Intervenientes na Toxicidade.....	43
3.8.1 Composição dos resíduos.....	43
3.8.2 Potencial hidrogeniônico (pH).....	44
3.8.3 Temperatura	45
3.8.4 Teor de umidade.....	46
3.8.5 Sólidos Voláteis	47
3.8.6 Microrganismos.....	47
3.8.6.1 Microrganismos aeróbios em aterros.....	49
3.8.6.2 Microrganismos anaeróbios em aterros.....	49
3.9 Análises Estatísticas	50
3.9.1 Estatística descritiva	51
3.9.1.1 Estatística descritiva.....	51
3.9.1.2 Correlações.....	51
3.9.1.3 Teste de Normalidade.....	52
3.9.2 Análise em Componentes Principais.....	53

4. METODOLOGIA.....	54
4.1 Construção e instrumentação da célula experimental.....	54
4.2 Enchimento da célula Experimental.....	57
4.3 Composição Gravimétrica e volumétrica dos resíduos.....	61
4.4 Coleta e monitoramento dos resíduos.....	63
4.4.1 Parâmetros Físicos.....	65
4.4.1.1 Temperatura.....	65
4.4.1.2 Teor de umidade.....	66
4.4.2 Parâmetros fisico-químicos.....	66
4.4.2.1 pH.....	66
4.4.2.2 Sólidos voláteis.....	67
4.4.2.3 Nitrogênio amoniacal.....	67
4.4.3 Testes de Lixiviação e Solubilização.....	68
4.4.3.1 Testes de lixiviação.....	68
4.4.3.2 Testes de solubilização.....	70
4.4.4 Parâmetros Químicos.....	70
4.4.4.1 Metais.....	70
4.4.5 Parâmetros Microbiológicos.....	72
4.4.5.1 Aeróbios totais.....	72
4.4.5.2 Anaeróbios totais.....	73
4.4.6 Toxicidade.....	75
4.4.6.1 Fitotoxicidade.....	75
4.5 Análises Estatísticas.....	76
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	78
5.1 Caracterização inicial dos resíduos.....	78
5.1.1 Composição Gravimétrica.....	78
5.1.2 Composição Volumétrica.....	80
5.2 Parâmetros físicos.....	82
5.2.1 Temperatura.....	82
5.2.2 Teor de Umidade.....	84
5.3 Parâmetros fisico-químicos.....	86
5.3.1 pH.....	86
5.3.2 Sólidos Voláteis.....	88
5.3.3 Nitrogênio Amoniacal.....	90

5.4 Parâmetros Químicos	92
5.4.1 Metais	92
5.4.1.1 Alumínio	92
5.4.1.2 Manganês e Ferro	94
5.4.1.3 Cálcio	97
5.4.1.4 Cobre, Níquel, Cobalto e Chumbo	98
5.5 Parâmetros Microbiológicos	102
5.5.1 Microrganismos Aeróbios e Anaeróbios	102
5.6 Toxicidade	105
5.6.1 Fitotoxicidade	105
5.7 Resultados Estatísticos	114
5.7.1 Estatística Descritiva	114
5.7.2 Teste de Normalidade	115
5.7.3 Matriz de correlação e Análise em Componentes Principais	116
6. CONCLUSÕES	123
6.1 Recomendações para pesquisas futuras	124
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	125

1. INTRODUÇÃO

A problemática dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) se tornou mais evidente nos últimos anos, principalmente devidos aos novos padrões da sociedade, que na busca do seu bem estar social e material tem aumentado o consumo de produtos, gerando consigo elevadas quantidades de resíduos.

Esses resíduos apresentam uma composição bastante variável, trazendo consigo materiais das mais diversas fontes, podendo muitas vezes, serem comparados aos resíduos industriais por possuírem substâncias a bases de metais pesados como pilhas, baterias, enlatados, tintas, seringas, remédios, eletroeletrônicos, entre outros, os quais são tóxicos e apresentam riscos a saúde e ao meio ambiente quando dispostos de forma incorreta podendo ainda, interferir nos processos de biodegradação dos resíduos nos aterros. No entanto, além dos metais pesados, os subprodutos gerados pela própria decomposição dos resíduos também podem causar toxicidade ao meio, a exemplo dos gases gerados e da amônia que em elevados teores tornam-se tóxicos.

A presença de materiais produzidos a base de substâncias tóxicas promovem a contaminação dos resíduos, quando estes estão em contato, fato que pode promover o seu enquadramento em classe I, classificando-os como resíduos perigosos. A classificação dos resíduos conforme ABNT - NBR 10.004/04 apresenta-se como uma atividade inédita, uma vez que não existem estudos de enquadramento dos RSU para esta norma, visto que estes são normalmente classificados como resíduos de classes II (não perigosos) por apresentarem elevados teores de matéria orgânica. No entanto, estudos realizados por Egreja Filho *et al.* (1999), mostraram que em resíduos não segregados os metais podem estar em concentrações elevadas, quando comparado ao seu teor em materiais segregados, isso porque a contaminação da matéria orgânica presente nos RSU pode ser ocasionada por adesão de partículas de pequeno diâmetro de óxidos metálicos, cinzas e limalhas à massa orgânica úmida.

A avaliação da toxicidade das substâncias presentes nos resíduos pode ser medida por meio de testes de fitotoxicidade, estes que são bastante utilizados para avaliar os danos causados pela combinação das substâncias tóxicas presentes nos RSU. Segundo Chang *et al.* (1992), a fitotoxicidade é definida como uma intoxicação de plantas vivas pelas substâncias constituintes do meio de crescimento, quando estas substâncias são acumuladas nos tecidos da planta.

No Brasil, o descarte e a destinação final dos resíduos tornam-se um problema ainda mais evidente, devido à ausência de locais de disposição adequada dos resíduos. Contudo, buscando minimizar os impactos causados pelo descarte inadequado dos resíduos urbanos, em agosto de 2010, foi implantada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), através da Lei 12.605, que obriga o poder público a buscar alternativas para uma disposição final dos RSU que não gere impactos negativos para o meio ambiente.

Dentre as alternativas de disposição dos RSU, os aterros sanitários se constituem como uma das mais adequadas. Porém, os aterros não podem ser vistos como simples local de armazenamento, pois se torna indispensável à otimização de projetos e a aplicação de metodologias operacionais capazes de assegurar, de modo estável, a evolução dos processos de degradação e estabilidade geotécnica do aterro. Assim, entende-se como aterro o local onde os resíduos são depositados de forma controlada no solo. Uma vez depositados, os resíduos se degradam naturalmente por via biológica até a mineralização da matéria biodegradável, em condições fundamentalmente anaeróbias (CAMPOS, 2010).

Contudo entender aterros sanitários torna-se menos complexo se estudos em células experimentais forem realizados. Essas células permitem entender o comportamento de aterros de RSU e representam uma técnica bastante interessante para obter parâmetros de projetos, dimensionamento e construção de aterros, além do mais pode fornecer contribuições na área de saneamento através de monitoramento de processos (MONTEIRO *et al.* 2006).

Através do monitoramento de células experimentais, este trabalho busca contribuir para o desenvolvimento e aperfeiçoamento de projetos de aterros, bem como entender os mecanismos de contaminação dos resíduos após sua disposição final, contribuindo para o fornecimento de dados a cerca da realidade dos RSU da cidade de Campina Grande – PB e indicando a necessidade de ações de gestão de gerenciamento desses resíduos com o intuito de minimizar problemas ambientais e de saúde pública, principalmente para as pessoas que trabalham em contato direto com os resíduos, uma vez que se sabe que é justamente nessa fase inicial de decomposição que os resíduos apresentam maior potencial perigoso.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

- Avaliar a toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos, da cidade de Campina Grande-PB, presentes em uma célula experimental.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar os componentes tóxicos e possíveis contaminantes, presentes nos RSU demonstrando sua interferência no processo de biodegradação dos resíduos;
- Classificar os RSU da cidade de Campina Grande conforme ABNT - NBR 10.004/04, avaliando os teores de metais existentes;
- Identificar os metais que estão presentes em maior concentração nos RSU;
- Avaliar a influência do pH, do nitrogênio amoniacal e dos metais na fitotoxicidade dos resíduos;
- Correlacionar os dados de toxicidade dos RSU com parâmetros físicos, físico-químicos, químicos e microbiológicos;
- Usar a estatística para verificar o grau de correlação entre os parâmetros considerados tóxicos e a influência da toxicidade nos pH ácido e básico.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Resíduos

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) – NBR 10.004/04 – os resíduos sólidos são definidos como:

...resíduos nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades de origem industrial doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles instalados em equipamentos e instalação 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 à melhor tecnologia disponível.

Essa norma, ainda classifica os resíduos quanto aos riscos potenciais de contaminação que eles podem trazer ao meio ambiente, em diferentes classes:

a) Classe I ou perigosos: São aqueles que, em função de suas características intrínsecas de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, apresentam riscos à saúde pública através do aumento da mortalidade ou da morbidade, ou ainda provocam efeitos adversos ao meio ambiente quando manuseados ou dispostos de forma inadequada.

b) Classe II A ou não-inertes: São os resíduos que podem apresentar características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, com possibilidade de acarretar riscos à saúde ou ao meio ambiente, não se enquadrando nas classificações de resíduos Classe I ou Perigosos.

c) Classe II B ou inertes: São aqueles que, por suas características intrínsecas, não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente.

A Figura 1 mostra como pode ser feita a classificação dos resíduos utilizando esta Norma.

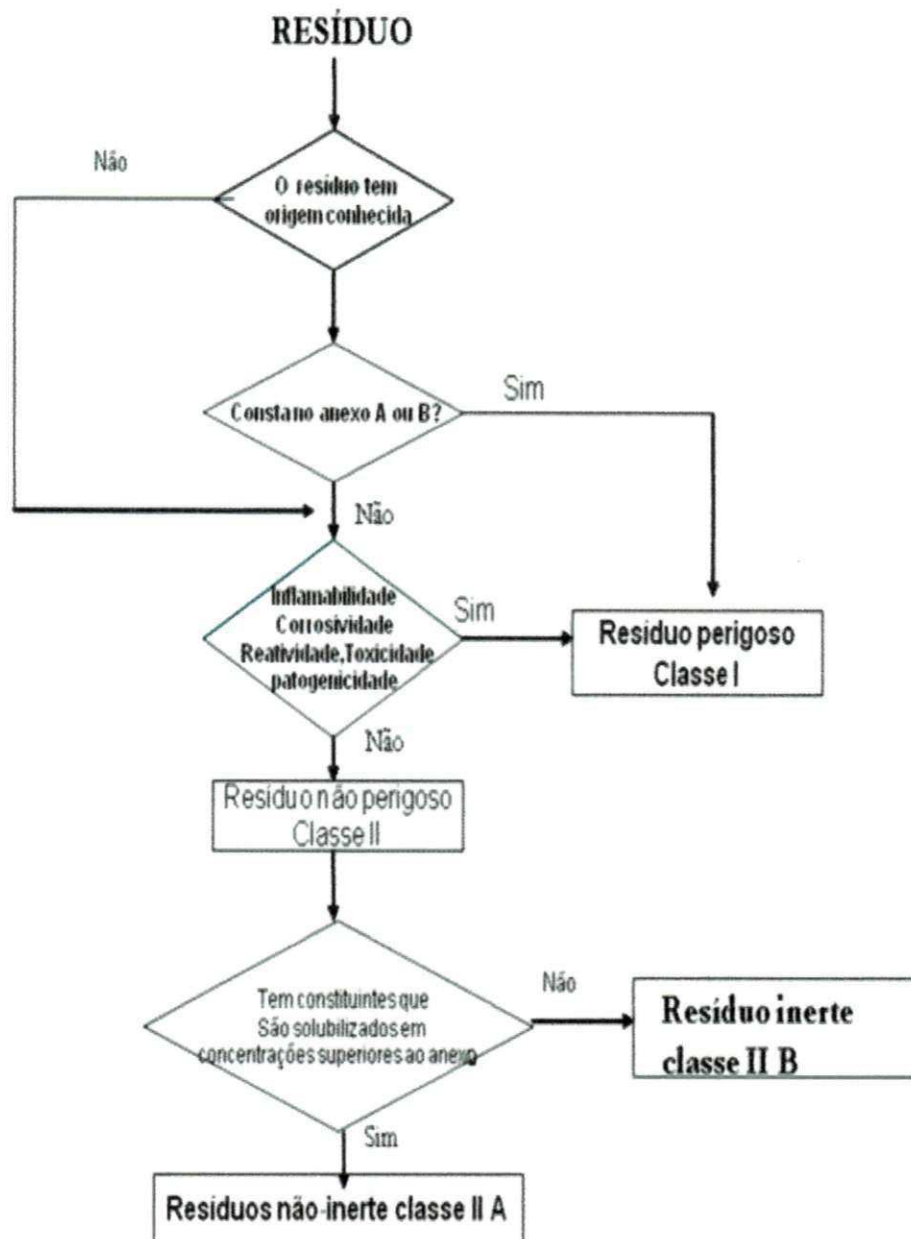


Figura 1: Procedimentos para classificação dos resíduos segundo a NBR 10.004/04
FONTE: ABNT-NBR 10.004/04

Outra maneira de se classificar os resíduos é quanto a sua origem, ou seja, domiciliar, comercial, varrição e feiras livres, serviços de saúde e hospitalar, industriais, agrícolas e entulhos (Quadro 1).

Quadro 1: Classificação dos resíduos quanto a sua origem

Resíduo	Origem	Constituição
Domiciliar	Residências	Restos de alimentos, produtos deteriorados, jornais, revistas, garrafas, embalagens em geral, papel higiênico, fraldas descartáveis entre outros.
Comercial	Estabelecimentos comerciais e de serviços	Papel, plástico, embalagens diversas e resíduos de asseio dos funcionários, tais como papel-toalha, papel higiênico, entre outros.
Público	Serviços de: Limpeza pública urbana e áreas de feiras livres	Resíduos de varrição das vias públicas; limpeza de praias, galerias; córregos e terrenos, restos de vegetais diversos, embalagens, entre outros.
Hospitalar	Serviços de saúde hospitalar	Tratam de agulhas, seringas, gazes, bandagens, algodões, órgãos e tecidos removidos, meios de culturas e animais usados em testes, sangue coagulado, luvas descartáveis, remédios com validade vencida, instrumento de resina sintética, filmes fotográficos de raios X, entre outros.
Industrial	Atividades industriais	Cinzas, lodos, óleos, resíduos alcalinos ou ácidos, plásticos, papéis, madeiras, fibras, borrachas, metais, escórias, vidros e cerâmicas, entre outros.
Agrícola	Atividades agrícolas e da pecuária	Embalagens de fertilizantes e de defensivos agrícolas, rações, restos de colheita, entre outros.
Entulho	Resíduos da construção civil	Materiais de demolições, restos de obras, solos de escavações diversas, entre outros.

Fonte: SILVA (2007)

No Brasil, os RSU sempre foram um problema ambiental. Apesar dos vários métodos existentes para tratamento e disponibilização final desse tipo de resíduo, uma das grandes preocupações da sociedade hoje é dar um destino final adequado. De acordo com Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (2010), feito pela Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), somente em

2010, foram produzidos cerca de 195 mil toneladas de resíduos por dia, em todo o país, sendo que destes 57,6% são destinados para aterros sanitários, 24,3% para aterros controlados e 18,1% para lixões (ABRELPE, 2010). Esses estudos ainda mostram que a geração de RSU no Brasil apresentou um crescimento expressivo de 2009 para 2010, superando a taxa de crescimento populacional urbano que foi de cerca de 1% no período. Só em 2010 foram gerados mais de 60 milhões de toneladas de resíduos, um aumento de 6,8% em relação a 2009. A geração per capita nesse mesmo ano foi de aproximadamente 378 toneladas por habitante.

Dentre as formas de tratamento e disposição final de resíduos os aterros sanitários constituem-se uma das mais adequadas, devido a sua praticidade e baixo custo, quando comparados com outras tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos.

3.2 Aterros Sanitários

Os aterros sanitários são uma das mais utilizadas forma de tratamento para disposição final de resíduos. Essa técnica, que utiliza grandes áreas de terra, consiste no confinamento dos resíduos no solo, visando minimizar os impactos ambientais.

Seu princípio envolve a compactação dos resíduos à menor área possível, tentando reduzi-lo ao menor volume, cobrindo o resíduo compactado com uma camada de terra ou de material inerte em intervalos periódicos, de maneira a se ter uma alternância entre o resíduo e o material de cobertura (Figura 2).

O processo de compactação deve ser realizado de maneira adequada, a fim de que não interfira nos processos de biodegradação. Esse procedimento visa reduzir a área disponível prolongando a vida útil do aterro, ao mesmo tempo em que o propicia a firmeza do terreno possibilitando seu uso futuro para outros fins.

Assim como qualquer outro projeto, antes de se fazer um aterro sanitário, a estudos devem ser feitos, a fim de se encontrar a melhor área para sua instalação, de modo que não comprometa o meio ambiente. Após a escolha criteriosa da área, que não deve ser construída em locais sujeitos a inundação e deve estar localizada a no mínimo 200 metros de qualquer curso d'água, é feita a impermeabilização do solo como materiais geosintéticos, além de sistemas de drenagem e tratamento dos líquidos

percolados e dos gases produzidos durante o processo de degradação dos resíduos (ABNT - NBR 13.896/97).

Alguns parâmetros que devem ser levados em consideração na construção de um aterro são descritos na NBR 13.896/97, que fixa as condições mínimas exigíveis para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos, de forma a proteger adequadamente as águas superficiais e subterrâneas próximas, bem como os operadores destas instalações e populações vizinhas (MEIRA, 2009). Algumas dessas características são apresentadas por Junkes, (2002):

- Subdivisão da área de aterro em células de resíduos;
- Disposição dos resíduos no solo previamente preparado para que se torne impermeável, impossibilitando o contato dos líquidos residuais (água das chuvas e lixiviado) com o lençol freático;
- Presença de lagoas de estabilização para a biodegradação da matéria orgânica contida nos líquidos residuais;
- Presença de drenos superficiais para a coleta da água das chuvas;
- Drenos de fundo para a coleta do lixiviado e para a dispersão dos gases;
- Coletores dos líquidos lixiviados em direção as lagoas de estabilização.

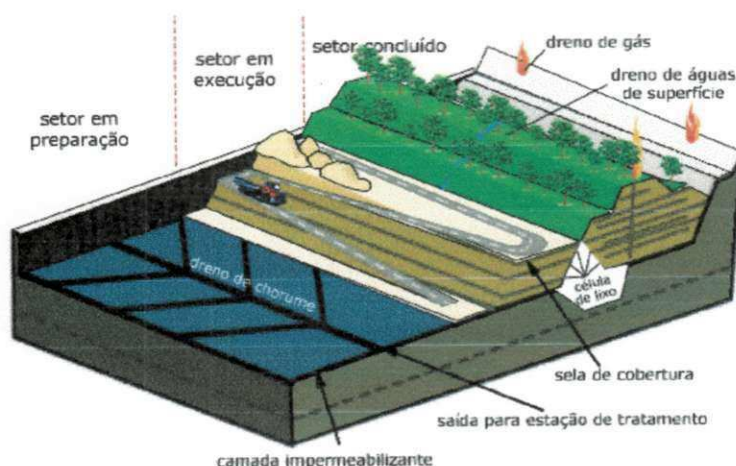


Figura 2: Esquema de um aterro sanitário
Fonte: NAIME (2010)

O estudo dos resíduos presentes nos aterros sanitários é de extrema importância, uma vez que permite avaliar o seu comportamento e estabelecer as relações físicas, químicas e biológicas que ocorrem durante o seu processo de degradação, além de

possibilitar a avaliação dos processos de decomposição desses resíduos, além da geração de gases e lixiviados. Contudo, o estudo do comportamento de aterros em grandes escalas ainda apresenta alguns empecilhos, principalmente devido à escassez desse tipo de aterro em nosso país, visto que a maioria dos resíduos são dispostos de forma inadequada em lixões.

Alcântara (2007) apresenta alguns inconvenientes que são enfrentados no estudo de aterros em escala real: 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.

Diante disso, os lisímetros (células experimentais ou biorreatores) surgem como uma alternativa de estudo para entendimento de todas as dinâmicas que ocorrem com os resíduos de um aterro sanitário, bem como para obtenção de dados que possam contribuir para a construção, dimensionamento e monitoramento de um aterro em escala real.

3.3 Lisímetros

Os lisímetros são caracterizados como células experimentais que simulam o comportamento dos resíduos em escala real. Segundo Monteiro (2003), esses biorreatores se constituem em uma célula experimental de resíduos em escala reduzida, dotado de sistemas de drenagem de líquidos e gases, medição do nível dos líquidos, medidores de recalque, temperatura, concentração e fluxo de gases, proporcionando o conhecimento de diversos parâmetros sob condições controladas.

Os lisímetros representam uma técnica bastante interessante e são empregadas para estudar o comportamento dos resíduos e contribuir para uma melhor compreensão do metabolismo de degradação dos produtos orgânicos (ALCÂNTARA, 2007).

Ainda segundo Alcântara (2007), o estudo de células experimentais é importante para simular situações particulares para análise de causa e efeito, o que seria inviável em escala real, como, por exemplo, estudar o comportamento de resíduos com composições específicas, sua codisposição com resíduos de outra natureza, a simulação de condições ambientais que podem envolver precipitação, umidade e temperatura, concepção técnica alternativa de tratamento ou pré-tratamento dos resíduos, dentre outros aspectos. Outra aplicação das células experimentais é a realização de estudos, a

simulação e análise de diferentes sistemas de cobertura e impermeabilização de base, sistemas de drenagem de líquidos e gases e de monitoramento geotécnico e ambiental, visando à otimização dos projetos de aterros de resíduos sólidos urbanos.

Vários parâmetros podem ser analisados através dos lisímetros e a influência da água na degradação dos resíduos é um deles, como também a influência da recirculação do lixiviado e produção de biogás (MEIRA, 2009). 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 (GARCEZ, 2009).

Estudos realizados em células experimentais buscando entender o comportamento dos resíduos foram realizados por diversos autores: Medeiros (2002), Youcai *et al.* (2002); John (2004); Levine *et al.* (2005); Alcântara (2007); Santos (2010); entre outros. Todos estes visando compreender as dinâmicas ocorridas no processo de degradação dos resíduos sólidos, a fim de contribuir para construção e compreensão de um aterro em escala real. Na cidade de Campina Grande, local de estudo desta pesquisa, estudos também foram e vem sendo desenvolvidos neste intuito: Leite (2008; Garcez (2009); Meira (2009); Pereira, (2010); Farias, (2011); Araújo (2011); Melo (2011), todos buscando dados que podem ser aplicados em aterros de escala real.

3.4 Análise da classificação dos resíduos

Os Resíduos Sólidos Urbanos, apesar de apresentarem em sua composição uma grande quantidade de compostos orgânicos, possuem um grande número de compostos e substâncias, que por suas características danosas podem causar sérios problemas a saúde e ao meio ambiente.

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 (GARCEZ, 2009).

A classificação dos resíduos imposta pela NBR 10.004/04 diferencia os resíduos de acordo com a classe em que eles estão inseridos, classificando-os quanto aos seus riscos potenciais para o ambiente e para a saúde. Dentre essas classes, a classe I se

refere a dos resíduos perigosos, que por esta norma são definidos como resíduos ou a combinação destes, que proporcionam um potencial perigo aos seres humanos ou outros organismos vivos, pois:

- Não são degradáveis ou persistem na natureza;
- Podem ser mensurados biologicamente;
- Podem ser letais ou
- Podem provocar ou tender a provocar efeitos cumulativos prejudiciais.

As características de periculosidade dos resíduos podem ser conceituadas como: Inflamabilidade - podem entrar em combustão com bastante facilidade ou até mesmo espontaneamente; Corrosividade - atacam materiais e organismos vivos devido as suas características ácidas ou básicas intensas; Reatividade - reagem com a presença de outras substâncias, liberando calor e energia; Toxicidade - atuam sobre os organismos vivos, ocasionando danos as suas estruturas biomoleculares; e Patogenicidade - possui características biológicas infecciosas, contendo microrganismos ou toxinas.

A classificação de resíduos está relacionada com a identificação do processo ou atividade que lhes originou, de suas características e de seus constituintes, além da comparação desses últimos com as listagens da NBR 10.004/04 de resíduos e substâncias cujos impactos à saúde e ao meio ambiente sejam conhecidos. Porém quando não é possível fazer a classificação por estes meios, faz-se a classificação dos resíduos por meio de análises físico-químicas sobre o extrato lixiviado ou solubilizado obtido a partir da amostra bruta do resíduo por meio de testes de lixiviação realizado de acordo com a NBR 10.005/04 e de solubilidade NBR 10.006/04.

3.4.1 Lixiviação e Solubilização

A lixiviação é caracterizada como o processo de arraste de substâncias solúveis de um produto por meio de solvente, podendo ainda, ser caracterizada ainda como a atividade de separar certas substâncias contidas nos resíduos, por meio de lavagem.

A realização dos ensaios de lixiviação tem como objetivo determinar como uma substância se comporta durante uma percolação, simulando em laboratório os fenômenos de arraste, diluição e de dessorsão que ocorrem pela passagem de água através de um resíduo disposto no meio ambiente servindo, portanto, para avaliar o potencial deste resíduo em liberar certas espécies químicas (CAUDURO, 2002).

Os testes de lixiviação desempenham um papel importante na caracterização de resíduos, particularmente em relação à avaliação de seus impactos ambientais reais e potenciais. Eles são utilizados para estimar a estabilidade química dos resíduos quando em contato com soluções aquosas, permitindo assim verificar o grau de mobilização ou de disponibilidade dos constituintes. Do mesmo modo, eles podem servir para modelar a migração de um contaminante de uma matriz sólida para o meio ambiente em condições reais. Neste caso, os dados poderão ser empregados em análises de risco em relação à destinação final e também para alternativas de transporte (NEDER, 1998).

Existem várias metodologias para testes de lixiviação, entre as mais difundidas destacam-se os testes americanos: “Environmental Protection Agency’s Extraction Procedure (EP), Toxicity Test”, o “Toxic Characteristics Leaching Procedure” (TCLP) (CHAMIE, 1994). Contudo, no Brasil o mais comumente usado é o descrito pela NBR 10.005/04, que fixa os requisitos exigíveis para a obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos, visando diferenciar os resíduos de classe I – perigosos - e classe II – não perigosos e determina os Limites Máximos Permissíveis (LMP) para lixiviação e solubilização de alguns contaminantes.

Os resíduos de classe II são considerados como não perigosos, porém quando se tem dúvidas quanto a sua classificação em inertes e não inertes emprega-se a metodologia de solubilização. Os testes de solubilização são empregados com o objetivo de se determinar a solubilidade dos resíduos, identificando o seu potencial de dissolução e contaminação quando em contato com a água.

O procedimento para obtenção do extrato solubilizado dos resíduos sólidos é prescrito pela ABNT, através da NBR 10.006/04, cujo objetivo é fixar requisitos para obtenção do extrato solubilizado dos resíduos sólidos visando diferenciar os resíduos da classe II A e II B da NBR 10.004/04. Para alguns elementos a NBR 10.004/04 não listou seus limites máximos para extrato lixiviado ou solubilizado, fato que pode ter sido considerado um erro de publicação já que a norma deixou de fora vários metais importantes. No Brasil, os limites estabelecidos pela ABNT são os mesmos para potabilidade de água, sendo baseado na Portaria nº 1469/00 do Ministério da Saúde (MS). A Tabela 1 apresenta os Limites Máximos Permissíveis (LMP) para lixiviação e solubilização de alguns contaminantes, descrito por Brito (2007).

Tabela 1: Limites máximos permissíveis para lixiviação e solubilização de alguns contaminantes

Parâmetro (contaminante)	Lixiviação		Solubilização	
	Mg.L ⁻¹	Mg.kg ⁻¹	Mg.L ⁻¹	Mg.kg ⁻¹
Arsênio ¹	1,0	20,0	0,01	0,04
Alumínio ²	0,2	4,0	0,2	0,8
Bário ¹	70,0	1400,0	0,7	2,8
Cádmio ¹	0,5	10,0	0,005	0,03
Chumbo ¹	1,0	20,0	0,01	0,04
Cobre ³	2,0	40,0	2,0	8,0
Cromo Total ¹	5,0	100,0	0,05	0,2
Ferro ³	0,3	6,0	0,3	1,2
Fluoreto ¹	150,0	3000,0	1,5	6,0
Manganês ²	0,1	2,0	0,1	0,4
Mercúrio ¹	0,1	2,0	0,001	0,004
Níquel ³	0,02	0,4	0,02	0,08
Nitrato ² (N)	10,0	200,0	10,0	40,0
Nitrito ² (N)	1,0	20,0	1,0	4,0
Prata ¹	5,0	25,0	0,05	0,20
Selênio ¹	1,0	20,0	0,01	0,04
Zinco ³	5,0	100,0	5,0	20,0
Aldrin + Dieldrin ¹	0,003	0,06	3,0 x 10 ⁻⁵	1,2 x 10 ⁻⁴
Clordano ¹	0,02	0,40	2,0 x 10 ⁻⁴	0,8 x 10 ⁻³
DDT ¹	0,2	4,0	2,0 x 10 ⁻³	0,8 x 10 ⁻²
2,4 - D ¹	3,0	40,0	0,03	0,06
Endrin ¹	0,06	18,0	6,0 x 10 ⁻⁴	2,4 x 10 ⁻³
Heptacloro ¹	0,003	10,0	3,0 x 10 ⁻⁵	1,2 x 10 ⁻⁴
Lindano ¹	0,2	4,0	2,0 x 10 ⁻³	0,8 x 10 ⁻³
Metoxicloro ¹	2,0	40,0	0,02	0,08
Pentaclorofenol ¹	0,9	18,0	-	-
Toxafeno ¹	0,5	10,0	5,0 x 10 ⁻³	0,03
2, 4, 5 - T ¹	0,2	4,0	2,0 x 10 ⁻³	1,2 x 10 ⁻³
2, 4, 5 - TP ¹	1,0	20,0	0,03	0,12
Benzeno ¹	0,5	10,0	-	-
O-M-P Cresol Total ¹	200,0	4000,0	-	-
2, 4 dinitrotolueno ¹	0,13	2,6	-	-
Hexaclorobenzeno ¹	0,1	2,0	1,0 x 10 ⁻³	4,0 x 10 ⁻³
Triclorietileno ¹	7,0	140,0	-	-

Nota:
¹ Parâmetros e limites máximos no extrato lixiviado e solubilizado conforme recomendação da ABNT NBR 10005 (2004) e ABNT NBR 10006 (2004) e CFR (2003).
² Valores baseados no Ministério da Saúde (MS) - Portaria N° 518 de 2004 (MS, 2004).
³ Valores sugeridos pela Companhia de tecnologia de saneamento Ambiental (CETESB) - Portaria N° 195 de 2005 (CETESB, 2005).

O fator de 20 entre as colunas 2 e 3 corresponde a relação líquido/sólido do ensaio de lixiviação, enquanto que o fator 4 entre as colunas 3 e 4 corresponde a relação L/S do ensaio de solubilização.

Fonte: BRITO (2007)

3.5 Toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos

A toxicidade é uma propriedade inerente à substância que produz efeitos danosos aos organismos expostos, durante um determinado tempo, a uma concentração específica (ABNT NBR 10.004/2004e). As concentrações das espécies perigosas presentes nos resíduos dependem da composição do resíduo, uma vez que este é constituído pela mistura complexa de objetos e materiais de várias naturezas. Produtos comuns utilizados no nosso dia a dia são considerados tóxicos e por isso podem ser perigosos. Exemplo destes é: pilhas e baterias, tintas, inseticidas domésticos, óleo lubrificante, lâmpadas, produtos de limpeza em geral, solventes domésticos, entre outros.

Embora presentes em menor quantidade na composição dos resíduos sólidos, os resíduos urbanos perigosos apresentam elevada significância contribuindo para que espécies químicas utilizadas nestes produtos sejam concentradas nas áreas de despejo e continuem ativas, mesmo depois de descartadas. O Quadro 2, apresenta alguns dos principais materiais perigosos presentes nos RSU.

A classificação dos RSU inclui nesse grupo, resíduos provenientes de residências, estabelecimentos, comércios, áreas públicas, entre outros. Destes, os resíduos de origem residencial são os que apresentam uma maior concentração de perigosos, cerca de 75 a 85%. Para os resíduos domésticos, as propriedades mais comuns que identificam a periculosidade de determinado material, são: ponto de ignição, corrosividade, reatividade, toxicidade e carcinogenicidade (WAGNER, 1991).

De acordo com o Manual de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (2006), os materiais perigosos presentes nos RSU em maior quantidade são os metais pesados e os biológicos - infectantes. A presença dos metais pesados está correlacionada às principais fontes, como baterias (inclusive de telefones celulares), pilhas e equipamentos eletrônicos em geral, pigmentos e tintas, papel, lâmpadas fluorescentes, remédios, dentre outros.

Quadro 2: Resíduos domésticos perigosos presentes nos RSU

Produto	Propriedade	Local de deposição adequado
Produtos de Limpeza		
Pó abrasivo, amônia e baseados em amônia, água sanitária, desentupidores, limpadores de vidro, limpadores de fogão e removedor de manchas.	Corrosivo	Instalações para resíduos perigosos
Aerossóis, polidores de móveis, polidores de sapatos, polidores de metais, limpadores de tapetes.	Inflamável	Instalações para resíduos perigosos
Medicamentos vencidos	Perigosos para os demais da família	Diluição e lançamento no esgoto
Produtos de uso pessoal		
Loções para cabelos e shampoos medicinais	Veneno	Diluição em pequenas quantidades e lançamento no esgoto
Para limpeza de unhas	Veneno e inflamável	Instalações para resíduos perigosos
Produtos automotivos		
Fluidos de freio e de transmissão e gasolina	Inflamável	Instalações para resíduos perigosos
Óleo diesel, óleo usado e querosene	Inflamável	Centros de reciclagem
Baterias de carro	Corrosivo	Centros de reciclagem ou reparo
Produtos para pintura		
Esmalte a base de óleo e latex	Inflamável	Instalações para resíduos perigosos
Solventes e thinners	Inflamável	Reuso ou instalações para resíduos perigosos
Diversos		
Baterias e pilhas	Corrosivos	Centros de reciclagem
Produtos químicos para fotografia	Corrosivos, venenosos	Instalações para resíduos perigosos
Ácidos para piscina e cloro	Corrosivos	Instalações para resíduos perigosos
Pesticidas, herbicidas e fertilizantes		
Inseticidas	Venenos e alguns inflamáveis	Instalações para resíduos perigosos
Fertilizantes químicos	Venenos	Instalações para resíduos perigosos
Inseticidas para jardins	Venenos	Instalações para resíduos perigosos

Fonte: TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993)

O Quadro 3 mostra os componentes presentes nos resíduos sólidos urbanos e seus principais elementos químicos que, quando descartados inadequadamente, apresentam potenciais de contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas que conseqüentemente afetam a flora e a fauna das regiões próximas, podendo atingir o homem por meio da cadeia alimentar.

Quadro 3: Componentes químicos presentes nos RSU e seus principais elementos químicos

Componentes Industriais potencialmente perigosos presentes nos Resíduos sólidos urbanos	
Resíduos	Componentes químicos
Pilhas e baterias	Liberam metais pesados (Mercúrio, cádmio, chumbo e zinco)
Lâmpadas fluorescentes	As lâmpadas contêm mercúrio. Quando o vidro é quebrado, o mercúrio é liberado na forma de vapor para a atmosfera e, sob ação de chuva, precipita-se no solo, em concentrações acima dos padrões naturais
Componentes eletrônicos de alta tecnologia (chips, fibra ótica, semicondutores, baterias, etc)	Componentes podem liberar arsênio e berilo, chumbo, mercúrio e cádmio
Embalagens de agrotóxicos	Os pesticidas (inseticidas, fumigantes, rodenticidas, herbicidas e fungicidas)
Resíduos de tintas, pigmentos e solventes	Restos de tintas ou pigmentos a base de chumbo, mercúrio ou cádmio, e solventes orgânicos
Frascos pressurizados	Quando o frasco é rompido, os produtos tóxicos ou cancerígenos são liberados, podendo poluir a água ou dissipar-se na atmosfera

Fonte: MANUAL DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE (2006)

Dentre esses resíduos considerados perigosos, os resíduos químicos são os que estão presentes em maior concentração, devido ao aumento na sua produção. A presença desses resíduos nos aterros pode inibir o crescimento microbiano e assim interferir nas suas reações, dificultando os processos de degradação.

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 (GARCEZ, 2009). A necessidade de se determinar o teor dessas substâncias e suas implicações nos aterros é de vital importância a fim de se evitar possíveis danos ao meio ambiente.

3.6 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).

A determinação de fitotoxinas contidas ou produzidas durante a biodegradação dos resíduos requer análises químicas onerosas e demoradas, pelo fato de diferentes compostos agirem juntos e variando de acordo com o tipo de matéria-prima, comunidade microbiana, suprimento de oxigênio, temperatura e a fase em que se encontra o material em decomposição (ATAÍDE *et.al.* 2005)

No entanto, os testes de fitotoxicidade são bastante usados por ser uma técnica simples, rápida, segura, barata e reproduzível para avaliar o nível e os danos causados pelas combinações dos componentes tóxicos presentes no meio (MELO, 2003), servindo como indicadores de uma possível contaminação.

Através dos testes de fitotoxicidade é possível avaliar o comportamento das plantas frente a um ambiente contaminado, isso porque esses testes permitem determinar o potencial tóxico de um agente químico ou de uma mistura complexa, avaliando os efeitos dos poluentes através da resposta de organismos sensíveis, que servem como bioindicadores.

De acordo com Chang *et al.* (1992), a fitotoxicidade pode ser definida como uma intoxicação de plantas vivas pelas substâncias constituintes do meio de crescimento, quando estas substâncias são acumuladas nos tecidos da planta. Ela depende da composição química do meio, e pode ser devida a substâncias orgânicas e inorgânicas, que causam alteração na salinidade, desordem nutricional e/ou alterações metabólicas enzimáticas ou hormonais (ORTEGA, 1996).

Os testes de fitotoxicidade são realizados com a avaliação da germinação de sementes e crescimento de suas raízes. Segundo Ipef (1998) a germinação é definida como um fenômeno biológico que pode ser considerado pelos botânicos como a retomada do crescimento do embrião, com o subsequente rompimento do tegumento pela radícula. Entretanto, para os tecnologistas de sementes, a germinação é definida como a emergência e o desenvolvimento das estruturas essenciais do embrião, manifestando a sua capacidade para dar origem a uma planta normal, sob condições ambientais favoráveis.

A fitotoxicidade 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).

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 (MELO, 2003).

Existem uma infinidade de sementes que podem ser utilizadas como bioindicadores da fitotoxicidade, a exemplo repolho, cebola, tomate, pepino, cevada e alface. Dentre estas, as sementes de tomate e repolho são as mais recomendadas pela USEPA. O Quadro 4 apresenta algumas espécies recomendadas pelo órgãos americanos OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), (1984b); USEPA (United States Environmental Protection Agency) e FDA (Federal Drug Administration).

Quadro 4: Espécies de sementes utilizadas nos testes de fitotoxicidade

Nome comum	Espécie	Nome comum	Espécie	Nome comum	Espécie
Azevém	<i>Lolium perene</i>	Rabanete	<i>Raphanus sativus</i>	Cenoura	<i>Daucus carota</i>
Arroz	<i>Oryza sativa</i>	Nabo	<i>Brassica rapa</i>	Soja	<i>Glycine Max</i>
Aveia	<i>Avena sativa</i>	Repolho	<i>Brassica campestris</i>	Milho	<i>Zea mays</i>
Tomate	<i>Lycopersicon</i>	Feijão	<i>Phaseolus aureus</i>	Cebola	<i>Allium cepa</i>
Sorgo	<i>Sorghum</i>	Alface	<i>Lactuca sativa</i>	Trigo	<i>Triticum</i>

Fonte: FLETCHER (1991)

3.7 Componentes tóxicos presentes nos resíduos

A grande diversidade de compostos presentes nos RSU, torna esses resíduos uma matriz complexa de características peculiares. Alguns desses compostos podem trazer consigo substâncias perigosas que por suas características intrínsecas podem causar diversos danos a saúde e ao meio ambiente, além de interferir nas atividades biodegradativas dos aterros.

3.7.1 Metais

São considerados metais pesados àqueles elementos cuja densidade é igual ou superior a 5 g/cm³, ou cujo número atômico seja superior a 20, excluindo os alcalinos e alcalinos terrosos (ALCÂNTARA, 2007). Esses elementos ocorrem naturalmente no ambiente, exercendo funções fisiológicas em plantas, animais, microrganismos, sendo considerados, portanto, essenciais. Entretanto, quando suas concentrações são elevadas, causam danos ao ambiente.

Dos 112 elementos conhecidos atualmente, 84 são metais. Isso leva a crer que as possibilidades de contaminação ambiental por metais sejam numerosas. Sua ocorrência natural, porém, não deve ser considerada como perigosa, pois faz parte do equilíbrio dos ecossistemas. Alguns metais, apesar de sua toxicidade, ocorrem na natureza de maneira escassa ou são insolúveis, não oferecendo ameaça real à saúde pública e ao ambiente (REIDLER, *et al.* 2010).

Particularmente no solo, os metais apresentam baixa mobilidade devido aos processos de adsorção/dessorção, precipitação/solubilização, complexação, oxi-redução, etc. Com isso, é possível encontrar um metal fazendo parte das diversas formas

químicas. Portanto, a toxicidade de metais pesados no solo é, a princípio, muito baixa. Infelizmente, a atividade industrial, juntamente, com o aumento do despejo de resíduos sólidos urbanos, aumentou consideravelmente a quantidade destes no solo, fato que pode possibilitar a alteração de suas propriedades bioquímicas e biológicas. No ambiente, esses elementos ainda, podem seguir diferentes vias de fixação, liberação ou transporte, acumulando-se no solo e com isso alterando a atividade microbiana, causando fitotoxicidade (CHAVES, 2008).

Segundo Nascentes (2006) *apud* Garcez (2009), 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.

Em termos de poluição ambiental, os metais podem ser classificados de acordo com três critérios: não-tóxicos; tóxico e muito tóxico. Alguns dos principais elementos que fazem parte desses grupos são:

- Não tóxico – Sódio, magnésio, cálcio, fósforo, ferro e lítio;
- Tóxico – Alumínio, titânio, gálio, bário, ósmio, hafnio;
- Muito tóxico – Cobalto, níquel, zinco, cobre, arsênio, prata, cádmio, mercúrio e chumbo.

A principal fonte de metais para o meio ambiente são os produtos domésticos descartados na forma de resíduos, que possuem em sua composição metais pesados. Alguns dos principais RSU, que contém metais pesados em sua composição são: papel, plásticos, borrachas, tintas, fármacos, pigmentos, cosméticos, pilhas, baterias, ligas metálicas, tampas metálicas de garrafas e lâmpadas elétricas, corantes, interruptores de luz e termômetros. Todos estes são fontes de mercúrio, chumbo, zinco, cádmio, níquel, cobre. Os resíduos industriais apresentam-se ainda como uma importante fonte de metais, sendo muito comuns em resíduos originados dos segmentos de galvanoplastia, metal-mecânica, fabricação de tintas, produção de pigmentos inorgânicos (GARCEZ, 2009).

A presença de metais nos resíduos é um dos fatores que mais contribuem para sua fitotoxicidade. Contudo a toxicidade de uma massa de lixo não se deve apenas à concentração de metais, pois compostos fenólicos, amônia livre e ácidos alifáticos conferem à massa certo grau de toxidez, embora com menor tempo de permanência em relação aos metais (MONTEIRO, 2003).

Em um aterro sanitário, os resíduos passam por processos de degradação que ocorrem por mecanismos relacionados a fenômenos físicos, químicos e biológicos. Os dois mecanismos biológicos mais importantes de degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário são a degradação aeróbia e a degradação anaeróbia, esta última que se intensifica com a sobreposição de resíduos em camadas no aterro (CHAVES, 2008).

Os metais pesados são tóxicos a digestão anaeróbia, ainda que em baixas concentrações. Durante as fases de hidrólise e acidogênese os metais tendem a se solubilizar quando são liberados da fração sólida e aderidos ao chorume. Já durante a acetogênese esses elementos tendem a aumentar sua concentração, conferindo mais perigo ao meio, em função da lixiviação dos microrganismos e da acidez. Na fase metanogênica a concentração de metais diminui devido à precipitação que ocorre por causa do tamponamento do meio e inicia-se a formação de hidróxidos, tornando os metais menos solúveis e menos perigosos (MONTEIRO, 2003). Além disso, certos metais ainda podem se acumular na parede celular dos microrganismos, impedindo as suas atividades vitais. Todos esses fatores afetam o crescimento dos microrganismos, interferindo assim, nos processos de degradação dos resíduos dentro do aterro.

3.7.2 Amônia

Embora existam compostos tóxicos de várias naturezas nos resíduos, como por exemplo, metais pesados e alguns compostos orgânicos, a amônia é também preocupante, em decorrência de estar presente em níveis elevados (MOURA, 2008). Na sua forma dissolvida pode ser encontrada como amônia livre (NH_3) ou ionizada (NH_4^+). Podendo ser produzida ou formada naturalmente durante a decomposição do nitrogênio orgânico, pelas atividades dos microrganismos, plantas e animais através do ciclo do nitrogênio.

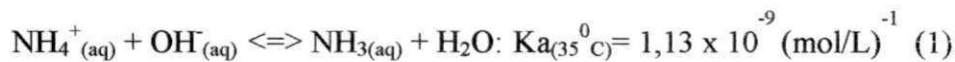
Quando os compostos nitrogenados são liberados, (pela morte de um organismo, ou parte dele, ou pelas suas excreções), eles são processados por bactérias decompositoras, e um dos principais produtos dessa decomposição é o gás Amônia (NH_3), uma das muitas formas que o nitrogênio existente no ambiente.

Segundo Jokela *et al.* (2002), a principal fonte de nitrogênio no lixiviado é a partir de proteínas, que perfazem aproximadamente 0,5% da massa seca dos resíduos depositados no aterro. Ainda segundo os autores, a hidrólise da cadeia de 37

polipeptídios é desvantajosa em termos energéticos, e esta é aparentemente a razão para a cinética lenta de hidrólise de proteína, o que causa por sua vez a liberação lenta da amônia.

O nitrogênio na sua forma amoniacal, apresenta-se nas formas de amônia não-ionizada (NH_3) e ionizada (NH_4^+), e a amônia total refere-se à soma destas formas. O efeito tóxico da amônia aumenta com o aumento do pH, indicando que a amônia não-ionizada é mais tóxica do que a ionizada. É também mais tóxicos em ambientes com reduzidas concentrações de oxigênio.

A amônia ionizada pode ser convertida a amônia livre através de uma base, como pode ser observado na Reação 1: a adição de OH^- provoca o deslocamento do equilíbrio para a formação dos produtos onde a amônia livre se encontra. Na prática, fontes de OH^- geralmente usadas são hidróxido de sódio ou cal. Adicionalmente, é observado que à medida que a temperatura da solução se eleva a quantidade de gás de amônia livre também aumenta, em decorrência da diminuição da solubilidade do NH_3 na solução (EDEN, 2001).



Os efeitos tóxicos da amônia, podem ser observados quando esta apresenta-se em altos níveis, podendo incluir a morte de animais, pássaros, peixes e morte ou baixa taxa de crescimento nas plantas. Efeitos em longo prazo podem incluir tempo de vida encurtado, problemas reprodutivos, baixa fertilidade, e mudanças na aparência ou no comportamento. Estas podem ser consideradas muito tempo depois da primeira exposição à amônia. Sob condições normais de temperatura e as condições de pH, a amônia tem toxicidade moderada em ambientes aquáticos a longo prazo.

A amônia, em ambiente aquoso, forma o Hidróxido de Amônio (NH_4OH), uma substância altamente tóxica que em grandes concentrações tem o efeito de uma base altamente corrosiva. A amônia é uma substância muito perigosa para os peixes, e a sua toxicidade depende da temperatura, do pH e da salinidade da água. Por exemplo, quanto mais ácido for o pH, mais Hidróxido de Amônio é neutralizado e portanto diminui a toxicidade da amônia. Por outro lado, quanto mais alcalino o pH mais perigosa é a Amônia (AVILA *et al.* 2010).

A amônia na sua forma livre é tóxica na biota aquática, tendo sua absorção facilitada pela permeabilidade nas membranas celulares dos peixes e, também, por

formar complexos de metais pesados, todos eles de caráter ecotoxicológico (ALVES, 2006).

No Brasil como em outros países também há geração de amônia em efluentes de usinas petroquímicas, aterros sanitários, processamento de peixes, couro, refrigeração (centrais térmicas e nucleares), indústrias farmacêutica, galvânica, e metalúrgica, entre outras.

Em aterros sanitários, a amônia é um produto potencialmente tóxico resultante da degradação dos resíduos. As quantidades presentes nos resíduos sólidos urbanos são conhecidas, mas a previsão da quantidade de amônia liberada durante o processo de decomposição é dificultada, principalmente pela quantidade de estudos, ainda incipientes.

Em aterros sanitários antigos, a presença de amônia ocorre principalmente em seu lixiviado, que por conter altos teores dessa substância dificulta a degradação biológica. O lixiviado é um líquido de forte coloração e odor com elevada carga orgânica, produzido pela decomposição dos resíduos, que contém em sua composição grandes quantidades de sólidos suspensos, metais pesados e compostos orgânicos originados da degradação de substâncias que são metabolizadas, como carboidratos, proteínas e gorduras. Por apresentar substâncias altamente solúveis, pode contaminar as águas do subsolo nas proximidades do aterro sanitário (SILVA, 2007).

A identificação da amônia no lixiviado se dá por meio de análises físico-química, revelando as altas concentrações dessa substância no lixiviado, que é formada em consequência da hidrólise e fermentação da fração biodegradável do substrato. A formação desta substância ocorre na fase de maturação de aterros estabilizados, sendo que, em corpos d'água, a alta concentração além de ser tóxica aos peixes, implica no consumo de oxigênio dissolvido através da oxidação à forma de nitrato (MOREIRA *et al.* 2007).

Segundo Yokoyama (2007), trabalhos de pesquisa como os de Cammarota *et al.* (1994) e Mannarino (2003), envolvendo tratamento de lixiviado de aterros sanitários têm mostrado a dificuldade da degradação biológica da carga orgânica, em decorrência da elevada concentração de amônia (500 a 2000 mg/L), principalmente daqueles mais antigos, onde os teores de amônia são maiores que 1000mg/L. Além disso, o tratamento biológico não tem demonstrado eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal em níveis permitidos pela legislação para descarte.

Por conter agentes tóxicos em sua composição, a amônia apresenta alguns problemas associados ao seu descarte inadequado no meio ambiente, como (EDEN, 2001):

- Toxicidade a peixes, uma vez que as concentrações letais variam de 2,5 a 25 mg/L. Estes valores variam dependendo da espécie do peixe, da temperatura e do pH da água e da presença concomitante de outros contaminantes químicos na água;
- A oxidação biológica da amônia a nitrato ocorre com o consumo oxigênio da água, podendo reduzi-lo até concentrações letais para a sobrevivência da vida aquática;
- A amônia age como um nutriente, causando um crescimento excessivo de bactérias filamentosas, fungos, micro e macro algas e outros organismos vivos que geralmente ocasionam o desequilíbrio do meio ambiente natural.

3.7.3 Biogás

Os processos de decomposição da matéria orgânica em aterros de resíduos sólidos urbanos resultam na geração de gases tóxicos que podem vir a afetar diretamente o meio ambiente. Contudo, a geração desses gases depende de um efetivo consórcio de microrganismos aliado a uma grande variedade de fatores, cada um exercendo uma influência particular durante o processo de biodegradação. Os metais pesados, a idade dos resíduos, a umidade e a qualidade do inóculo são fatores que podem influenciar na atuação dos microrganismos e, conseqüentemente, na geração do biogás (ALVES, 2008).

A composição dos gases gerados nos aterros é função das características dos resíduos e de suas fases de decomposição. Enquanto alguns constituintes se fazem presentes em grandes quantidades, outros apenas se constituem em elementos traços. De maneira geral, os constituintes principais são aqueles que juntos representam quase a totalidade (99%) dos gases encontrados nos aterros, como o CH_4 e CO_2 (ALVES, 2008). Contudo, apesar desses gases serem os mais abundantes, outros gases como a Amônia (NH_3) e o Sulfeto de Hidrogênio (H_2S) também estão presentes em menor quantidade. A concentração típica de Amônia e de Sulfeto de Hidrogênio em média varia entre 0-0,2 ppm e 0-200 ppm respectivamente.

A emissão descontrolada do biogás produzido na decomposição anaeróbia da matéria orgânica pode ser uma ameaça ao ambiente local causando danos à vegetação, gerando odores desagradáveis, oferecendo ainda riscos de explosão em concentrações

entre 5 e 15% no ar. O biogás pode ser também um problema global, pois é formado por cerca de 50% de metano que é um gás causador do efeito estufa. O uso do biogás produzido nos aterros pode promover vários benefícios para os governos locais, estimulando a adoção de práticas de engenharia que maximizam a geração e a coleta do biogás, também reduzindo os riscos de contaminação do meio ambiente (ENSINAS, 2003).

Dentre os principais problemas locais decorrentes da emissão descontrolada de biogás advinda da decomposição do lixo estão prejuízos causados à saúde humana e à vegetação, decorrentes da formação de ozônio de baixa altitude ou da exposição a alguns constituintes do biogás que podem causar câncer e outras doenças. Há ainda o risco de incêndios e explosões em instalações próximas aos aterros, uma vez que este gás é altamente inflamável. Outro efeito negativo é o inconveniente causado por odores desagradáveis que podem gerar distúrbios emocionais em indivíduos que residem em áreas próximas aos aterros, além de favorecer a desvalorização das propriedades.

3.7.4 Plásticos

Os plásticos são definidos com materiais que contém com principais elementos substâncias poliméricas orgânicas de elevada massa molecular. Esses materiais de acordo com suas características são classificados em: termorígidos ou termofixos e termoplásticos. Os termofixos são aqueles que não se fundem e uma vez moldados e endurecidos, não oferecem condições para reciclagem. Já os termoplásticos são aqueles que amolecem ao serem aquecidos, podendo ser moldados. Uma vez resfriados endurecem e tomam uma determinada forma. Estes por sua vez, são divididos em diferentes tipos: Polietileno Tereftalato – PET, Polietileno de Alta Densidade – PEAD, Policloreto de Vinila – PVC, Polietileno de Baixa Densidade – PEBD, Polipropileno – PP, Poliestireno – OS.

O potencial de geração de materiais plásticos tem crescido constantemente principalmente devido à sua capacidade de ser moldado, o que possibilita sua utilização na produção de uma grande variedade de artigos de formas diversas.

Os plásticos são fonte de cádmio e níquel, sendo cádmio sua principal fonte com um percentual variando entre 67 e 77%. Além destes os plásticos podem conter ainda outros componentes inorgânicos como: arsênio, bário, bromo, cobalto, cromo, ferro, antimônio, escândio, selênio, estanho, titânio e zinco. Os componentes destes metais são

provenientes dos aditivos utilizados como estabilizantes, retardantes de chama, pigmento ou corantes e também do processo de manufatura ou reciclagem do material plástico (MATEUS, 1999).

Outra substância presentes nos plásticos, principalmente em brinquedos de plásticos, além de metais cádmio, chumbo, cromo, mercúrio, alumínio, cobre e tório, são os ftalatos, substâncias adicionadas ao plástico para fornecer flexibilidade a este material. Essas substâncias podem causar uma série de problemas adversos à saúde, incluindo danos ao fígado, aos rins e pulmões, bem como anormalidades no sistema reprodutivo e ao desenvolvimento sexual, sendo classificados como prováveis carcinogênicos humanos (ZINI *et al.* 2009).

Além dos ftalatos, o ácido cianídrico também esta presente nos plásticos na forma de cianeto. Esse ácido é extremamente tóxico a saúde humana, pois age sobre a hemoglobina do sangue e a cadeia respiratória. Além de ser altamente tóxico a atividade biológica e ao processo anaeróbio, fato que pode interferir na degradação biológica dos resíduos quando dispostos em um aterro.

A presença de materiais estranhos, como aço, alumínio, vidro, papel/cartão, tintas, vernizes, entre outros, utilizados nos processos de laminação e conversão de materiais plásticos com a finalidade de otimizar ou aumentar a eficiência do sistema de embalagem, constituem-se, igualmente, em contaminantes na reciclagem de embalagens plásticas, bem como os resíduos de alimentos remanescentes na embalagem pós-consumo, ou sujidades adquiridas após o seu descarte (FORLIN & FARIA, 2002).

A destinação final dos resíduos sólidos, principalmente plásticos, representa uma das grandes preocupações da sociedade atual: o desenvolvimento tecnológico crescente gera refugos em grande quantidade, prejudicando o meio ambiente e a população. A reciclagem tem sido uma promissora rota para desviar esses rejeitos dos lixões ou aterros sanitários e reduzir custos de produção, substituindo matéria-prima virgem.

Os plásticos se degradam muito lentamente no meio ambiente. São bastante resistentes a radiações, calor, ar, água, causando apenas poluição visual. Eles representam cerca de 6 a 7% em peso e 16% em volume nos Resíduos Sólidos Urbanos depositados no Brasil.

Estudos realizados por Bode (1993) *apud* Mateus (1999), na Holanda mostraram a existência de uma grande quantidade de cádmio no lixo doméstico, cerca de 2.000 mg por tonelada de lixo. Foi identificado também, nestes estudos, que os plásticos com colorações vermelha, laranja e amarela apresentaram altos teores de cádmio e ainda a

presença de vários outros elementos como cromo, arsênio, bário, selênio e antinômio cujas concentrações foram muito superiores aos valores legais permitidos para rejeitos químicos.

Mateus (1999) em seu trabalho descreve ainda pesquisa realizada por Krishnan *et al.* (1994), em que os mesmos pesquisaram nas cinzas de resíduos incinerados os seus elementos tóxicos e seus mecanismos de lixiviação, estudando o efeito do pH na lixiviação, bem como a lixiviação de vários elementos com alumínio, cloro, vanádio e cádmio, em função do tempo. As quantidades dos elementos arsênio, bromo, cádmio, cloro e mercúrio que possuem baixo ponto de ebulição, foram encontradas lixiviadas na faixa de 75%, indicando uma alta persistência, o que implica que elementos tóxicos como arsênio, cádmio e mercúrio constituem um sério problema ambiental quando dispostos em aterros, visto que a lixiviação poderá trazer consigo estes elementos e contaminar solos, superfícies e águas subterrâneas.

3.8 Fatores Intervenientes na Toxicidade

O processo de decomposição dos resíduos presentes em um aterro envolve diversos mecanismos que ocorrem ao longo do tempo. A biodegradação dos resíduos ocorre pela ação de diversos microrganismos diferentes. No primeiro momento os microrganismos aeróbios são responsáveis por essa ação, logo após a disposição dos resíduos devido à presença do oxigênio. Na ausência destes, os microrganismos anaeróbios degradam a matéria orgânica e perdurem por toda a vida no aterro (MELO, 2003).

Porém para que os processos de decomposição bem como todos os demais que ocorrem no aterro possam realizar-se de forma adequada os microrganismos necessitam de condições mínimas de sobrevivência para posterior reprodução. Alguns fatores são considerados essenciais para o desenvolvimento dos microrganismos e podem explicar a bioestabilização da matéria orgânica presente nos RSU, bem como as implicações ocorridas devido ao incremento, no meio, de um elemento tóxico.

3.8.1 Composição dos resíduos

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos é uma informação básica para o monitoramento e avaliação de projetos ambientais. Segundo Pereira (2010) a

caracterização gravimétrica e volumétrica dos RSU é uma ferramenta importante dentro de uma estrutura de gestão desses resíduos. Quando dispostos nos aterros sanitários a caracterização dos resíduos passa a ter uma maior importância, pois o conhecimento individual de cada constituinte, em peso e em volume, informa a quantidade da fração biodegradável existente dentro da massa de resíduos, o que contribui para o correto dimensionamento dos sistemas de drenagem e tratamento de líquidos lixiviados, além de avaliar o potencial de geração de biogás.

Define-se como composição gravimétrica a razão entre o peso – expressa em percentual de cada componente – e peso total dos resíduos. Dessa forma, expressa em percentual, a presença de cada componente, em relação ao peso total da amostra dos resíduos.

O conhecimento da composição gravimétrica permite uma avaliação preliminar da degradabilidade, do poder de contaminação ambiental e das possibilidades de reutilização, reciclagem e valorização energética e orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Sendo, portanto, de grande importância na definição das tecnologias mais adequadas ao tratamento e disposição final dos resíduos (ALCÂNTARA, 2007).

3.8.2 Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH é um parâmetro que expressa a intensidade da condição ácida ou básica de um determinado meio. A maioria dos microrganismos se desenvolvem em um pH ótimo próximo da neutralidade, visto que este facilita a absorção de alimentos. De acordo com a faixa de pH que melhor se desenvolvem, os microrganismos podem ser classificados acidófilos (crescem em pH ácido), neutrófilos ou basófilos (crescem em pH alcalino). A Figura 3 mostra a classificação dos microrganismos em função do pH.

Contudo, segundo Bidone (2001), existem espécies de microrganismos que 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. A atividade do íon hidrogênio na fase aquosa é um aspecto ambiental crítico que afeta o balanço entre as várias populações de microrganismos, como também a atividade microbiana (MEIRA, 2009).

O pH é um dos parâmetros mais importantes para entendimento das reações ocorridas em aterros. Ele está relacionado com as fases de degradação da matéria orgânica nos sistemas aeróbios e anaeróbios, podendo variar ao longo do tempo de

degradação dos resíduos. Segundo Lange *et. al.* (2002), o pH pode afetar o processo de biodigestão anaeróbia de forma direta, quando afeta as atividades enzimáticas, ou de forma indireta, quando influencia na toxicidade de algum composto alterando o potencial de oxirredução do meio.

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 se elevam em função do consumo dos ácidos pelas bactérias metanogênicas e pela maior produção de gases (CATAPRETA, 2008).

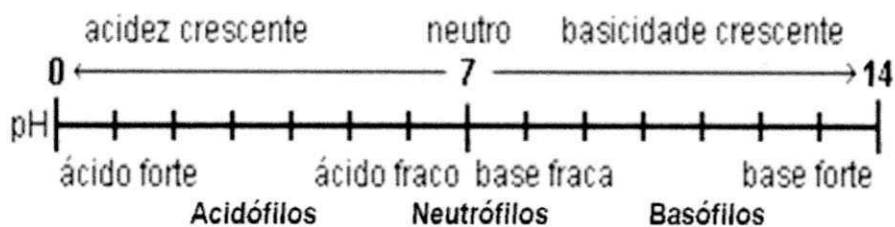


Figura 3: Classificação dos microrganismos em função do pH

3.8.3 Temperatura

A temperatura é um parâmetro muito importante a ser estudado, visto que interfere na atividade dos microrganismos, afetando seu metabolismo e alterando as taxas de conversão do substrato orgânico.

Assim como o pH existe uma temperatura mínima, máxima e ótima em que os microrganismos possam se desenvolver. Na temperatura mínima as enzimas trabalham de forma lenta, na conversão da matéria orgânica, na máxima ocorre à desnaturação das proteínas com a morte da célula e na ótima ocorre um aumento na intensidade das enzimas bacterianas. Assim, temperaturas altas diminuem a concentração de oxigênio dissolvido e interferem na velocidade de degradação, elevando a atividade dos microrganismos anaeróbios. Temperaturas baixas (menores que 30°C) podem retardar o processo de digestão (FERREIRA, 2006), interferindo na atividade enzimáticas dos microrganismo.

A atividade enzimática das bactérias depende estreitamente da temperatura. Alterações bruscas de temperatura causam desequilíbrio nas culturas envolvidas, principalmente nas bactérias formadoras de metano.

O estudo da temperatura em aterros sanitários é importante, do ponto de vista biológico, pois a temperatura afeta a manutenção e crescimento dos microrganismos, bem como a atividade metabólica dos mesmos, uma vez que a temperatura dos microrganismos é dada em função da temperatura do meio e algumas bactérias são sensíveis a variações bruscas deste parâmetro.

Segundo Hashinmoto *et al.* (1981) *apud* Amaral *et al.* (2008), temperaturas entre 30 e 60°C não afetam a taxa de produção acumulada de metano no aterro, enquanto que temperaturas fora deste limite levam à uma menor produção de metano. No entanto, a maioria dos estudos de biodegradabilidade anaeróbia é realizada na temperatura de 30 ou 35°C, e nestes casos, o resultado obtido indicará muito provavelmente a biodegradabilidade potencial, haja vista que a maioria dos sistemas de tratamento serão operados com temperaturas bem menores (20 a 25°C).

3.8.4 Teor de umidade

Segundo Oliveira (2001), a umidade é um fator limitante no processo de digestão anaeróbia em aterros sanitários, seu teor em um aterro é influenciado por três fatores – a composição dos resíduos, as condições climáticas e as práticas de coleta de líquidos. O teor de umidade entre 60 a 80% melhora a produção de metano e aumenta a degradação da massa de resíduos. Valores de umidade fora desta faixa prejudicam a atividade metabólica dos microrganismos, podendo, desestabilizar a célula de resíduos (MEIRA, 2009).

O teor de umidade de RSU, antes ou após a disposição em aterros, pode variar consideravelmente em função da composição desses resíduos, das condições climáticas, dos procedimentos operacionais de coleta e transporte, do projeto e manejo do aterro e da evolução do processo de decomposição química e microbiológica, dentre outros fatores (ALCANTARA, 2007).

Esse parâmetro fornece um dado preliminar para a estimativa do tempo para geração de lixiviado, uma vez que este se forma quando a massa de resíduos atinge a capacidade de campo, ou seja, quando a massa de resíduos atinge a saturação de umidade pela soma de sua umidade natural e da água percolada oriunda de precipitações e demais infiltrações (LANGE *et al.* 2002)

A umidade é necessária para que os microrganismos possam atingir o seu pleno crescimento. A presença de água é importante não só para o primeiro passo da

A atividade bacteriana ocorre na presença e na ausência do oxigênio. A fase aeróbia inicia-se com a deposição do resíduo no aterro, perdurando-se por pouco tempo e dando lugar a fase anaeróbia que ocorrem durante toda a vida em um aterro.

Em compostos de RSU, têm sido encontrados fungos do gênero *Aspergulus*, inclusive da espécie *A. fumigatus*, que é responsável por infecções graves em seres humanos e animais. 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).

A atividade microbiológica dentro de um aterro promove a degradação dos resíduos, devido à capacidade dos microrganismos de metabolizar diferentes compostos, extraindo destes nutrientes para sua sobrevivência. Embora seja um processo natural, a decomposição dos resíduos em um aterro sanitário é um processo complexo e para que ocorra um crescimento bacteriano satisfatório, todos os microrganismos necessitam de condições mínimas para sobrevivência e posterior reprodução. Portanto, o pH, a umidade e temperatura ideais são fatores essenciais para o seu desenvolvimento (MELO, 2003). Semelhantemente as bactérias, os fungos também precisam de condições mínimas para seu desenvolvimento e sobrevivência em condições adversas, necessitam basicamente de umidade, calor e fonte de carbono.

A presença de substâncias tóxicas nos resíduos pode promover a desaceleração na atividade dos microrganismos, visto que estes podem apresentar sensibilidade a determinadas situações ou agentes presentes nos resíduos. Fato que pode interferir nas suas atividades vitais e comprometer o bom funcionamento do aterro. Contudo, apesar dessa sensibilidade a determinados fatores, alguns microrganismos apresentam características específicas que lhes conferem, por exemplo, a capacidade de retenção em sua parede celular e membrana plasmática de substâncias tóxicas, que outrora poderiam lhe causar danos.

O conhecimento dos microrganismos que estão presentes nos resíduos sólidos urbanos é importante a fim de entender como estes organismos realizam os seus processos biodegradativos no aterro, bem com conhecer as inter-relações destes com agentes externos do meio.

3.8.6.1 Microrganismos aeróbios em aterros

A biodegradação dos resíduos se dá pela ação conjunta de diferentes grupos de microrganismos, como fungos e bactérias. A atividade dos microrganismos aeróbios ocorre no processo inicial de degradação dos resíduos, logo após a sua disposição, visto que nessa fase predomina a presença de oxigênio para realização de suas atividades metabólicas.

A fase de decomposição aeróbia dos resíduos, em um aterro de RSU, geralmente é relativamente curta, devido ao seu próprio processo de funcionamento, em que os resíduos são cobertos diariamente, limitando as concentrações do oxigênio e assim, reduzindo o tempo de atividade desses microrganismos. Segundo Monteiro (2003) a reação da matéria degradável com o oxigênio produz dióxido de carbono, água, materiais parcialmente degradáveis e biomassa, além de promover uma elevação da temperatura do meio.

3.8.6.2 Microrganismos anaeróbios em aterros

Os microrganismos anaeróbios são os principais responsáveis pela decomposição da matéria orgânica nos aterros. Sua atuação perdura durante toda a vida do aterro, não cessando até que todo substrato esteja completamente degradado pelas bactérias que dele se alimentam, ou as condições ambientes impeçam a atividade destes microrganismos (MELO, 2003).

No processo de digestão anaeróbia, diversos grupos de microrganismos trabalham interativamente na conversão de matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, gás sulfídrico, água e amônia além de novas células bacterianas (MELO, 2011).

A atividade de degradação anaeróbia em aterros sanitários ocorre em quatro diferentes fases (Quadro 5). No entanto, é importante ressaltar que durante a vida útil de um aterro todas as fases podem ocorrer simultaneamente. O que pode acontecer é o predomínio de uma fase dependendo da idade do aterro.

Quadro 5: Fases de degradação anaeróbia dos resíduos

Fase de degradação	Mecanismo de degradação
Hidrólise	O material orgânico particulado é convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular. A velocidade dessa fase pode ser interferida por: temperatura operacional, composição do substrato, tamanho das partículas, pH do meio e tempo de residência.
Acidogênese	Os compostos dissolvidos na fase de hidrólise são absorvidos e metabolizados pelas células fermentativas, sendo convertidos em compostos mais simples.
Acetogênese	Ocorre à conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam o substrato apropriado para as bactérias metanogênicas a fim de produzir metano como: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.
Metanogênese	O metano é produzido por bactérias acetotróficas a partir da redução do ácido acético, ou pelas bactérias hidrogenotróficas, a partir da redução do dióxido de carbono.

Fonte: SIMÕES (2000) (adaptado)

3.9 Análises Estatísticas

A estatística é uma ciência que se dedica à coleta, análise e interpretação de dados. Seu objetivo é apresentar informações sobre dados em análise para que se tenha maior compreensão dos fatos que os mesmos representam. É uma parte da matemática aplicada que fornece métodos para coleta, organização, descrição, análise e interpretação de dados e para a utilização dos mesmos na tomada de decisões (CRESPO, 2002).

A estatística subdivide-se em áreas distintas: a descritiva e a indutiva ou a inferencial. A coleta, a organização, a descrição dos dados, o cálculo e a interpretação de coeficientes pertencem à estatística descritiva, enquanto a análise e a interpretação dos dados, associado a uma margem de incerteza, ficam a cargo da estatística indutiva ou inferencial, também chamada como a medida da incerteza ou métodos que se fundamentam na teoria da probabilidade (CRANZOTTO, 2002).

3.9.1 Estatística descritiva

Levando-se em consideração que normalmente a quantidade de dados estudados é geralmente grande, é difícil captar intuitivamente as informações que os dados contêm. Portanto, é necessário, que as informações sejam reduzidas até o ponto em que se possa interpretá-las mais claramente. A estatística descritiva preocupa-se em resumir essas informações através do uso de certas medidas-síntese, que tornem possível a interpretação de resultados. No sentido mais amplo, suas funções são (FERREIRA, 2001):

- coleta de dados;
- organização e classificação destes dados;
- apresentação através de gráficos e tabelas;
- cálculo de coeficientes (estatísticos), que permitem descrever resumidamente os fenômenos.

Segundo Guedes *et. al.* 2011 a estatística descritiva tem como finalidade sintetizar uma série de valores de mesma natureza, permitindo dessa forma que se tenha uma visão global da variação desses valores, organizando e descrevendo os dados de três maneiras: por meio de tabelas, de gráficos e de medidas descritivas.

As medidas descritivas auxiliam na análise do comportamento dos dados. Estes que são provenientes de uma população ou de uma amostra. Exemplos de análises descritivas são: número de elementos, média, variância, desvio padrão, etc.

3.9.1.2 Correlações

O termo correlação refere-se a qualquer elemento de uma ampla classe de relações estatísticas envolvendo dependência. As correlações são definidas como uma medida da relação entre duas ou mais variáveis.

O tipo de coeficiente de correlação mais utilizado é o coeficiente de correlação de Pearson (r), também chamado de linear ou produto-momento de correlação. A correlação de Pearson assume que as duas variáveis são medidas em escalas intervalares à medida que os valores das duas variáveis são "proporcionais" uns aos outros.

Coefficiente de correlação pode variar de -1,0 a 1,0. O valor de -1,0 representa uma perfeita correlação negativa enquanto um valor de 1,0 representa uma perfeita correlação positiva. Segundo Dancey & Reidy (2006) correlações entre 0,10 e 0,30 podem ser consideradas fracas; entre 0,40 e 0,60 podem ser consideradas moderadas; e valores entre 0,70 e 1,0 podem ser interpretados como forte. Seja como for, o certo é que quanto mais perto de 1,0 (independente do sinal) maior é o grau de dependência estatística linear entre as variáveis. No outro oposto, quanto mais próximo de zero, menor é a força dessa relação.

3.9.1.3 Teste de Normalidade

Os testes de normalidade são empregados para verificar a distribuição normal dos dados. Seu objetivo é direcionar o pesquisador, a saber, qual o tipo de teste será utilizado, se um teste paramétrico ou não paramétrico (RODRIGUES, 2008). A necessidade de testar a hipótese de normalidade multivariada fica evidenciada quando o pesquisador pretende avaliar se as condições pressupostas para a validade da inferência que irá realizar foram atendidas (CANTELMO & FERREIRA, 2007).

Segundo Cantelmo e Ferreira (2007) alguns problemas podem ser destacados na aplicação do teste de normalidade. A princípio, a não rejeição da hipótese de distribuição simétrica e mesocúrtica não garante que a distribuição seja realmente normal. Existem contra-exemplos de distribuições não-normais simétricas e mesocúrticas. A segunda dificuldade é a propriedade assintótica das estatísticas dos testes. As distribuições destas estatísticas são apenas assintoticamente válidas, o que dificulta a aplicação dos testes em conjuntos de dados de tamanhos relativamente pequenos.

O teste de normalidade mais utilizados é o Kolmogorov-Smirnov, ou teste K-S. Este teste compara a distribuição real dos dados (amostra) com uma distribuição normal gerada por uma média e um desvio padrão supostamente conhecidos. Neste teste, adota-se a hipótese nula indicando a normalidade dos dados se $p\text{-valor} > \alpha$ (nível de significância). No entanto, se $p\text{-valor} < \alpha$ rejeita-se a hipótese nula, uma vez que os dados não seguem uma distribuição normal.

3.9.2 Análise em Componentes Principais

A Análise em Componentes Principais (ACP) é um método que tem por finalidade básica, a análise dos dados usados visando sua redução, eliminação de sobreposições e a escolha das formas mais representativas de dados a partir de combinações lineares das variáveis originais.

Reis (2001) descreve a Análise em Componentes Principais como um método estatístico multivariado que permite transformar um conjunto de variáveis iniciais correlacionadas entre si, num outro conjunto de variáveis não correlacionadas (ortogonais), as chamadas componentes principais, que resultam de combinações lineares do conjunto inicial. As componentes principais são calculadas por ordem decrescente de importância, isto é, a primeira explica o máximo possível da variância dos dados originais, a segunda o máximo possível de variância ainda não explicada, e assim por diante.

O objetivo principal da ACP é a obtenção de um pequeno número de combinações lineares (componentes principais) de um conjunto de variáveis, que retenham o máximo possível da informação contida nas variáveis originais. O processamento da análise de componentes principais pode ter partida na matriz de variâncias e covariâncias ou na matriz de correlação.

Para a aplicação da técnica de componentes principais (ACP) faz-se necessário à construção da matriz de dados brutos que pode ser disposta em n medidas de diferentes propriedades (variáveis) executadas sobre m amostras (objetos), de modo que a matriz de dados d é formada por $m \times n$ (m linhas correspondentes às amostras e n colunas correspondentes as variáveis) (MEIRA, 2009).

Uma decisão a ser tomada diz respeito ao número de componentes principais que deve ser retido na análise. Se esse número é muito pequeno pode haver uma redução exagerada da dimensionalidade e muita informação pode ser perdida. Se o número for grande, pode-se não atender aos objetivos de redução. Na verdade, essa redução depende das correlações e das variâncias originais (PAIVA, 2009).

4. METODOLOGIA

O desenvolvimento desta pesquisa se deu a partir do projeto, Construção, Instrumentação e Monitoramento de uma Célula Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos, localizada na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). A construção e o enchimento da célula experimental foram realizados em outubro de 2009 pelo Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA). Este grupo conta com a participação de alunos de iniciação científica, mestrado e doutorado da UFCG e Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), além de uma parceria com a Prefeitura Municipal de Campina Grande (PMCG). As etapas de desenvolvimento desta pesquisa estão descritas na Figura 4:

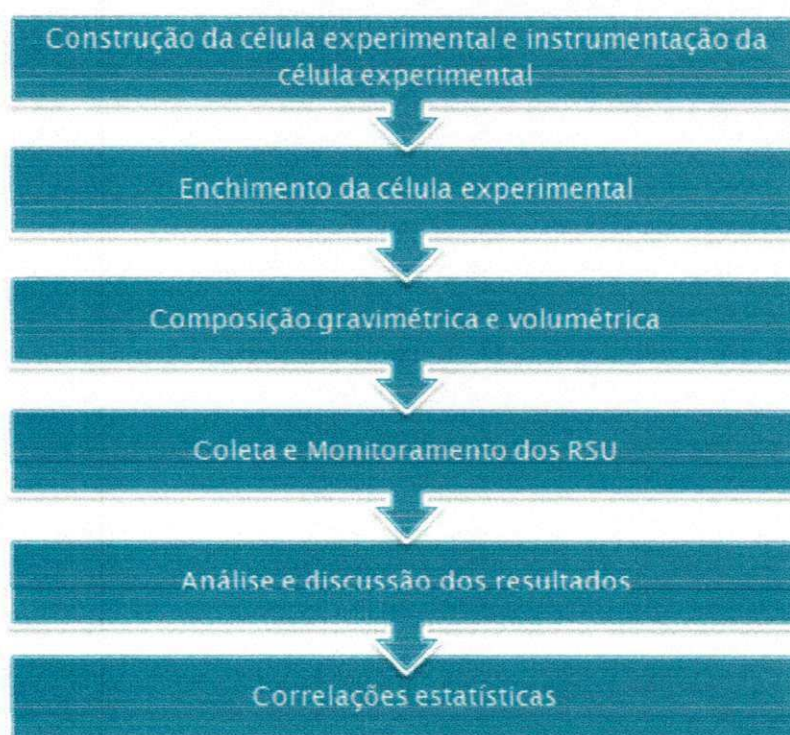


Figura 4: Etapas do desenvolvimento da pesquisa

4.1 Construção e instrumentação da célula experimental

A célula experimental possui formato cilíndrico de seção transversal circular rígida e foi construída em alvenaria de tijolos manuais, sendo dotado de três orifícios para coleta de resíduos, em níveis de profundidade denominados superior, intermediário e inferior (Figuras 5 e 6).



Figura 5: Célula experimental construída em tijolos manuais

O formato cilíndrico foi projetado com o intuito de favorecer a distribuição e compactação dos resíduos em seu interior, além de uniformizar 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 resíduo com a parede da célula experimental.



Figura 6: Célula experimental de RSU localizado na UFCG, com destaque para os pontos de coleta

A célula experimental possui 3,0 m de altura, 2,00 m de diâmetro interno e um volume total de aproximadamente 9 m^3 , sendo dotada de sistemas de drenagens de líquidos e gases, medição do nível de líquidos através de um piezômetro, medidores de

recalque superficiais e em profundidade e medidores de temperatura (termopares) ao longo da profundidade, a fim de proporcionar a obtenção de parâmetros sob condições conhecidas e/ou controladas. A Figura 7 mostra o desenho esquemático da célula experimental construída nesta pesquisa.

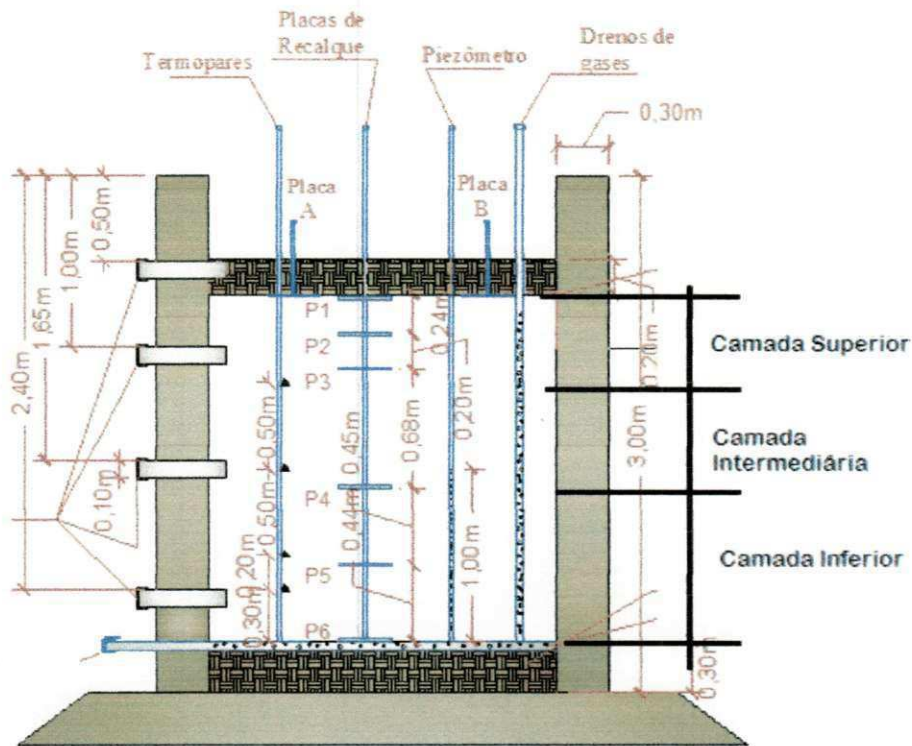


Figura 7: Desenho esquemático da Célula experimental de RSU

A célula experimental é dotada de instrumentação, a fim de simular condições reais de um aterro sanitário em grande escala (Figura 8). A instrumentação da célula é descrita a seguir:

Piezômetro: para o monitoramento da presença de líquidos. Consiste em um tubo de PVC de 25mm, com furos nas paredes do tubo e coberto com tela de nylon. As variações do nível de lixiviado são medidas com um sensor de nível de água.

Termopares: para o monitoramento das temperaturas no interior da célula. Foram conectados quatro termopares, que 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.

Medidores de recalques superficiais e em profundidade: para o monitoramento dos recalques, foram utilizadas placas de recalques circulares com diâmetros aproximados de 150mm, confeccionadas em aço e revestidas com uma película anti-corrosiva.

Tube para drenagem de gases: o dreno de gás, instalado no centro geométrico da célula experimental, consiste de um tubo de PVC perfurado de 40mm de diâmetro envolvido por uma tela de nylon para evitar a obstrução dos furos.

Pontos de coleta das amostras dos resíduos sólidos: são doze aberturas na parede da célula experimental, sendo três a cada 0,6m de altura distribuída em quatro pontos de alturas diferentes. No entanto, devido a problemas operacionais que dificultaram o enchimento da célula até a cota pré-estabelecida, foram utilizados apenas nove furos laterais, para coletas das amostras. Cada abertura lateral têm diâmetro de 100mm.

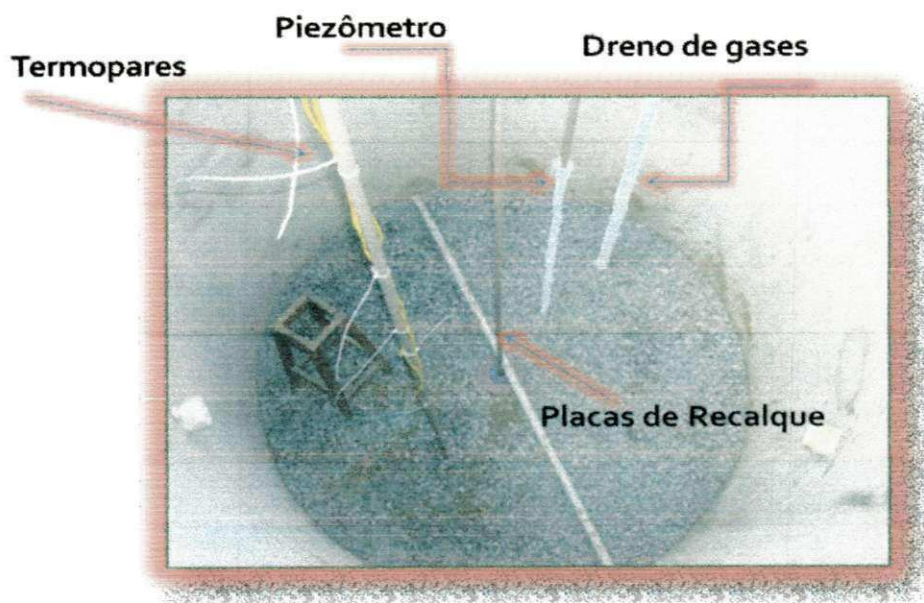


Figura 8: Instrumentação da célula experimental

4.2 Enchimento da célula Experimental

Para preenchimento da célula experimental, foi escolhida em conjunto com o Departamento de Limpeza Urbana (DLU) da PMCG, uma rota de coleta de resíduos que abrangesse diferentes bairros da cidade, sendo escolhidos os bairros: Catolé, Mirante e Conjunto Argemiro de figueredo (Sandra Cavalcante) (Figura 9).

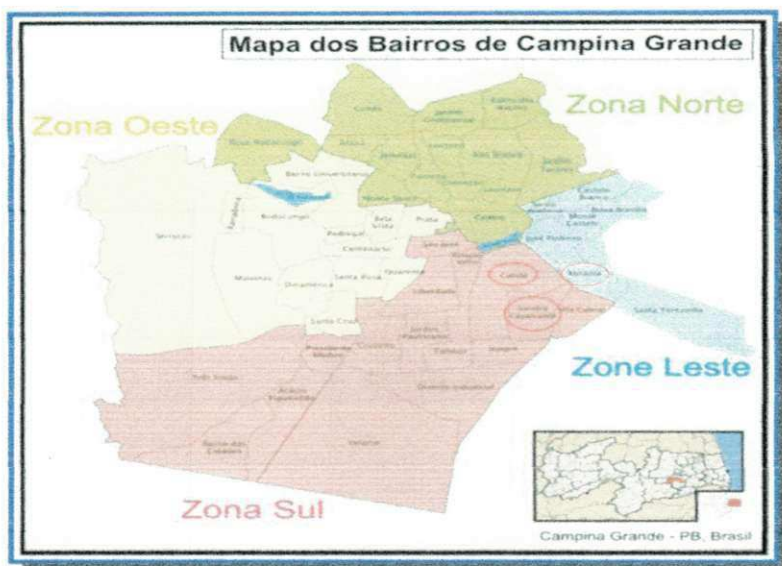


Figura 9: Mapa dos bairros de Campina Grande, com destaque para os bairros coletados

A coleta foi realizada pela empresa LIDER, responsável pela coleta de resíduos na cidade, em um caminhão compactador com capacidade aproximada de nove toneladas de resíduos, e ao seu término, ao invés dos resíduos irem para o lixão, eles foram encaminhados a UFCG, a fim de serem descarregados. Paralelamente a coleta, foi feita a limpeza e regularização do terreno próximo a célula experimental, a fim de que o caminhão coletor e a máquina retroescavadeira pudesse ter acesso ao local para descarregamento e posterior homogeneização dos resíduos (Figura 10).



Figura 10: (a) Regularização do terreno; (b) Descarregamento dos resíduos

Ao chegar na UFCG, o caminhão descarregou os resíduos e iniciou-se o processo de abertura das sacolas plásticas para posterior homogeneização. A abertura das sacolas foi feita manualmente por membros do GGA, participantes da pesquisa. Vale salientar que todas as pessoas estavam devidamente equipadas com Equipamentos de

proteção Individual (EPI's): Óculos, máscaras, luvas, capacetes, batas e botas (Figura 11).



Figura 11: Equipamentos de Proteção Individual utilizados nesta pesquisa

Após a abertura das sacolas, fez-se a homogeneização dos resíduos com auxílio de uma enchedeira (Figura 12) e depois realizou-se o processo de quarteamento, dividindo-os em quadrantes formando quatro pilhas, das quais duas foram descartadas e as outras duas homogeneizadas novamente, formando uma única pilha (Figura 13). Após esse procedimento, foram retiradas amostras sólidas para a caracterização física dos RSU, conforme NBR 10.007/04.



Figura 12: (a) Abertura das sacolas; (b) Homogeneização dos resíduos

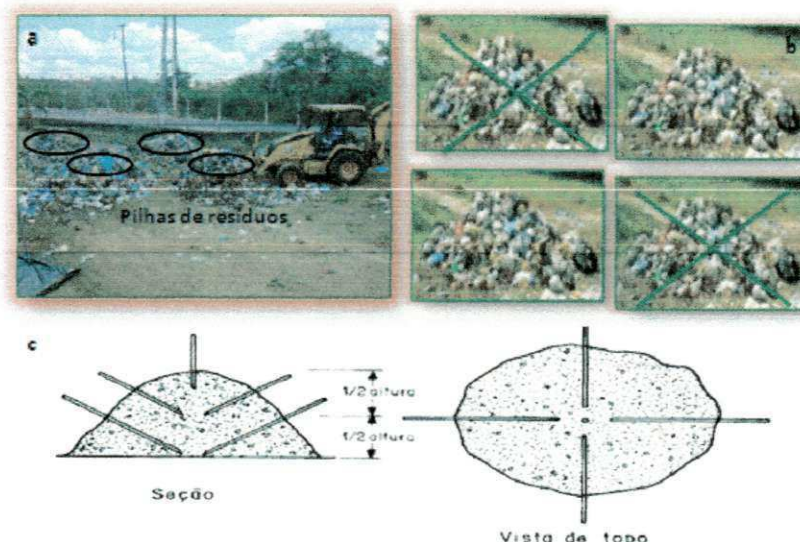


Figura 13: (a) Pilhas de resíduos; (b) Descarte dos resíduos; (c) locais de retirada dos resíduos na pilha resultante

Fonte: ABNT NBR 10.007/04

Antes do preenchimento dos resíduos na célula experimental, foram feitos ensaios *in-situ* com a preparação do solo, para utilizá-lo como camada de base e cobertura impermeabilizante, a fim de evitar sua contaminação por meio da lixiviação e espalhamento do lixo. Acima da camada de base, foi colocada uma camada de brita para auxiliar na percolação de líquidos e, então, feito o preenchimento com a colocação da instrumentação em cotas previamente estabelecidos (Figura 14).



Figura 14: (a) Preparação do solo para; (b) Ensaio do solo in situ; (c) Ensaio de umidade e densidade in situ; (d) Preenchimento da camada de base; (e) Compactação do solo; (f) Camada de brita e dreno de percolação

O preenchimento foi feito com o auxílio de uma máquina enchedeira que levava os resíduos, previamente pesados, até a célula a fim de serem descarregados manualmente. Ao serem colocados na célula, os resíduos eram distribuídos em camadas e compactados com o auxílio de um soquete manual até atingir uma cota pré-estabelecida de 2,70m (Figura 15). Em seguida, colocou-se a camada de solo compactada com o mesmo material utilizado na camada de base (Figura 16).

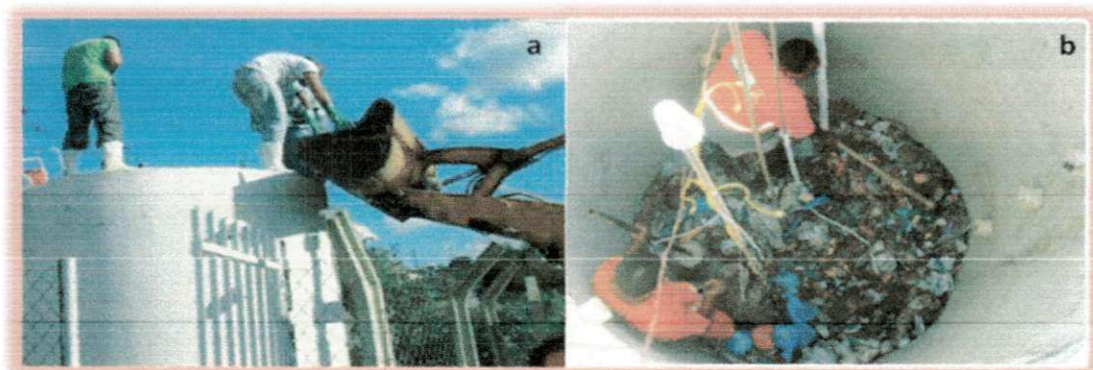


Figura 15: (a) Preenchimento da célula com máquina enchedeira; (b) Compactação dos resíduos



Figura 16: Camada de cobertura: (a) preparação do solo; (b) e (c) Compactação da camada de cobertura

4.3 Composição Gravimétrica e volumétrica dos resíduos

Para realização da composição gravimétrica, foram retirados cerca de 160Kg de resíduos em baldes plásticos de PVC de aproximadamente 65 litros, em locais específicos da pilha de resíduos, conforme recomendação NBR 10.007/04 (Figura 12).

As amostras dos resíduos foram pesadas e encaminhadas a um local previamente preparado com lona plástica para realização do processo de triagem, separando-os em:

plásticos, metal, vidro, papel e papelão, matéria orgânica, compósitos (madeira, ossos, caixas de leite, entre outros) e têxteis sanitários (papel higiênico, absorventes, fraldas descartáveis). A separação dos resíduos se deu em recipientes previamente pesados e identificados, sendo realizadas as pesagens de acordo com suas categorias (Figura 17). O estudo da composição gravimétrica foi realizado com base na metodologia de Lipor (2000) e adaptado por Leite (2008) e Pereira *et.al.*, (2010).



Figura 17: Composição Gravimétrica dos RSU: (a) Recipientes para separação dos resíduos; (b) Separação física dos resíduos; (c) Pesagem dos resíduos

Para realização da composição volumétrica dos RSU, fez-se a pesagem dos resíduos e mediu-se o seu volume. Em seguida, realizou-se a compactação dos resíduos com um soquete manual confeccionado pelo GGA. O soquete foi confeccionado em concreto no molde dos recipientes plásticos utilizados, possuindo uma área de aproximadamente $0,503\text{m}^2$, volume $0,075\text{m}^3$ e peso 26kg. Após compactar os resíduos, foram medidos a altura e o diâmetro, obtendo-se o volume destes resíduos (Figura 18). Os procedimentos para determinação da composição volumétrica foram realizados baseado na metodologia de Catapreta e Simões (2008) e Mariano *et al.* (2009).



Figura 18: Composição Volumétrica dos resíduos: Compactação dos resíduos e medição do diâmetro e altura dos resíduos

4.4 Coleta e monitoramento dos resíduos

O monitoramento da célula experimental foi realizado com o intuito de conhecer todas as dinâmicas ocorridas na célula e seu comportamento ao longo do tempo e da profundidade. Seu período de monitoramento foi de 2 anos (Outubro de 2009 a outubro de 2011), sendo realizada a composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos no dia do enchimento e coletada uma amostra inicial. Posteriormente amostras mensais foram coletadas para avaliação dos parâmetros: pH, teor de umidade, nitrogênio amoniacal, sólidos voláteis, metais, fitotoxicidade, bactérias aeróbias e anaeróbias e testes de lixiviação e solubilização. Também foram realizadas medições semanais da temperatura da célula *in situ*.

Importante salientar, que após 7 meses de monitoramento os testes de lixiviação e solubilização, bem como as análises de metais passaram a se realizar bimestralmente, devido à escassez de recursos financeiros e o seu monitoramento só ocorrer até Julho de 2011 (608 dias).

Para todos os parâmetros estudados, houve uma interrupção na coleta de amostras na porção superior da célula, após os 223 dias de monitoramento. Essa coleta foi inviabilizada, pois a camada superior deixou de existir, devido a elevada quantidade de solo, oriundo da camada de cobertura.

As coletas feitas para monitoramento da célula experimental eram realizadas durante o período da manhã na UFCG e suas amostras eram encaminhadas a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), um núcleo de pesquisa da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e da UFCG, localizado em terreno pertencente à Companhia de Água e Esgoto do Estado da Paraíba (CAGEPA), para realização das análises.

As retiradas das amostras foram realizadas por meio das aberturas laterais presentes nas diferentes alturas da célula experimental. Para cada altura, superior, intermediária e inferior, eram coletados aproximadamente 900g de resíduos. Esse procedimento foi realizado com o auxílio de um amostrador de cravação manual de 1,5m de altura e uma hélice de 120mm de diâmetro, confeccionado pelo GGA (Figura 19).



Figura 19: Amostrador manual para coleta dos RSU

Após coletadas, as amostras eram armazenadas em sacos plásticos encaminhadas ao laboratório, conforme técnicas de coleta e conservação (CETESB, 1986). No laboratório, os resíduos coletados eram picotados em tamanho de aproximadamente 30mm a 50mm e imersos em água destilada por um período de 30 minutos, a fim de se obter um extrato líquido para realização das análises químicas, físicas, fisico-químicas e microbiológicas (Figura 20).

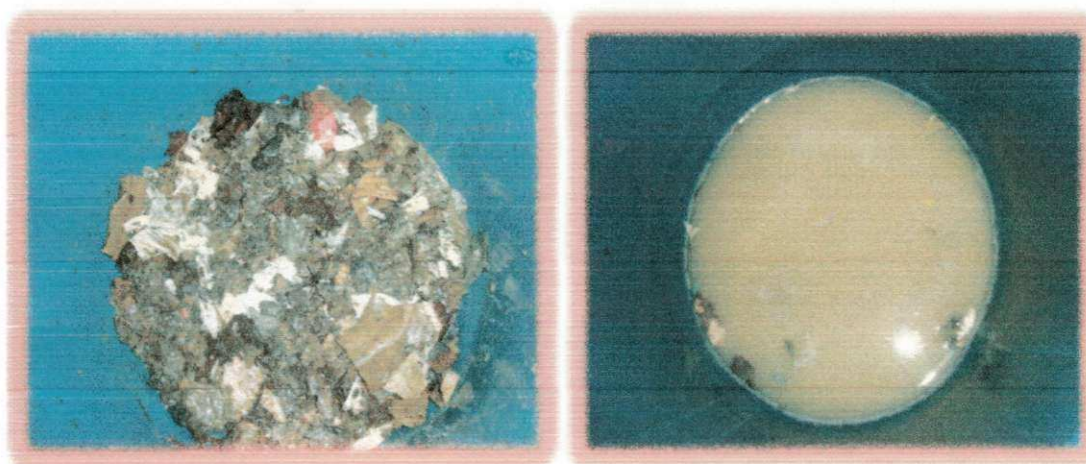


Figura 20: Preparação do extrato dos resíduos: (a) Amostra picotada contendo água destilada; (b) extrato dos resíduos

Os experimentos foram feitos a partir das metodologias descritas no Quadro 6:

Quadro 6: Parâmetros estudados e metodologias utilizadas nesta pesquisa

Parâmetros	Método
Nitrogênio amoniacal, pH e Metais	APHA, (1998); SILVA & OLIVEIRA, (2001).
Teor de Umidade	MANASSERO <i>et al.</i> (1996)
Sólidos Voláteis	WHO (1979)
Lixiviação e Solubilização	ABNT NBR 10.005 e 10.006/2004
Análises Microbiológicas	APHA, (1998) e CETESB (2004)
Fitotoxicidade	TÍQUIA & HODGKISS (1996)
Temperatura	METODOLOGIA PRÓPRIA
Estatística	MICROSOFT EXCEL 2007; STATISTIC 7.0

4.4.1 Parâmetros Físicos

4.4.1. 1 Temperatura

O monitoramento da temperatura no interior da célula experimental foi realizado *in situ* com o auxílio de um termômetro conectado a 4 termopares instalados em diferentes profundidades da célula.

Para medição foi utilizado um termômetro digital com precisão de leitura de aproximadamente 0,1% e a ele foi conectado os termopares, que 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. A Figura 21 mostra os termopares e termômetros utilizados nesta pesquisa.

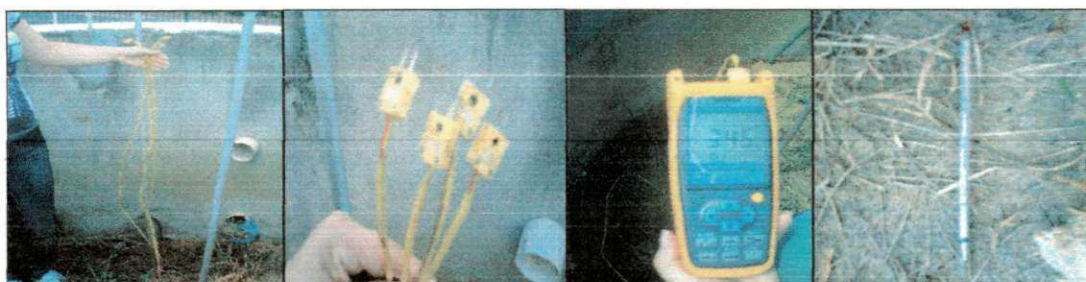


Figura 21: Termopares e termômetros utilizados na medição da temperatura

4.4.1.2 Teor de umidade

O monitoramento do teor de umidade foi realizado conforme metodologia de Manassero *et al.* (1996), pelo método da base úmida. Para isso, 10g da amostra dos resíduos foram pesadas, em balança digital, e encaminhadas para secagem em estufa a 60°C por um período de 24 horas.

Após esse período foi feita a pesagem do material seco e então determinada a umidade da amostra de resíduos. Assim, o teor de umidade foi expresso pela quantidade de água perdida durante o processo de secagem. Todas as análises foram realizadas em duplicata. Os cálculos para determinação do teor de umidade foram expressos pela Equação 1.

$$T = \frac{P_i - P_f}{P_i} \cdot 100 \quad \text{Eq. (1)}$$

Onde:

T: Teor de Umidade (%);

P_i: peso inicial (g);

P_f: peso final (g).

4.4.2 Parâmetros físico-químicos

4.4.2.1 pH

A determinação do pH foi realizada com a utilização de um potenciômetro e eletrodos. O princípio da medição eletrométrica do pH foi a determinação da atividade iônica do hidrogênio, utilizando o eletrodo padrão de hidrogênio, que consiste de uma

haste de platina sobre o qual o gás hidrogênio flui a uma pressão de 101KPa (APHA, 1998).

A determinação consiste em mergulhar o eletrodo em um béquer contendo a amostra do resíduo e fazer a leitura no potenciômetro.

4.4.2.2 Sólidos voláteis

A determinação do percentual de sólidos voláteis foi feita, segundo metodologia de Who (1979). Após realização da determinação do teor de umidade, os resíduos foram levados a mufla por um período de 2 horas e temperatura de 550° C. Em seguida, após resfriamento, a amostra de resíduos foi pesada determinado o seu o percentual de sólidos voláteis através da Equação 2.

$$\%SV = \frac{P_i - P_f}{P_i} \cdot 100 \quad \text{Eq. (2)}$$

Onde: % SV: Sólidos Voláteis (%);

P_i: peso inicial (g);

P_f: peso final (g).

4.4.2.3 Nitrogênio amoniacal

As análises de nitrogênio amoniacal foram feitas através da destilação da amônia, mediante a elevação de pH empregando-se hidróxido de sódio. A amônia destilada foi recolhida em solução de ácido bórico conectada ao conjunto de destilador, por meio de um erlenmeyer. À medida que a amônia é recolhida ela passa de coloração violeta para verde.

Após a etapa de destilação, realiza-se a titulação da amostra coletada no erlenmeyer com ácido sulfúrico a 0,02N para restaurar o H⁺ perdido, ou seja, a molécula de ácido bórico. Isso acontece quando a amostra analisada passa de coloração verde para violeta. Os cálculos para determinação da amônia são realizados pela Equação (3), a seguir (SILVA & OLIVEIRA, 2001).

$$NH_3 \text{ (mg/l)} = \frac{VL \times N \times 14000}{VA} \quad \text{Eq. (3)}$$

Onde: NH_3 : teor de nitrogênio amoniacal;

VL: volume da solução de ácido sulfúrico gasto na titulação (ml);

N: normalidade do titulante;

VA: volume da amostra (ml).

A Figura 22 apresenta a sequência das etapas para determinação do nitrogênio amoniacal.

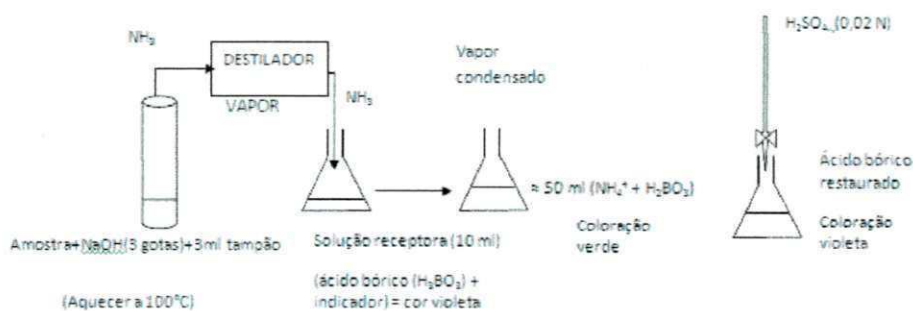


Figura 22: Etapas para determinação do Nitrogênio Amoniacal Total

4.4.3 Testes de Lixiviação e Solubilização

4.4.3.1 Testes de lixiviação

Os ensaios de lixiviação foram realizados conforme metodologia descrita pela NBR 10.005/04, seguindo procedimentos de lixiviação para resíduos contendo teor de sólidos igual a 100%. Foram feitas adaptações na realização dos experimentos, utilizando-se uma massa de resíduos inferior a indicada pela norma, devido a pouca quantidade de resíduos disponível para realização. Os testes de lixiviação, assim como os de solubilização foram realizados no Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento de Resíduos (LABGER), pertencente Unidade Acadêmica de Engenharia Química (UAEQ) da UFCG.

Inicialmente realizou-se o processo de trituração, a fim de que as partículas de resíduos tivessem diâmetro menor que 9,5 mm. Em seguida, pesou-se 20g da amostra

de resíduos (Figura 23), colocando-a no frasco de extração. A esta, adicionou-se lentamente a solução de extração, num volume 20 vezes (1:20) superior a massa de resíduos utilizada (20g) neste caso, completou-se o volume para 400 mL na solução de extração.



Figura 23: Resíduos triturados e pesados para processo de lixiviação

Após essa etapa, fechou-se o frasco de extração firmemente, utilizando fita veda rosca para evitar vazamentos, colocando-o no aparelho de agitação rotativa, a fim de iniciar a agitação a $30 \pm \text{RPM}$ por um período de 18 ± 2 horas. A Figura 24 mostra o croqui do agitador rotatório indicado pela NBR 10.005/04 e a Figura 25 o agitador utilizado nesta pesquisa. Ao fim desse período, a amostra foi filtrada em um papel de filtro e coletada para análise de metais.

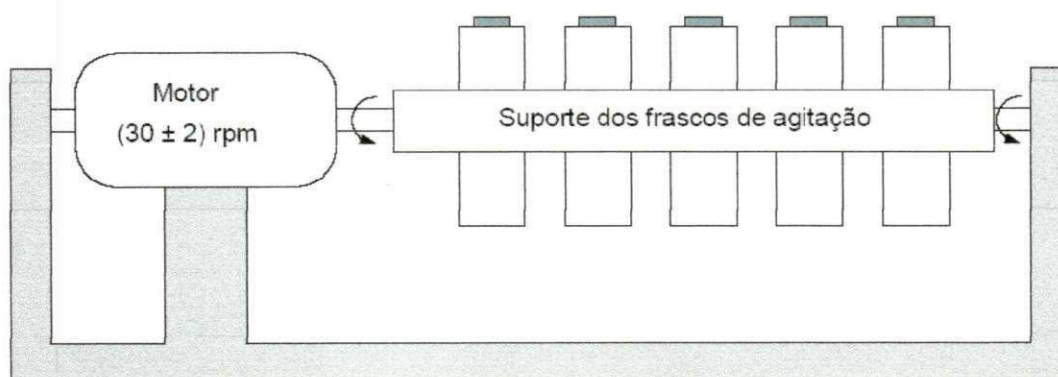


Figura 24: Croqui do agitador rotatório para lixiviação
Fonte: ABNT NBR 10.005/04



Figura 25: Agitador rotatório para lixiviação utilizado nesta pesquisa

4.4.3.2 Testes de solubilização

A metodologia utilizada para os testes de solubilização dos resíduos sólidos é descrita pela ABNT, através da NBR 10.006/04, cujo objetivo é fixar requisitos para obtenção do extrato solubilizado dos resíduos sólidos visando diferenciar os resíduos da classe II A e II B da NBR 10.004/04.

O ensaio de solubilização foi feito por meio de uma amostra representativa de 100 g de massa seca do resíduo em um frasco de 1500ml, a partir desse ponto foi adicionado 400ml de água deionizada, deixando sob agitação com baixa velocidade por um período de 5 minutos. Em seguida, tampou-se o frasco e deixou-se a mostra de resíduos descansar por 7 dias. Após este período filtrou-se a solução, e submeteu-se a análises de metais.

4.4.4 Parâmetros Químicos

4.4.4.1 Metais

As análises de determinação de metais foram feitas com o extrato lixiviado e solubilizado dos resíduos. Após coletadas na célula experimental, as amostras eram encaminhadas ao laboratório da EXTRABES e colocadas na estufa para secagem. Em seguida, realizou-se a etapa de trituração dos resíduos em um moinho analítico 298,

modelo A21, fabricação QAC, nacional (Figura 26). Importante salientar que antes de se realizar as análises de metais, as amostras de resíduos foram estocadas durante um período de aproximadamente 6 meses, devido a falta de equipamentos necessários para sua realização.

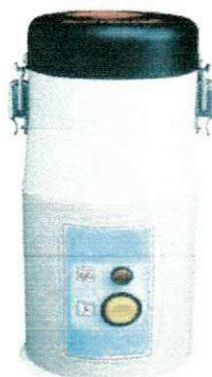


Figura 26: Moinho analítico para trituração dos resíduos

Após o processo de moagem das amostras, elas eram encaminhadas ao LABGER para realização dos testes de lixiviação e solubilização dos resíduos. O extrato obtido nos testes de lixiviação e solubilização dos resíduos foi encaminhado para determinação das análises de metais, pelo método da espectrofotometria de absorção atômica.

Devido à ausência de equipamentos adequados e recursos financeiros para realização das análises de metais nesta universidade, foi feita uma parceria com uma empresa de mineração na cidade de Goiás, a qual amostras eram encaminhadas, via sedex, para determinação dos metais na sua forma elementar. E após realização das análises, os resultados eram repassados via fax. Os metais analisados nesta pesquisa, foram: Zinco, Cádmio, Níquel, Chumbo, Cobre, Ferro, Manganês, Alumínio e Cálcio.

Os resultados obtidos para as análises de metais eram expressos em mg/L, visto que as análises eram realizadas em um extrato líquido. No entanto, em se tratando de resíduos sólidos os resultados devem ser expressos em mg/kg. Para isso, foram realizados cálculos de transformação de unidades conforme Brito, (2007). A Figura 27 apresenta um exemplo de memória de cálculo para transformação de unidades.

Exemplo para o Cromo:

O limite máximo permissível (LMP) para avaliar o resultado da lixiviação em miligrama (mg) por litro (L) é igual 5,0 mg. L⁻¹. Este valor é multiplicado pelo valor referente à relação líquido/sólido do ensaio de lixiviação (1:20), que corresponde a massa de 0,1 kg do resíduo diluído em 2 litros de água):

$$LMP \times \text{Relação } 1:20 (\text{Lixiviação}) \Rightarrow 5,0 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \times \frac{2\text{L}}{0,1\text{kg}} = 100 \text{mg kg}^{-1}$$

→ O valor obtido, refere-se à conversão de mg.L⁻¹ para mg.kg⁻¹:

→ Logo, o parâmetro de avaliação para o cromo em mg.L⁻¹ é 5 mg.L⁻¹. Este valor corresponde a 100 mg.kg⁻¹ para avaliar o material E/S.

Figura 27: Exemplo de memória de cálculo para transformação de unidades

Fonte: BRITO, (2007)

4.4.5 Parâmetros Microbiológicos

4.4.5.1 Aeróbios totais

A determinação dos aeróbios totais se dá em duas etapas: Preparação do Tampão fosfato e inoculação.

Preparação do Tampão Fosfato (T.F):

Foram utilizados tubos grandes 18 x 180mm com 9ml de tampão fosfato, os quais foram autoclavados por 15min a 121°C. (Figura 27a).

Inóculo

Inicialmente foi feita a diluição das amostras de resíduos. Para determinação dos aeróbios totais foi utilizada a diluição 10⁻⁵, das quais foram retiradas 0,1ml da amostra de resíduos diluída com o auxílio de uma alça de Drigalski e espalhada nas placas de petri contendo meio “Plate Count Agar (PCA)” (Figura 28b). Após este Procedimento,

as placas foram levadas a estufa a 36,5°C, durante 48 horas e depois feita a contagem do número de colônias (APHA, 1998). Todas as análises foram realizadas em triplicatas.

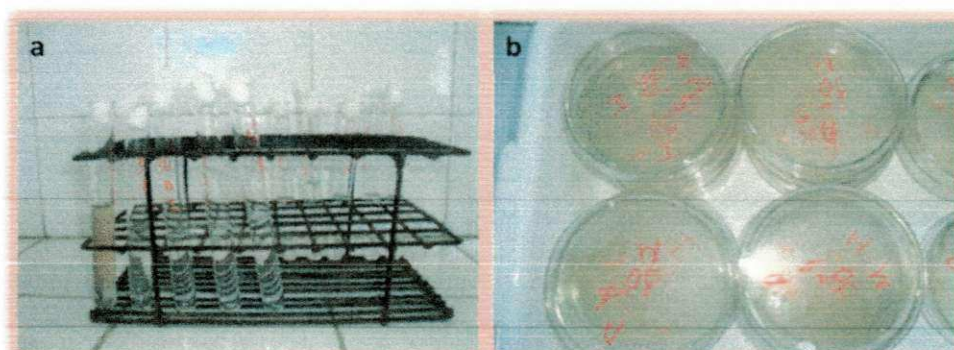


Figura 28: Aeróbios totais: (a) Tubos com diluições no Tampão Fosfato; (b) Placas contendo os meios de aeróbios

4.4.5.2 Anaeróbios totais

A coleta dos resíduos, para realização das análises de anaeróbios totais, foi feita de maneira especial, armazenando os resíduos em uma jarra de anaerobiose (Figura 29a), a qual foi colocada uma placa anaerobac (Figura 29b), a fim de reduzir a quantidade de oxigênio presente no meio. Após coletadas as amostras de resíduos eram levadas até a cidade de Recife- PE para determinação dos anaeróbios totais, no departamento de antibióticos da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). A metodologia utilizada para realização desta análise foi baseada na CETESB, (2004).

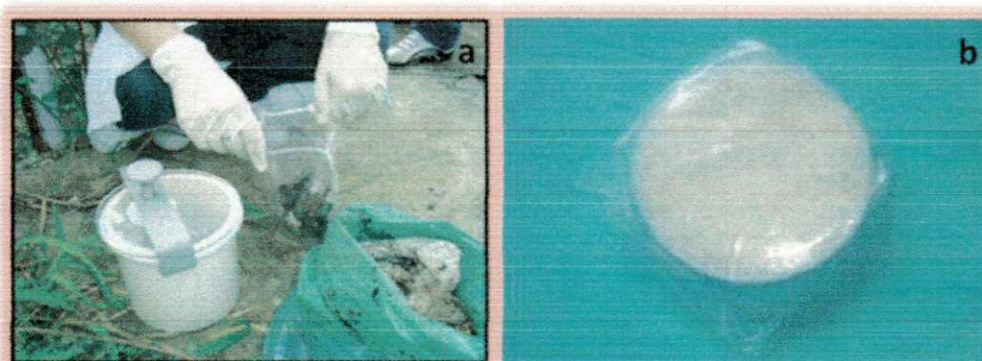


Figura 29: (a) Jarra de anaerobiose; (b) Placa anaerobac

Preparação do Tampão Redutor e do Meio Tioglicolato

A preparação do tampão redutor foi feita adicionando 9 ml desse tampão em tubos de ensaio e autoclavando-os. Esses tubos servem para realização das diluições da amostra.

Para preparação dos tubos de penicilina, foi colocado 9mL de meio tioglicolato. Os tubos de penicilina servem para inocular a amostra analisada. Neles são colocados os meios de cultura previamente selados para evitar a troca de oxigênio com o meio ambiente. Estes tubos são purgados com nitrogênio gasoso até ser observado a mudança da cor dos meios devido a resazurina para retirar o oxigênio contido no meio e então autoclavados por 15 minutos a 121°C.

Inóculo

Para inoculação das amostras de resíduos, foram pesadas 10g do resíduo sólido e adicionadas a um recipiente de vidro fechado contendo 90mL de Tampão Redutor em condições anaeróbias.

Em seguida agitou-se a mistura e realizou-se as diluições das amostras de resíduos, todas em triplicata. Foram realizadas diluições de 10^{-1} a 10^{-14} , até serem encontradas diluições positivas para as leituras (as diluições eram realizadas comparando-as com os resultados do mês anterior onde se observava o crescimento das bactérias). Para cada diluição foi retirado 1ml de amostra. Em seguida, as amostras de resíduos foram injetadas nos tubos de penicilina contendo meio tioglicolato, e acondicionados em estufa a 37°C, durante 48 horas para posterior leitura (Figura 30).



Figura 30: Inoculação das amostras de anaeróbios totais: (a) Diluição das amostras. (b) Injeção da amostra diluída nos tubos de penicilina

A leitura das bactérias anaeróbias foi realizada considerando-se como positivos os tubos de penicilina que apresentaram turvação no meio inoculado. O cálculo da série com tubos considerados positivos foi realizado pelo programa MPN Calculator (VB6 version).

4.4.6 Toxicidade

4.4.6.1 Fitotoxicidade

A avaliação do nível de toxicidade presente na célula experimental foi realizada por meio de testes de fitotoxicidade. Esses testes foram realizados segundo Tíquia & Hodgkiss (1996). O procedimento para as análises consistiu em semear sementes de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) em amostras de resíduos coletados na célula nas porções inferior, intermediária e superior. Essas amostras, após coletadas foram picotadas e diluídas em água destilada para obtenção de um extrato para as análises laboratoriais. O processo de diluição dos resíduos foi feito com 10g da amostra diluída em 90 ml de água destilada.

As sementes utilizadas, nestes testes, passam inicialmente por um processo de lavagem e desinfecção. Em seguida, foram colocadas em placas de Petri contendo papéis de filtro, a fim de receberem a amostra de RSU para posterior incubação em estufa BOD, por um período de 5 dias. As análises foram realizadas em triplicatas, utilizando-se diversas diluições de 10^{-4} a 10^{-6} , sendo escolhida a diluição de 10^{-5} , por melhor representar os resultados estudados. Após o período de 5 dias, as sementes foram analisadas e observados os seus índices de crescimento e germinação (Figura 31), através das Equações (4) e (5):

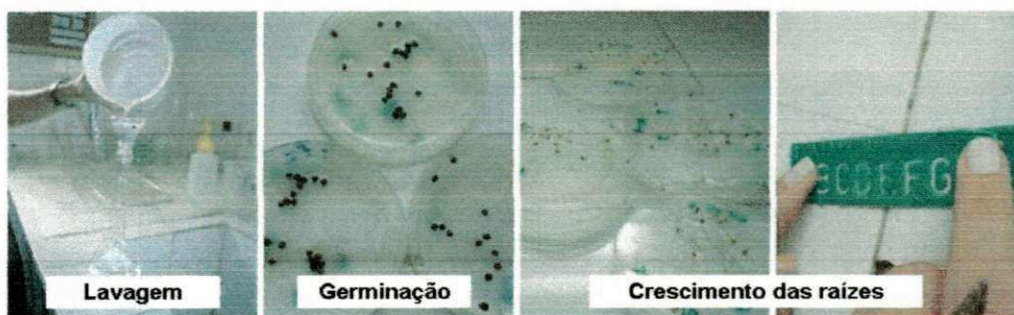


Figura 31: Metodologia dos testes de fitotoxicidade
Fonte: GARCEZ (2009)

Crescimento Relativo da Raiz (CRR):

$$CRR(\%) = \frac{\text{média do comprimento da raiz}}{\text{média do comprimento da raiz do controle} \sqrt{\text{crescimento da raiz do controle}}} * 100 Eq.(4)$$

Germinação Relativa da Semente (GRS):

$$GRS(\%) = \frac{\text{número de sementes germinadas}}{\text{número de sementes germinadas no controle}} * 100 Eq.(5)$$

4.5 Análises Estatísticas

Levando-se em consideração a grande quantidade de dados estudados nesta pesquisa, as análises estatísticas, foram realizadas apenas os parâmetros associados à toxicidade dos resíduos na célula experimental: metais (alumínio, ferro, manganês, cálcio) pH, amônia, fitotoxicidade (GRST, GRSS, CRRT e CRRR). As correlações estatísticas dos metais: Cobre, chumbo, zinco e cobalto não foi possível de ser realizada, já que a presença destes nos resíduos foi detectada apenas no início do monitoramento.

O estudo da análise descritiva dos parâmetros analisados nesta pesquisa foi feito por meio do software Microsoft Excel 2007. Logo após, foram realizados estudos para verificar se os dados seguem uma distribuição normal, usando o teste de Kolmogorov-Smirnov.

Importante ressaltar que todas estas análises estatísticas foram realizadas a partir da média dos valores obtidos nas diferentes camadas da célula experimental, obtendo-se assim um valor representativo das três camadas: superior, intermediária e inferior.

Durante a confecção deste trabalho fez-se, ainda uma o estudo estatístico multivariado dos dados por meio da Análise em Componentes Principais. Importante salientar que tanto o estudo descritivo da matriz de correlação quanto a ACP foi realizado em duas etapas, levando-se em consideração as variações do pH em suas fases predominantemente ácidas e básicas. Visto que este é um dos parâmetros que mais influencia na toxicidade dos resíduos.

O estudo da matriz de correlação é feito com o objetivo de verificar o nível de relação entre as variáveis e o de ACP para estudar a formação dos grupos de

variabilidades equivalentes. O critério adotado para seleção de variáveis nos diferentes pH foi a existência de uma correlação mínima de $\pm 0,7$ entre a coluna da variável e pelo menos duas outras variáveis. Para estas análises foram utilizados os programas Microsoft Excel 2007 e STATÍSTIC 7.0.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Caracterização inicial dos resíduos

5.1.1 Composição Gravimétrica

A Figura 32 apresenta a composição gravimétrica obtida para os RSU da cidade de Campina Grande, realizada no dia do enchimento do lisímetro, em outubro de 2009.

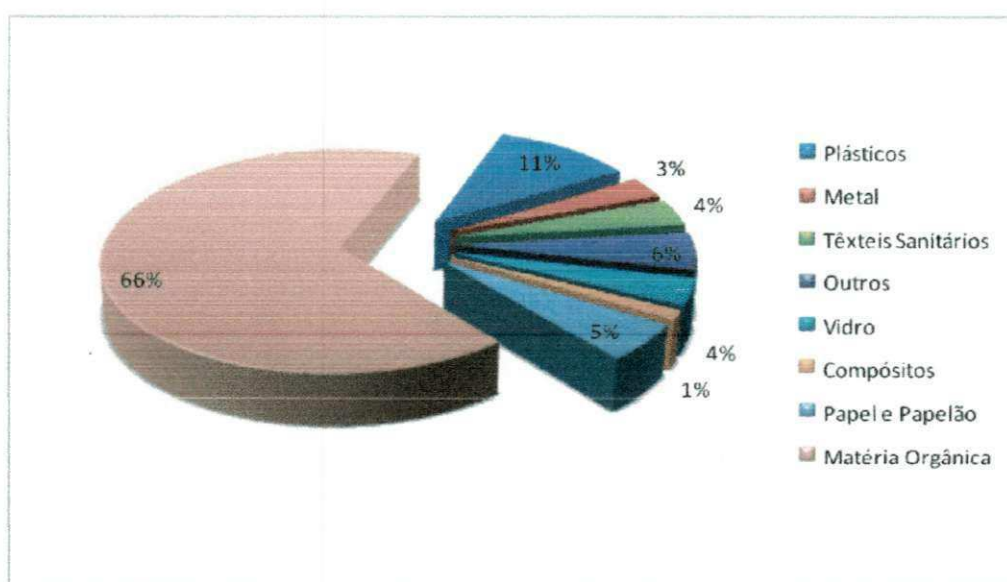


Figura 32: Composição gravimétrica dos RSU da cidade de Campina Grande – PB

Analisando a Figura 32, pode-se observar que o maior percentual de resíduos da cidade de Campina Grande é composto principalmente de matéria orgânica putrescível, atingindo um valor de 66%, seguido dos teores de plásticos com 11%. Esses valores são semelhantes aos encontrados por Leite (2008) e Garcez (2009), em estudos de composição gravimétrica dessa cidade, obtendo valores de aproximadamente 70% de matéria orgânica putrescível e 11,4% de plásticos.

De acordo com a literatura, os valores obtidos nestas pesquisas são típicos de locais subdesenvolvidos ou em desenvolvimento que, normalmente, apresentam teores de matéria orgânica variando entre 60 e 70%. Estudos desenvolvidos por Mariano *et al.* (2009), mostram que em comparação a diversos países do mundo, os resíduos domiciliares do Brasil possuem uma das taxas mais elevadas de materiais orgânicos em sua composição.

Pereira *et.al.* (2010) e Melo (2011) afirmam que valores acentuados de matéria orgânica é característico de países subdesenvolvidos e o alto teor de plásticos 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 através de programas de coleta seletiva.

Em se tratando da toxicidade dos resíduos, atenção especial deve ser dada ao teor de plásticos (11%) e metais (3%). Isso porque segundo Mateus (1999) os plásticos são fonte de cádmio e níquel, sendo cádmio sua principal fonte com um percentual variando entre 67 e 77%. Contudo, podem ainda conter outros componentes inorgânicos como: arsênio, bário, bromo, cobalto, cromo, ferro, antimônio, escândio, selênio, estanho, titânio e zinco.

O principal problema ambiental dos plásticos é o seu tempo de degradação, que é muito lento, o que pode fazer com que eles persistam no meio ambiente, causando poluição. Além disso, quando presentes em quantidades elevadas nos aterros, esses materiais podem dificultar a compactação dos resíduos e prejudicar o processo de decomposição, uma vez que criam camadas impermeáveis que afetam as trocas de líquidos e gases gerados no processo de biodegradação da matéria orgânica. (PINTO, 2000).

A presença de metais nos plásticos, associados aos metais já presentes na composição dos resíduos (3%) pode contribuir, ainda mais para toxicidade do meio, seja pela contaminação do solo ou pelo espalhamento desses materiais na própria massa dos resíduos, que podem se aderir à matéria orgânica aumentando esse efeito tóxico.

Dentre os fatores que mais influenciam na geração e na composição dos resíduos, a renda *per capita* é o que mais se destaca. Isso porque, pessoas que recebem salários mais altos, possuem padrões de vida mais elevados, apresentando um consumo mais intensivo de produtos e alimentos já preparados, gerando assim resíduos que são mais facilmente recicláveis, com menores teores de matéria orgânica.

Resíduos com composição elevada de materiais recicláveis são típicos de regiões mais desenvolvidas. Os resultados obtidos nesta pesquisa mostram que a cidade de Campina Grande ainda se apresenta em fase de desenvolvimento, com poucas alternativas tecnológicas para disposição e reaproveitamento dos resíduos coletados. Contudo, podem contribuir para incentivar o poder público a desenvolver programas de coleta e reciclagem, levando-se em consideração o elevado teor de materiais recicláveis, bem como buscar formas de disposição final adequada para seus resíduos.

5.1.2 Composição Volumétrica

As Figuras 33 e 34 apresentam os resultados obtidos para composição volumétrica dos resíduos sólidos soltos e compactados, respectivamente. Analisando a (Figura 33), referente à composição volumétrica dos resíduos soltos, observa-se que os RSU da cidade de Campina Grande são formados, em volume, por 38 % de matéria orgânica putrescível e 29% de plásticos. Já para composição volumétrica dos resíduos compactados, os resíduos são formados por 36 % de matéria orgânica putrescível e 28% de plásticos (Figura 34).

Os dados de composição volumétrica solta e compactada são bastante semelhantes quando comparados entre si. Essa semelhança pode ter ocorrido em função da própria força exercida na compactação ou devido à reduzida capacidade de compactação dos resíduos, que no caso da matéria orgânica pode ter ocorrido por causa do pequeno número de vazios existentes em sua massa e no caso dos plásticos devido a sua baixa capacidade de desestruturação. Importante ressaltar, que o percentual de plásticos engloba não apenas sacolas, mas todos os tipos de matérias plásticas.

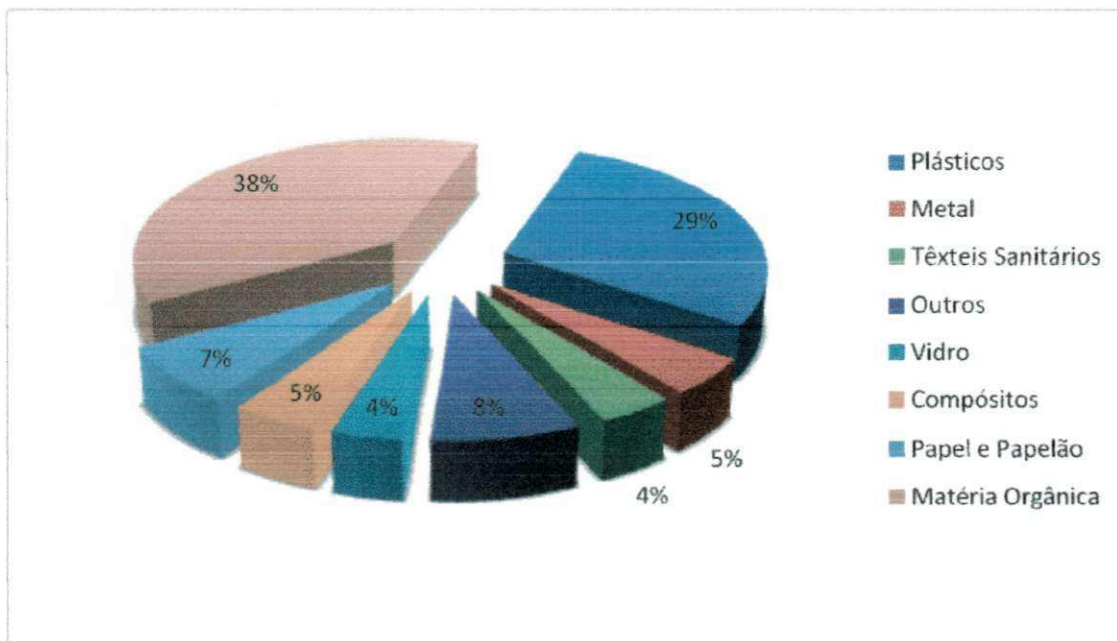


Figura 33: Composição Volumétrica dos resíduos soltos

Observando as Figuras 33 e 34 percebe-se que embora os resultados das composições volumétricas: solta e compactada sejam semelhantes entre si, eles são diferentes da composição gravimétrica (Figura 32), principalmente para o teor de

plásticos em que os valores observados são bastante elevados. Isso acontece, pois os plásticos embora sejam matérias leves, em elevadas quantidades ocupam grandes volumes.

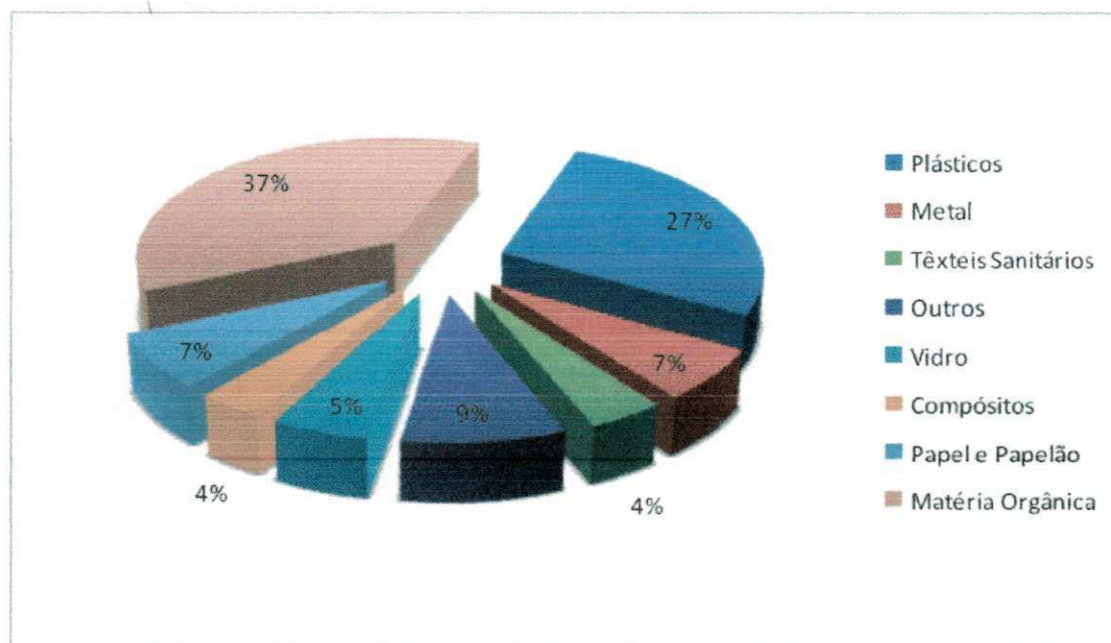


Figura 34: Composição Volumétrica dos resíduos compactados

Por meio da caracterização física dos resíduos, é possível determinar sua massa específica tanto solta quanto compactada. O conhecimento desses valores é importante, pois podem contribuir para o entendimento do processo de decomposição e do comportamento do número de microrganismos na célula. Em seu trabalho, também desenvolvido nesta célula experimental, Melo (2011) verificou que a massa específica para a composição volumétrica da matéria orgânica solta (38%) e compactada (37%) ocupada no interior da célula experimental, foi de $0,27\text{ton}\cdot\text{m}^{-3}$ e $0,4\text{ton}\cdot\text{m}^{-3}$.

Em relação à massa específica solta e compactada total os valores encontrados foram de $0,4\text{ton}\cdot\text{m}^{-3}$ e $0,7\text{ton}\cdot\text{m}^{-3}$, respectivamente. Esses resultados foram semelhantes aos encontrados por Alcântara (2007). Em seus estudos o autor obteve o valor da massa específica aparente solta em torno de $0,25\text{ton}\cdot\text{m}^{-3}$ e da massa específica aparente compactada em torno de $0,7\text{ton}\cdot\text{m}^{-3}$, mostrando que os resíduos estavam bem compactados, sendo estes, considerados valores ótimos até mesmo para um bom funcionamento mecânico e biodegradativo de um aterro. Resultados análogos também foram encontrados por Leite (2008) e Garcez (2009).

5.2 Parâmetros físicos

5.2.1 Temperatura

A Figura 35 apresenta o comportamento da temperatura *versus* profundidade no interior da célula experimental de resíduos.

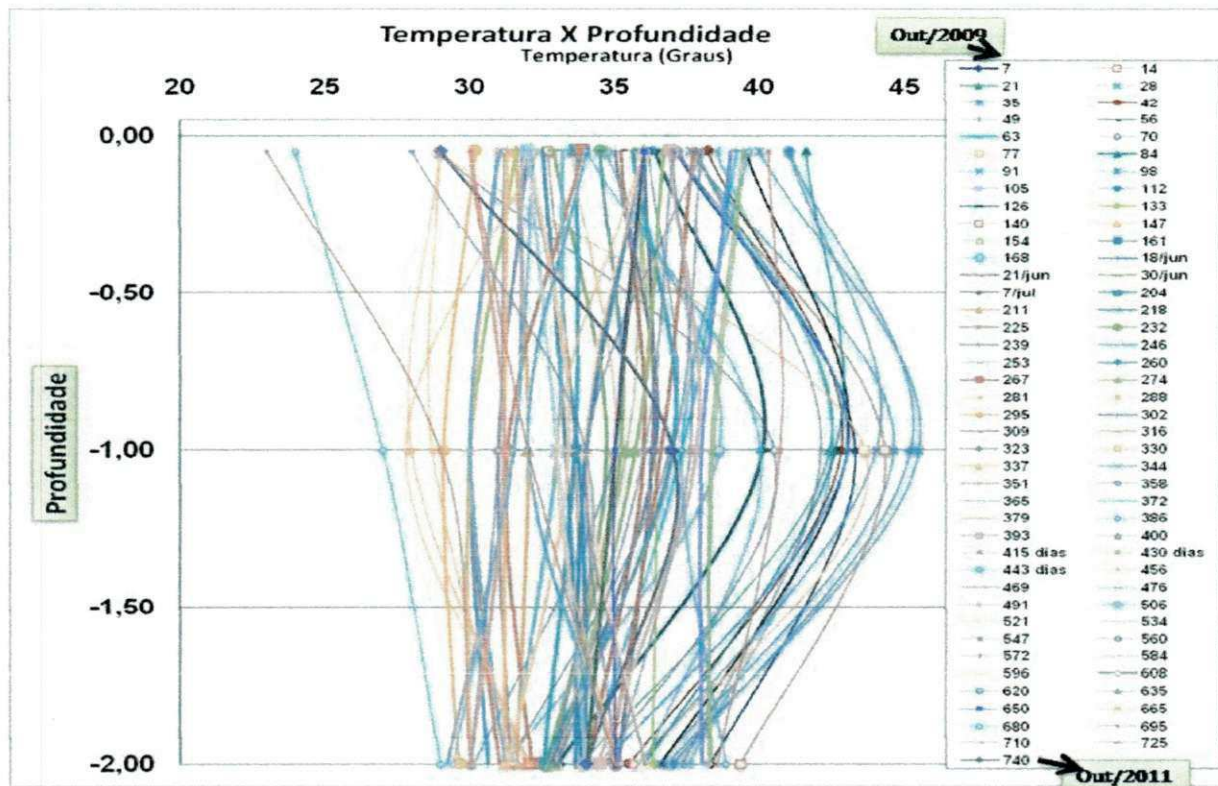


Figura 35: Comportamento da temperatura ao longo da profundidade

Observa-se que nos primeiros dias de monitoramento existe uma tendência ao aumento da temperatura e que estas são mais acentuadas na profundidade intermediária da célula experimental. Nos primeiros 95 dias, verifica-se temperaturas máximas em torno de 45 °C.

A elevação da temperatura nos primeiros dias de monitoramento está associada ao processo inicial de decomposição dos resíduos, que é o aeróbio. Esse processo ocorre, porque uma vez depositados na célula os resíduos trazem consigo, em seus vazios, grande disponibilidade de oxigênio. Este oxigênio é utilizado pelas bactérias aeróbias que liberam calor e energia como produto de sua decomposição, aumentando assim a temperatura nessa fase inicial.

Em aterros, a fase aeróbia normalmente apresenta-se em um tempo curto, principalmente naqueles que realizam a cobertura diária dos resíduos. No entanto,

embora a concentração de oxigênio seja reduzida por essa atividade, suas temperaturas continuam ainda elevadas por certo período, devido ao tempo necessário à dissipação do calor gerado. Na célula experimental estudada, embora os microrganismos aeróbios tenham diminuído ao longo do tempo (Figura 44), eles perduraram durante todo o monitoramento, provavelmente devido às fissuras na célula e a entrada de ar pelos pontos de coleta.

Temperaturas mais elevadas na célula foram encontradas na profundidade intermediária, com valores menores na base onde os resíduos foram colocados primeiro e no topo onde a troca de calor com o meio externo ocorre mais facilmente. Na fase intermediária ocorre uma atividade mais intensa dos microrganismos, fazendo com que mais calor seja dissipado nessa fase. Resultados semelhantes a estes também foram encontrados em células experimentais estudadas por Alcântara (2007); Leite (2008); Meira (2009) e Melo (2011).

Valores fora da faixa considerada ideal para o desenvolvimento dos microrganismos, podem fazer com que a temperatura atue com um agente tóxico dentro da célula experimental, uma vez que ela pode interferir na atividade metabólica dos microrganismos dificultando os processos de biodegradação. Contudo, embora temperaturas elevadas tenham sido encontradas na porção intermediária, observa-se que elas se mantiveram dentro da faixa considerada ótima para desenvolvimento dos microrganismos e, portanto, não exerceram efeito tóxico sobre o meio.

Melo (2011) também realizou estudos nessa célula experimental, e constatou que a temperatura não influenciou a presença de microrganismos, já que estes foram constantes em todas as profundidades e, principalmente, os aeróbios.

A média dos valores de temperatura na célula experimental apresentou-se dentro da faixa aceitável estabelecida pelos microrganismos mesofílicos (Quadro 7), indicando que estes organismos são os principais responsáveis pelo processo de digestão na célula. 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.

Quadro 7: Faixa de temperatura para crescimento das bactérias

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

Fonte: TORTORA (2000)

O aumento da atividade anaeróbia na célula proporcionou uma diminuição nos valores da temperatura, uma vez que os microrganismos anaeróbios geram menos calor durante o processo de degradação, isso pode ser observado na Figura 35 onde percebe-se que os valores de temperatura após atingir seu máximo 45,5°C, aos 105 dias de monitoramento começam a decair, ao passo que o número das bactérias anaeróbias começam a crescer, passando de 10^3 para 10^{12} (Figura 45). Contudo, embora a atividade desses microrganismos tenha se tornado mais intensa, ela sempre ocorreu de forma simultânea a aeróbia, fazendo com que variações bruscas de temperatura fossem amenizadas.

5.2.2 Teor de Umidade

A Figura 36 apresenta o teor de umidade encontrado na célula experimental ao longo dos 740 dias de monitoramento.

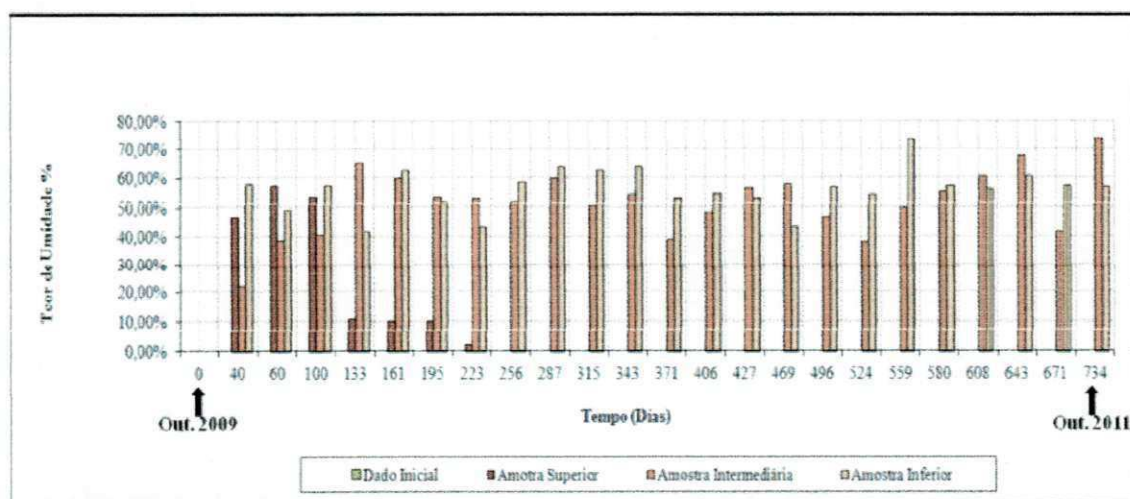


Figura 36: Teor de umidade ao longo do tempo e da profundidade

Observa-se que não houve variações significativas deste parâmetro ao longo do tempo e da profundidade nas diferentes camadas da célula experimental, com exceção da camada superior, em que seu teor de umidade diminuiu ao longo do tempo, chegando a valores de 2% nos 223 dias de monitoramento. Essa redução da umidade na porção superior pode estar associada ao contato direto dessa camada com ar atmosférico, fato que possibilita a perda de água por evaporação e também, ao processo de biodegradação que proporcionou elevados recalques nessa camada. Durante as coletas dos resíduos, entre os dias 133 e 223, foi observado que as amostras colhidas continham uma grande quantidade de solo.

De uma maneira geral, os teores de umidade desta célula experimental variaram entre 40 e 60%, encontrando-se dentro da faixa de umidade dos resíduos brasileiros que é de 60% (LIMA, 2004). Contudo foram observados valores maiores que esta média, fato que pode estar associado à elevada heterogeneidade dos resíduos, bem como ao tipo de material coletado visto que ele pode ter maior ou menor capacidade de retenção de líquidos. Não foi possível determinar a umidade inicial dos resíduos, devido a problemas operacionais e de laboratório no dia do enchimento da célula.

Estudos desenvolvidos por Alcântara (2007) mostraram que a umidade ótima para o processo de degradação variou entre 53 a 58%. Já Palma *et al.* (2000), encontrou valores de umidade considerados ótimos variando de 50 e 70%. Segundo Yuen *et al.* (2001) valores de umidade, reportados na literatura, sempre apresentarão uma faixa muito ampla, uma vez que a umidade pode ser influenciada por diferentes fatores, tais como a composição, peso específico, porosidade e idade dos RSU.

Valores elevados de umidade, nesta célula experimental, podem estar associados ao elevado teor de matéria orgânica observado na composição gravimétrica dos resíduos (Figura 32), cerca de 66%. Segundo Monteiro (2003), a matéria orgânica contém uma quantidade de água que fornece nutrientes requeridos pelos microrganismos, além de possibilitar sua rápida propagação ou espraiamento no meio sólido, como também a água possibilita o transporte de enzimas e de outros metabólitos importantes no processo de decomposição.

Melo (2011) em seu trabalho, afirma que a presença de água na célula além de estar associada ao elevado teor de matéria orgânica, também pode ser ocasionada pelos subprodutos da biodegradação dos resíduos, bem como a entrada de águas de chuva na célula.

No entanto, levando-se em consideração os dados anuais de precipitação da cidade de Campina Grande, observa-se que seus índices (700 mm) são inferiores aos de evaporação (1500 mm), o que faz com que exista uma grande evaporação no meio. A perda de água contida na massa de resíduos pode comprometer o processo de degradação, visto que os microrganismos necessitam de uma umidade ótima para se desenvolverem.

Valores de umidade fora da faixa considerada ótima podem interferir na biodegradação, atuando como um componente tóxico no meio, uma vez que altera a atividade microbiológica podendo comprometer o desenvolvimento dos microrganismos e conseqüentemente das suas funções vitais. Neste trabalho, assim como nas pesquisas desenvolvidas por Meira (2009) e Melo (2011) observou-se que valores de teor de umidade não interferiram no desenvolvimento dos microrganismos, visto que ao longo do monitoramento apresentaram-se num faixa favorável.

Importante observar, que não houve formação de líquido lixiviado na célula experimental, durante o período de monitoramento. Essa ausência de líquido pode estar associada ao baixo déficit hídrico da região de Campina Grande. No entanto, estudos mais aprofundados devem ser realizados, a fim de se conhecer essa causa.

5.3 Parâmetros físico-químicos

5.3.1 pH

A Figura 37 apresenta o comportamento do pH ao longo do tempo e da profundidade para os resíduos depositados na célula experimental em estudo. Analisando a figura observa-se que o pH inicial dos resíduos depositados encontram-se na faixa ácida, com valor próximo a 5,5. Estudos realizados por Alcântara (2007) indicam que o valor inicial de pH comumente encontrado em resíduos com a maior parte composta de materiais orgânicos é 6,0. No entanto, o tempo decorrido entre a geração dos resíduos e a sua chegada ao local de descarregamento, bem como a presença de bactérias fermentadoras de ácidos pode ocasionar uma diminuição no pH.

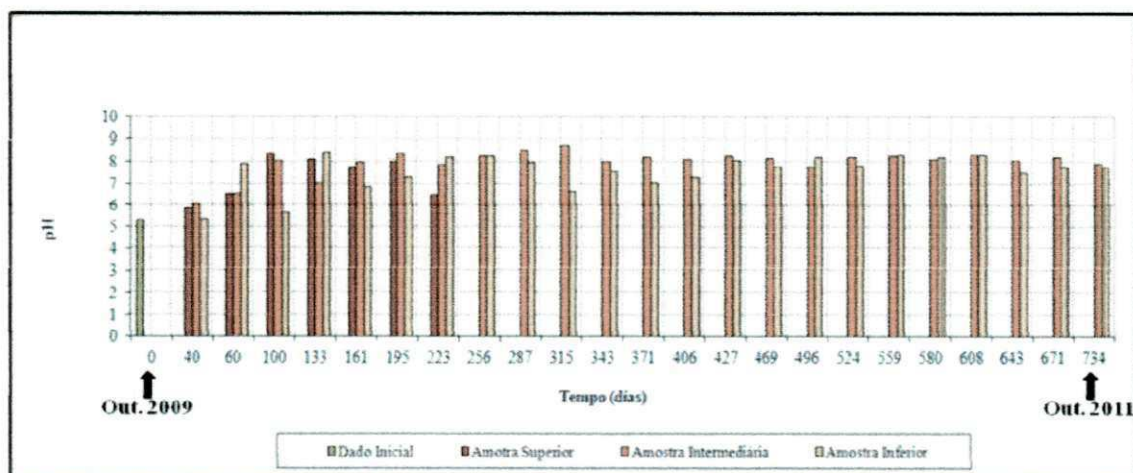


Figura 37: Comportamento do pH ao longo do tempo e da profundidade

Já nos primeiros 40 dias de monitoramento o pH apresentou um leve aumento em todas as profundidades, chegando a valores próximos de 8,0 na porção inferior dos 60 dias. Passados os 100 dias de monitoramento, observa-se que o valores do pH tendem a aumentar com valores próximos a neutralidade, indicando que possivelmente a célula experimental pode estar passando da fase de hidrólise para as fases posteriores de degradação da matéria orgânica, sendo que as fases de acidogênese e acetogênese não são claramente perceptíveis (MELO, 2011).

A evolução do pH concorre para o estabelecimento das fases posteriores de degradação, porém não se pode defini-las com exatidão, uma vez que pode ocorrer o estabelecimento de mais de uma fase ao mesmo tempo. A fase metanogênica ocorre em valores de pH variando entre 6,8 e 8,0 (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993). Nessa fase existe um grande numero de bactérias metanogênicas, que transformam os ácidos e hidrogênios presentes no meio em metano, reduzindo assim o número de ácidos e consequentemente aumentando o pH.

Segundo Catapreta (2008) as fases de degradação dos resíduos ocorrem de modo bastante expressivo. Nos primeiros 120 dias ocorrem as fases hidrólise e acidogênica e acontece o ajustamento da fase aeróbia, onde o pH inicia seu decréscimo com o consumo de oxigênio, a fase acetogênica ocorre entre 120 dias e 240 dias e é onde acontece a aceleração das atividades microbianas ocasionando a queda do pH. A fase metanogênica 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.

Diferentemente de um aterro em escala maior, como descrito por Catapreta (2008) em uma célula experimental o processo de degradação dos resíduos, embora

ocorra de maneira semelhante, faz-se de maneira bem mais intensa, provavelmente pelo fato da área de superfície ser bem maior que o volume dos resíduos depositados em aterros sanitários, o que facilita as trocas de calor e energia com o ambiente, aumentando desta forma o metabolismo dos microrganismos.

Melo (2011) e Araujo (2011) observaram que as fases de degradação ocorreram de maneira mais rápida na célula experimental do que nos aterros em escala real, uma vez que, estudos em aterros de grande escala mostram que resíduos com menos de 2 anos de idade possuem valores de pH variando entre 4,5 e 7,5, porém o pH típico é 6,0. Aterros com mais de 10 anos de operação possuem pH em torno de 6,6 a 7,5 (TCHOBANOGLOUS *et.al.* 1993).

O pH é um dos parâmetros que mais influenciam na toxicidade dos resíduos. Pequenas variações deste parâmetro podem causar mudanças significativas no potencial tóxico de algumas substâncias. Estudos a cerca da influência do pH na toxicidade dos Resíduos Sólidos Urbanos serão discutidos mais adiante no item 5.6.1.

5.3.2 Sólidos Voláteis

A Figura 38 apresenta o comportamento dos sólidos voláteis. Observam-se reduções significativas desse parâmetro, chegando a reduções de 95% na camada superior. Essa redução significativa na porção superior pode está associada não só a redução da matéria orgânica, mas também aos recalques promovidos pelo próprio peso da camada de cobertura.

Nas porções intermediárias e inferiores da célula, os resultados apresentam grande variabilidade dos resíduos ao longo do tempo. Isso pode estar relacionado tanto à degradação da matéria orgânica quanto a lixiviação das camadas superiores. Embora a variedade nas concentrações de sólidos voláteis seja observável, pode-se perceber uma diminuição desse parâmetro em todas as camadas, fato que pode estar associado à degradação da matéria orgânica. Essas variações devem ter ocorrido devido à heterogeneidade dos resíduos, que dificulta a obtenção de uma amostra mais representativa, principalmente, no caso das células experimentais, em que as amostras coletadas eram relativamente pequenas.

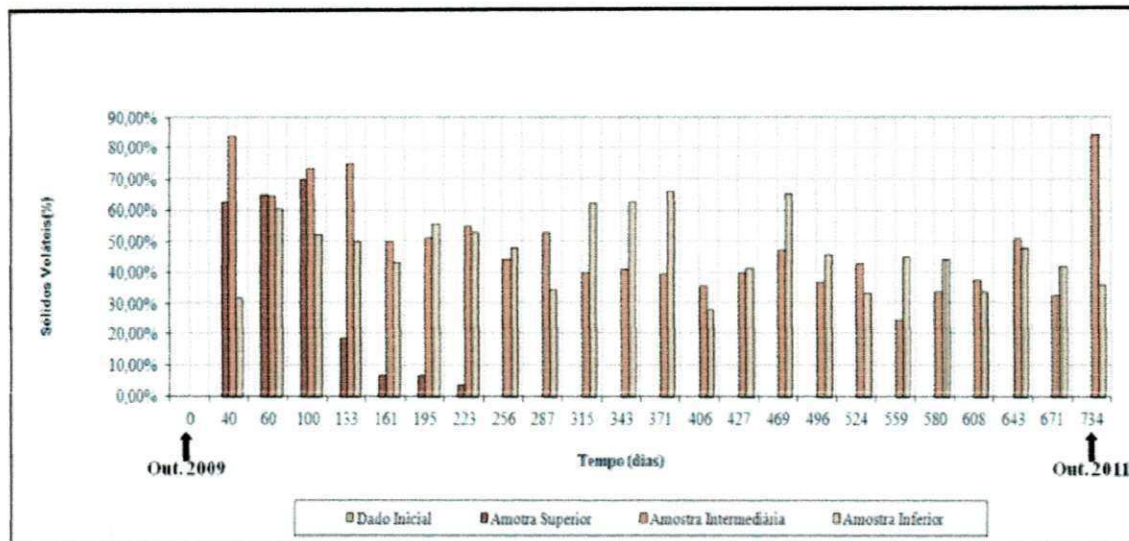


Figura 38: Teor de sólidos voláteis ao longo do tempo e da profundidade

Resultados semelhantes a estes foram observados por Alcântara (2007). Ainda que em que o teor de sólidos voláteis tenha diminuído, eles apresentaram grande variabilidade ao longo do tempo.

Embora o teor de sólidos voláteis tenha uma tendência à redução ao longo do tempo devido à diminuição da matéria orgânica, não foi observada redução expressiva no número de microrganismos (Figura 43), assim como foi observado em estudos desenvolvidos por Melo (2003). Em seus estudos, o autor percebeu uma diminuição no número de microrganismos em células de RSU com o passar do tempo, relacionando essa queda aos sólidos voláteis. O que pode ter contribuído para que esses dados não tenham sido semelhantes aos da célula em estudo é existência de uma quantidade considerável de matéria orgânica presente, ainda na célula ou o tempo de disposição dos resíduos, enquanto os resíduos da célula experimental tem apenas 2 anos, a célula estudada pelo autor possui o dobro dessa idade.

Assim como para a temperatura e o teor de umidade não houve relação direta do teor de sólidos voláteis com a toxicidade dos resíduos. Isso porque a redução nos sólidos voláteis indica que a degradação no interior da célula experimental está ocorrendo de maneira satisfatória, uma vez que a matéria orgânica esta sendo consumida e, portanto, não está interferindo no desenvolvimento dos microrganismos. Todavia, a redução no teor de matéria orgânica pode contribuir, no futuro, para aparecimento de toxicidade na célula, uma vez que os materiais recalcitrantes não são facilmente assimilados pelas bactérias, além de poder conter substâncias de espécies perigosas em sua composição.

5.3.3 Nitrogênio Amoniacal

A amônia ocorre em duas formas, que juntas são denominadas nitrogênio amoniacal total. Quimicamente essas duas formas são representadas pelo íon amônio (NH_4^+) que não é tóxico e pela amônia livre (NH_3) que é tóxica. A Figura 39 apresenta o comportamento da amônia na célula experimental ao longo do seu monitoramento.

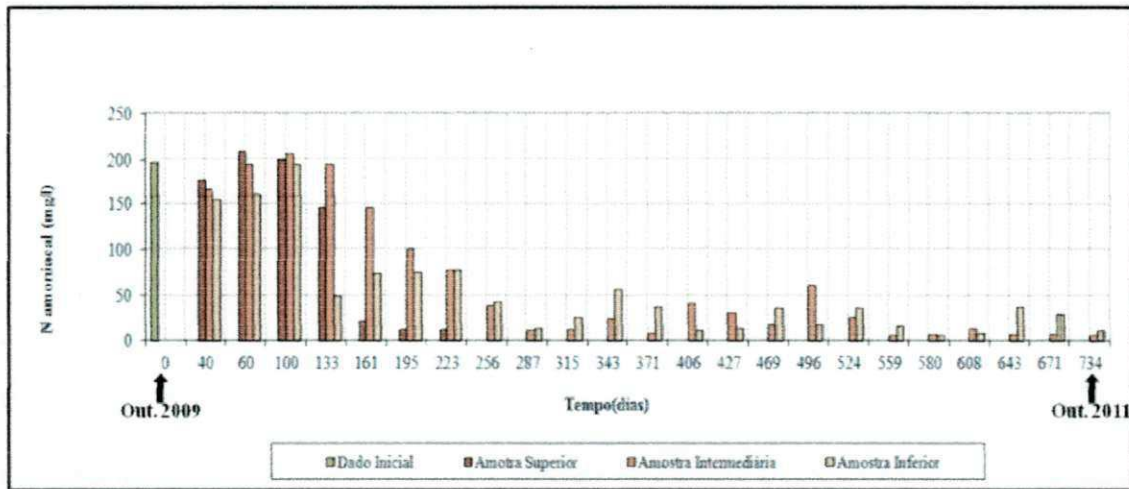


Figura 39: Concentração de Nitrogênio amoniacal ao longo do tempo e da profundidade

A presença de uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal nos primeiros 100 dias de monitoramento da célula pode estar associada ao próprio ciclo do nitrogênio, que produz a amônia durante a decomposição do nitrogênio orgânico, quando os compostos nitrogenados são liberados e processados por bactérias decompositoras, gerando como produto dessa decomposição o gás amônia. Outra associação a elevada quantidade de nitrogênio amoniacal nesse período é a grande quantidade de nitrogênio (N) existente na fase inicial de decomposição dos resíduos. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1994) é na fase inicial quando se inicia o processo de decomposição dos resíduos que se tem a maior quantidade de Nitrogênio (N) no meio, cerca de 80% seguido de 20% de Oxigênio (O_2). todavia, o consumo desse N ocorre de forma rápida, havendo uma redução brusca em sua quantidade, dando lugar a outras formas.

Além do mais, a presença de oxigênio na célula pode favorecer a formação do nitrogênio amoniacal, isso por que o processo de nitrificação intermediado por microorganismos acontece em condições aeróbias Em condições anaeróbias, o nitrogênio

amoniaco torna-se estável tendendo a ser recalcitrante ao processo de decomposição (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006).

A fase aeróbia tende a ocorrer rapidamente, porém na célula experimental estudada, assim como em trabalhos de: Meira (2009; Araújo (2011) e Melo (2011) a presença de microrganismos facultativos faz com que ela perdure durante todo o processo de monitoramento, simultaneamente a fase anaeróbia. Isso ocorre devido à entrada de oxigênio na célula, fato que possibilita a geração do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo, seja pela decomposição anaeróbia das bactérias, seja pelas transformações do N_2 , devido ao seu ciclo. No entanto, percebe-se que sua geração é mais intensa nos primeiros meses de monitoramento devido ao elevado percentual de N_2 presente nessa fase. De acordo com Alcântara (2007), existe uma tendência de redução do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo, uma vez que, os valores máximos da amônia ocorrem na fase ácida e diminuem ao longo do processo de degradação.

Outro fator, que pode contribuir para diminuição da concentração do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo é a redução dos compostos orgânicos e o conseqüente aumento dos recalcitrantes, visto que a diminuição na quantidade destes compostos, no meio, diminui a atividade microbiológica e conseqüentemente diminui a produção de gás. O nitrogênio amoniacal é produto da decomposição de alimentos não digeridos e outros resíduos orgânicos (NOGA, 1996), assim a redução de matéria orgânica implica na sua redução.

Analisando a Figura 39, pode-se observar que até os 100 dias de monitoramento a concentração média de nitrogênio amoniacal é de 200 mg/l e após esse período ocorre uma diminuição ao longo do tempo. Estudos desenvolvidos por Calli *et al.* (2005) mostram que o nitrogênio amoniacal é considerado tóxico em concentrações superiores a 600 mg/l. Como a concentração máxima encontrada na célula experimental é inferior aquela considerada tóxica pode-se concluir que não houve influência direta do potencial tóxico do nitrogênio amoniacal no processo de biodegradação dentro da célula, ao passo de inibir a atividade microbiana, uma vez que a degradação da matéria orgânica ocorreu de maneira satisfatória (Figura 38). Segundo Calli *et al.* (2005) e Castilhos Jr. *et al.* (2006) o nitrogênio amoniacal pode ser tóxico às bactérias decompositoras, quando em concentrações superiores a 600 mg/l.

De acordo com Silva *et al.* (2005) reduções nos índices de matéria orgânica, através dos sólidos voláteis indicam que existe disponibilidade de nitrogênio para o

estabelecimento da população microbiana e por isso as concentrações de nitrogênio amoniacal não tiveram efeito tóxico nessa fase.

Embora não se tenha observado relação direta da toxicidade do nitrogênio amoniacal com o processo biodegradativo ocorrido no interior da célula experimental, percebeu-se que em relação aos testes de fitotoxicidade esse parâmetro apresentou grande influência no crescimento e na germinação das sementes, conferindo fitotoxicidade.

A toxicidade do nitrogênio amoniacal nas sementes de tomate e repolho se dá principalmente, em função das variações do pH. Segundo Alabaster & loyd (1982) e Tomasso (1994), o pH é a variável ambiental mais importante no controle da toxicidade do nitrogênio amoniacal. Em condições ácidas ou neutra existe uma prevalência do íon amônio que não é tóxico, já em condições básicas a amônia livre predomina no meio, causando toxicidade.

Embora as variações de pH não tenham influenciado diretamente no comportamento dos microrganismos presentes na célula experimental, devido a sua capacidade de retenção de agentes tóxicos na sua parede celular (MONTEIRO, 2003), elas contribuíram para promover a fitotoxicidade dos resíduos. Isso porque, diferentemente dos microrganismos que possuem defesas próprias com capacidade de se desenvolver em ambientes extremos, as plantas são sensíveis a alterações promovidas pelo meio. De acordo com Yamada (2002) as plantas sofrem vários desarranjos devido a alterações na estrutura dos cloroplastos causadas pela toxicidade da amônia (NH₃). Estudos mais detalhados a acerca da influencia da amônia na fitotoxicidade serão descrito mais adiante no item 5.6.1

5.4 Parâmetros Químicos

5.4.1 Metais

5.4.1.1 Alumínio

A Figura 40 mostra o comportamento do alumínio na célula experimental ao longo do tempo e da profundidade.

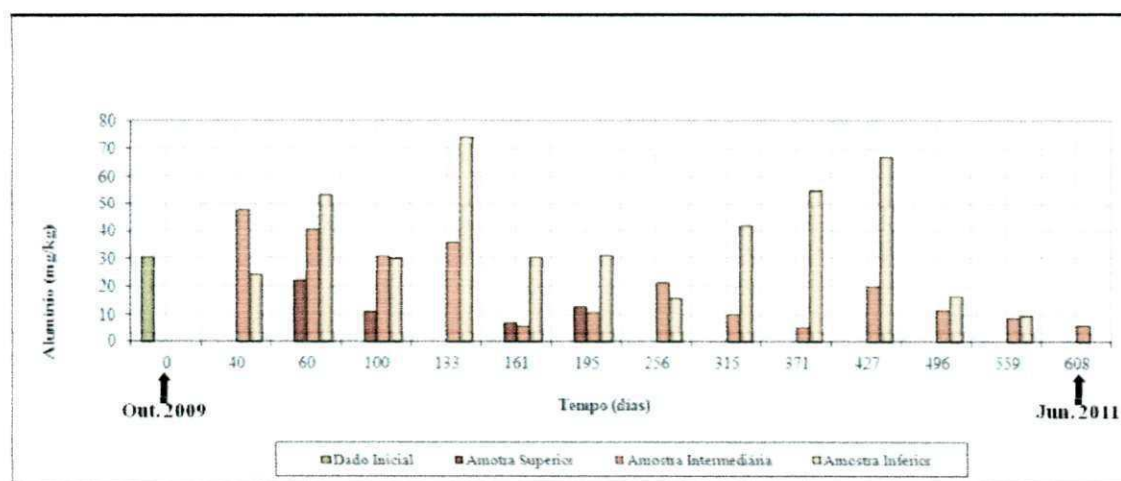


Figura 40: Análise da concentração do alumínio

Analisando a Figura 40, pode-se perceber que a concentração inicial de alumínio é de 30,4 mg/kg e a média das concentrações de alumínio nas camadas superior, intermediária e inferior é de 14,8, 19,8 e 37,6 mg/kg, respectivamente. Observa-se que existe uma tendência ao aumento das concentrações do alumínio com a profundidade.

Percebe-se ainda, que existe uma inclinação a redução desse elemento ao longo do tempo nas porções superior e intermediária da célula, diferentemente da porção inferior em que sua quantidade tem aumentado. Esse aumento pode estar associado à dissolução dos resíduos e ao seu carregamento para a porção inferior da célula.

O alumínio é um elemento importante a ser conhecido, levando-se em consideração sua capacidade de contaminação. Em relação ao efeito tóxico do alumínio, estudos desenvolvidos por Mesquita Filho & Souza (1986), demonstram que esse elemento é especialmente tóxico em pH abaixo de 5,0, mas pode causar problemas mesmo quando o pH é 5,5. Essa toxicidade ocorre porque a sua solubilidade aumenta com a diminuição do pH.

Em se tratando da classificação dos resíduos conforme NBR 10.004/04, observa-se que os limites máximos da concentração de alumínio estabelecidos por esta norma, para uma substância submetida ao processo de lixiviação, é de 4,0mg/kg. Para que um resíduo seja classificado como perigoso, ele deve apresentar ao menos um metal com teores acima do estabelecido. Observa-se na Figura 40 que os teores de alumínio para os resíduos urbanos da cidade de campina Grande são extremamente elevados se comparados com o padrão estabelecido pela norma, chegando a teores de 75mg/kg na

camada inferior, fato que leva ao enquadramento dos resíduos dessa cidade em classe I, perigoso.

Quanto aos testes de solubilização os teores de alumínio também foram elevados com concentração de 9,4mg/kg. Essa concentração foi bastante superior a estabelecida pela NBR 10.004/04 que é 0,8mg/kg, fato que poderia levar ao enquadramento desse elemento em classe IIA, caso sua capacidade de lixiviação fosse reduzida. Um fator que pode ter contribuído para que esses valores de solubilização tenha sido alto é o pH dos resíduos que no momento da solubilização apresentava-se ácido, e como se sabe, esse elemento tem maior potencial de solubilização nesse pH.

A realização dos testes de lixiviação e solubilização para enquadramento do alumínio conforme a NBR 10.004/04 permitiu a obtenção de dados com teores acima do estabelecido em ambos os testes. No entanto, preconiza-se seu enquadramento na Classe I, uma vez que o potencial de toxicidade do alumínio pode comprometer o ambiente no qual está inserido, causando sérios problemas ambientais.

Esse teor elevado na concentração de alumínio é fator bastante preocupante, pois embora a solubilidade dessa substância diminua com o aumento do pH, elevadas concentrações desse elemento podem lixiviar, contaminando corpos hídricos e solos.

O alumínio surge na água com a presença de fluoretos, sulfatos e matéria orgânica, sendo influenciado pelo pH mais baixo. O aumento da concentração está relacionado com a turbidez da água. Os riscos ao ser humano se dão pela ingestão de alimentos e bebidas, estando associado a várias doenças. O excesso de alumínio é prejudicial às plantas (CETESB, 2006).

Em pesquisas desenvolvidas por Sengupta & Shi (1972), os autores apresentaram estudos onde se verificou a toxicidade de espécies livres e complexadas de Alumínio em peixes e outros organismos, a capacidade que o Al tem de acumular-se em certos órgãos de animais, inclusive o homem, e a possibilidade do elemento ser um precursor do mal de Alzheimer.

Estudos específicos a cerca da influência do alumínio, bem como do manganês e do ferro na fitotoxicidade serão detalhados no item 5.6.1

5.4.1.2 Manganês e Ferro

A Figura 41 mostra o comportamento do manganês na célula experimental, observa-se que existe uma tendência à redução desse elemento ao longo dos 608 dias de

monitoramento, mostrando comportamento semelhante em todas as camadas, mas apresentando alguns picos na sua porção superior. Na amostra inicial o manganês apresentou uma concentração 30 mg/kg. Contudo após os 40 dias de monitoramento essa concentração reduziu-se a valores próximos a 9 mg/kg.

Valores iniciais elevados deste elemento, no início do monitoramento, devem estar associados ao baixo pH, uma vez que, assim como o alumínio, em condições ácidas o manganês tem sua capacidade de solubilização elevada.

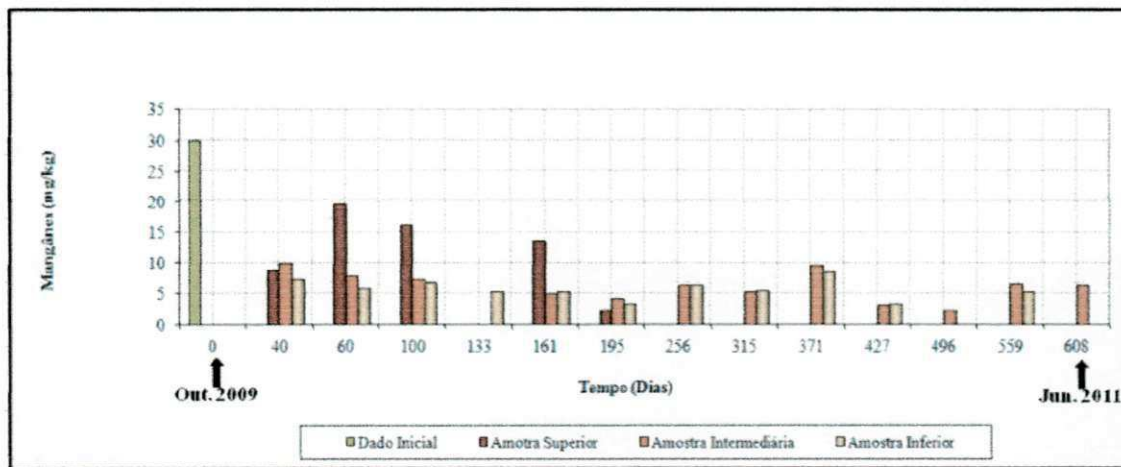


Figura 41: Análise da concentração de Manganês

Em se tratando da classificação dos resíduos pela NBR 10.004/04, os teores de manganês, assim como os de alumínio encontram-se acima dos valores máximos permissíveis. Na verdade, a NBR 10.004/04 não apresenta valores máximos permissíveis para esse elemento. Seu enquadramento se dá por meio dos máximos permissíveis estabelecidos pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde conforme Brito (2007). Para essa portaria, os limites estabelecidos para lixiviação desse elemento é de 2,0mg/kg. Valores superiores foram encontrados ao longo de todo o monitoramento da célula, variando de 30mg/kg ($t=0$) a valores não identificáveis ($<2,0$). No entanto, esse baixo índice só ocorreu em 2 pontos distintos da célula (133 e 496 dias), sendo todos os demais valores superiores ao estabelecido.

Quanto aos testes de solubilização os teores de manganês também foram superiores com concentração de 18mg/kg, frente ao limite máximo permissível de 0,4mg/kg. Concentrações elevadas desse elemento podem comprometer principalmente o ambiente no qual está inserido devido a sua elevada toxicidade.

Semelhante a manganês, o Ferro também apresenta características tóxicas quando em elevadas concentrações. A Figura 42 apresenta o comportamento desse elemento na célula experimental.

O comportamento do ferro na célula apresentou várias oscilações tanto ao longo do tempo quanto da profundidade. Sua concentração inicial foi aproximadamente 94mg/kg, mantendo-se praticamente constante nos primeiros 40 dias de monitoramento na porção intermediária da célula experimental, porém, com valores bastante discrepantes nas demais porções: superior (12mg/kg) e inferior (180mg/kg).

Concentrações mais elevadas de Ferro foram observadas no início do monitoramento e esse alto teor pode estar associado à solubilização das substâncias presentes. Segundo Castilhos Jr. *et al.* (2006), a fase de decomposição ácida dos resíduos favorece a solubilização de materiais inorgânicos, podendo, desta maneira, apresentar elevadas concentrações de cálcio, ferro e metais pesados.

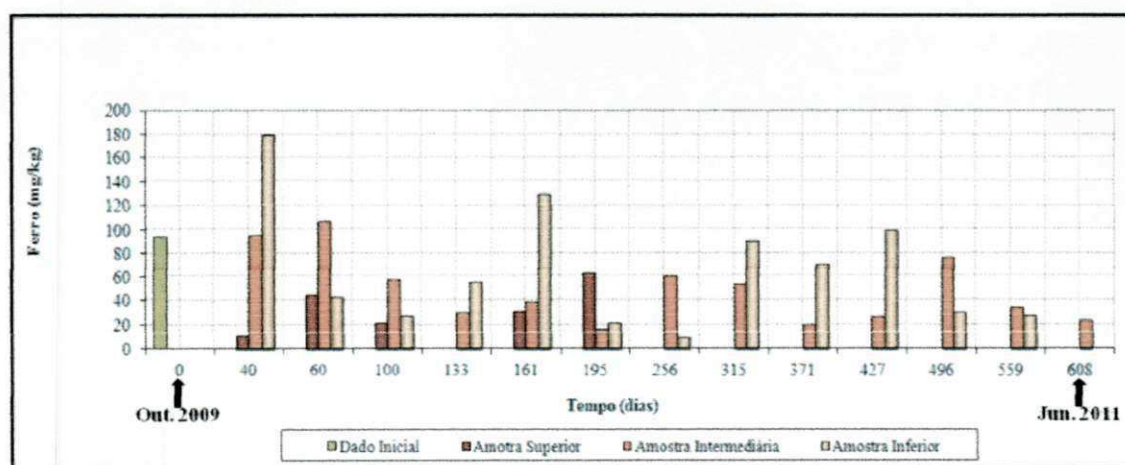


Figura 42: Análise da concentração de Ferro

Diferenças nos teores desse elemento foram observadas em toda a célula. A grande heterogeneidade dos resíduos e a impossibilidade de homogeneização na hora da coleta contribuem para esses valores diferenciados. Em seu trabalho com estudo em células experimentais, Alcântara (2007) também encontrou valores bastante diferentes para esse elemento, com variações de 3,6 a 187 mg/l de ferro em seu reator. O autor atribui essas elevadas concentrações ao fato do ferro ser um metal largamente utilizado na indústria e muitos alimentos e vegetais são ricos em ferro.

Os limites máximos permissíveis de ferro para os testes de lixiviação, segundo Brito (2007) é de 6,0mg/kg. Para os resíduos da célula experimental foram encontrados

valores acima do permitido em praticamente todos os pontos, chegando a picos de 180mg/kg. Sua elevada concentração pode contribuir para contaminação do solo e águas por lixiviação, devido a sua elevada solubilidade.

5.4.1.3 Cálcio

Embora não seja um metal pesado, o cálcio é um macronutriente necessário às plantas, uma vez que regula o transporte de outros nutrientes dentro da planta e também está envolvido na ativação de certas enzimas. Sua análise nesta pesquisa foi feita com o intuito de analisar sua influência na GRS e no CRR das sementes. Os estudos dessa influência serão descritos posteriormente nas análises de fitotoxicidade, item 5.6.1.

A variação do teor de Cálcio, conforme apresentado na Figura 43, foi entre 1000mg/kg e 7000mg/kg para a amostra superior e 1500mg/kg e 9500mg/kg para a amostra média e 3400mg/kg e 7400mg/kg para a amostra inferior, sendo que a maioria dos valores está na faixa de 3000mg/kg e 6000mg/kg.

Observa-se certa instabilidade nas concentrações desse elemento, que deve estar associada à grande heterogeneidade dos RSU. Os resíduos da porção superior apresentaram uma redução ao longo do tempo.

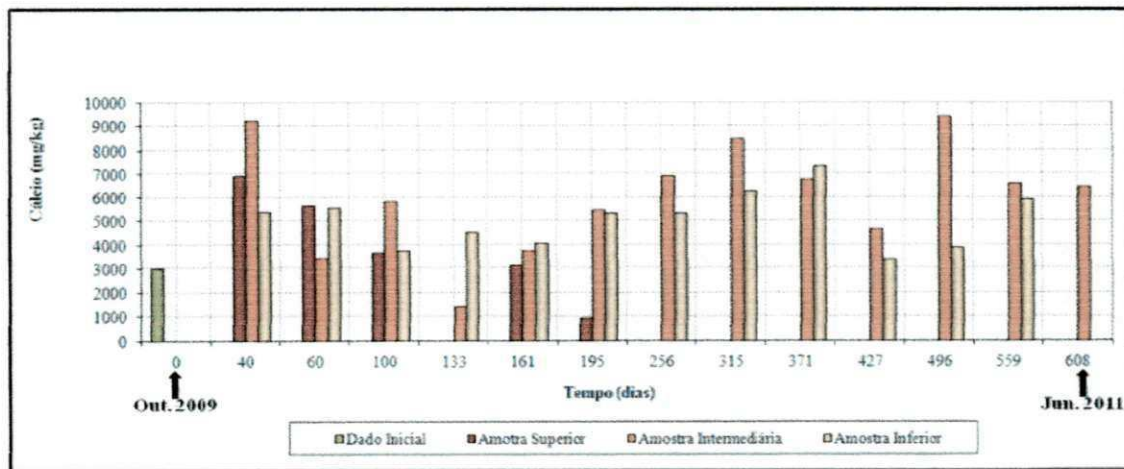


Figura 43: Análise da concentração de Cálcio

Na Figura 43, observa-se que os índices de Cálcio apresentam-se elevados quando comparados com outros elementos. Um fator que pode ter contribuído para concentrações elevadas desse metal é a presença de argamassa de cimento Portland e areia, materiais utilizados para revestimento da célula experimental.

5.4.1.4 Cobre, Níquel, Cobalto e Chumbo

A Tabela 2 apresenta o comportamento das análises de cobre, níquel, cobalto e chumbo na célula experimental. Os metais cobre e níquel apresentaram comportamento idêntico com uma concentração inicial de 2,2mg/kg, havendo uma redução em sua concentração ao longo de tempo, ao passo que os valores encontrados estivessem < 2,0 mg/kg, não sendo possível sua identificação pelo equipamento de leitura.

Para as análises de cobalto, não foi possível identificar sua concentração inicial, que foi inferior a 2,0mg/kg. Essa impossibilidade se dá devido ao aparelho utilizado para medição só realizar leitura em concentrações superiores a 2,0 mg/kg. No entanto, foi detectável concentração desse elemento após 40 dias de monitoramento, com concentrações de 2,2mg/kg nas porções superior e inferior da célula e 2,6mg/kg na porção intermediária. Essa detecção após 40 dias deve estar associada à grande heterogeneidade dos RSU, que não apresentam um conteúdo igual de uma coleta para outra, já que não é possível realizar a homogeneidade dos resíduos na hora da coleta, sendo a amostra representativa aquela coletada pelo amostrador.

Tabela 2: Concentrações de metais e LMP para lixiviação

	Outubro 2009 (mg/kg)	Novembro 2009 (mg/kg)			LMP - Lixiviação (mg/kg)
	Inicial	Superior	Intermediária	Inferior	
Cobre	2,2	-	-	-	40
Níquel	2,2	-	-	-	0,4
Cobalto	-	2,2	2,6	2,2	-
Chumbo	6	3,6	8,2	6,2	20

As análises de chumbo apresentaram concentrações elevadas, comparadas aos demais metais, com dado inicial de 6,0mg/kg e após 40 dias de monitoramento concentrações de 3,6, 8,2 e 6,2mg/kg nas porções superior, intermediária e inferior da célula, respectivamente.

Estudos realizados por Garcia, (1990); Aguiar, (2002) e Mellis, (2006) mostram que cobre, níquel e chumbo estão entre os metais que mais se destacam pelo potencial

de toxicidade. Independentemente de suas origens, quando presente em quantidades elevadas esses metais podem entrar na cadeia alimentar por meio de acúmulo no tecido vegetal e provocar o desenvolvimento de doenças crônicas e agudas nos animais e serem humanos. Além disso, podem acumular-se no solo, reduzir sua produtividade devido ao seu efeito fitotóxico, alterar a atividade microbiana e contaminar os corpos hídricos (PIRES *et. al.* 2006).

Analisando o comportamento dos metais na Tabela 2 pode-se observar uma tendência a redução nas concentrações ao longo do tempo, visto que as concentrações desse metais não foram detectadas nos meses subsequentes, mesmo para o chumbo, em que suas concentrações foram elevadas nos 2 meses de monitoramento, com valores diferenciados associados, possivelmente, a heterogeneidade dos resíduos. Essa redução na concentração dos metais já era esperada.

Segundo Alcântara (2007), esse comportamento, entre outros fatores, está associado às fases do processo de degradação. Durante a fase ácida, caracterizada por baixos valores de pH em virtude da elevada produção de ácidos orgânicos, ocorre uma maior solubilização de metais. Com a evolução do processo e o estabelecimento das fases seguintes, nas quais se verifica a elevação do pH, ocorre, certamente, uma diminuição na solubilização desses elementos. Além disso, como se trata de um experimento com substrato finito, ou seja, sem adição de resíduos novos, é natural que as concentrações diminuam com o tempo, uma vez que há perda de material com a drenagem dos líquidos lixiviados.

A NBR 10.004/04 estabelece concentrações máximas permitidas, a fim de que os resíduos possam ser enquadrados em diferentes classes. Segundo essa norma, os níveis máximos de cobre e níquel encontrados em análises de lixiviação são respectivamente 40mg/kg e 0,4mg/kg. Percebe-se que o nível de níquel encontra-se acima do estabelecido pela norma, fato que permite o enquadramento dos RSU na classe de resíduos perigosos. Para o cobalto, a NBR 10.004/04 não estabelece limites máximos permitidos e para o chumbo os valores máximos permitidos são de 20mg/kg.

O Cobre é um elemento essencial para toda a biota, sendo necessário para o crescimento ótimo de plantas e animais. O cobre é requerido em pequenas quantidades para o crescimento normal da planta, 5 a 20mg/kg. Menos que 4mg/kg é um percentual considerado deficiente e mais de 20 mg/kg, tóxico. Dependendo da espécie de planta, do órgão da planta, do estágio de seu desenvolvimento e do suprimento de nitrogênio, essas faixas podem ser maiores. (WHO, 1998).

O níquel é um elemento natural abundante na crosta terrestre. Nos resíduos ele está presente principalmente em pilhas, baterias, sendo encontrados ainda em aramados, fundição e niquelagem de metais. É considerado um metal nocivo às plantas, sendo que sua toxidez varia de vegetal para vegetal. Pesquisas mostram que cerca de 0,5 a 1,0 μ g de níquel é suficiente para intoxicar várias espécies de plantas.

O pH inicial dos resíduos pode ter contribuído para que concentração do níquel fosse superior ao estabelecido pela NBR 10.004/04 (0,4mg/kg). Isso porque, muitos compostos de níquel são relativamente solúveis com valores de pH abaixo de 6,5 (MERIAN, 1991). Esse valor elevado em relação ao estabelecido pela norma faz com que os resíduos apresentem potencial perigoso de elevada toxicidade, comprometendo o meio ambiente no qual estão inserido, bem como as pessoas que ficam em contato direto com os resíduos, podendo ser cancerígeno e apresentar possibilidade de causar, no ser humano, problemas no sistema respiratório e no coração.

O cobalto é um micronutriente necessário a plantas e animais. Sua toxicidade é considerada relativamente baixa, talvez por isso não existam limites máximos estabelecidos pela NBR 10.004/04. Contudo, doses excessivas desse elemento podem causar problemas de saúde e levar à morte. Para os testes de lixiviação, não foram encontrados teores de cobalto na análise inicial, no entanto, para os testes de solubilização seu teor foi de 0,56mg/kg. Após 30 dias de monitoramento foram encontradas concentrações variando entre 2,2 e 2,6mg/kg.

Além do cobre e do níquel, o chumbo também é considerado um elemento tóxico não essencial que se acumula no organismo. Segundo Kabata-Pendias & Pendias (2000) a contaminação do solo com chumbo pode resultar numa série de problemas ambientais, incluindo perda de vegetação, contaminação de águas superficiais e de aquíferos, além de toxidez direta para microrganismos, animais e humanos. No solo, o chumbo, pelas suas características e para os valores do pH mais comuns é considerado bastante insolúvel e imóvel. Estudos mais detalhados a cerca da toxicidade do chumbo e sua influencia na fitotoxicidade serão descritos adiante no item 5.6.1.

Em se tratando dos testes de solubilização realizados com os metais: chumbo, cobalto, cobre e níquel, a Tabela 3 apresenta as concentrações desses metais encontradas após solubilização e os Limites Máximos Permissíveis, conforme Brito (2007).

Tabela 3: Concentrações de metais para os testes de solubilização e os LMP

	RSU solubilizado (mg/kg)	LMP - Solubilização (mg/kg)
Chumbo	5,24	0,04
Cobalto	0,56	-
Cobre	0,96	8,0
Níquel	1,88	0,08

Para o cobalto, assim como para lixiviação NBR 10.004/04 não apresenta limites máximos estabelecidos para resíduos solubilizados, sendo encontrada uma concentração de 0,56mg/kg. O nível de cobre apresenta-se dentro do limite máximo estabelecido, que é de 8,0mg/kg, já o chumbo e o níquel encontram-se acima dos limites máximos permissíveis, com teores de 5,24 e 1,88 mg/kg, respectivamente.

Elevados índices de solubilização são considerados normais na fase inicial de decomposição de resíduos, quando o pH ainda é ácido, pois segundo Monteiro (2003) durante essa fase, metais presentes nos resíduos tendem a se solubilizar quando são liberados da fração sólida aumentando, assim, a sua concentração e conferindo mais perigo ao meio, em função da lixiviação dos microrganismos e da acidez. Somente com o aumento do pH na fase metanogênica a concentração de metais tende a diminuir devido à precipitação que ocorre devido ao tamponamento do meio e a formação de hidróxidos, que torna os metais menos solúveis e menos perigosos.

A grande preocupação relacionada à solubilidade dos resíduos reside no fato de que, mesmo anos depois ao seu descarte, eles continuam se degradando e contaminando as fontes externas. A fração solúvel dos resíduos contaminados em água resulta da partição do metal entre as fases sólida e líquida do solo, e sua importância resulta dela representar a quantidade prontamente biodisponível no ambiente, bem como de ser passível de movimentação em profundidade no perfil do solo (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992), sendo arrastada através da lixiviação contaminando solos e lençol freático.

5.5 Parâmetros Microbiológicos

5.5.1 Microrganismos Aeróbios e Anaeróbios

A Figura 44 apresenta o comportamento dos microrganismos aeróbios ao longo do seu monitoramento.

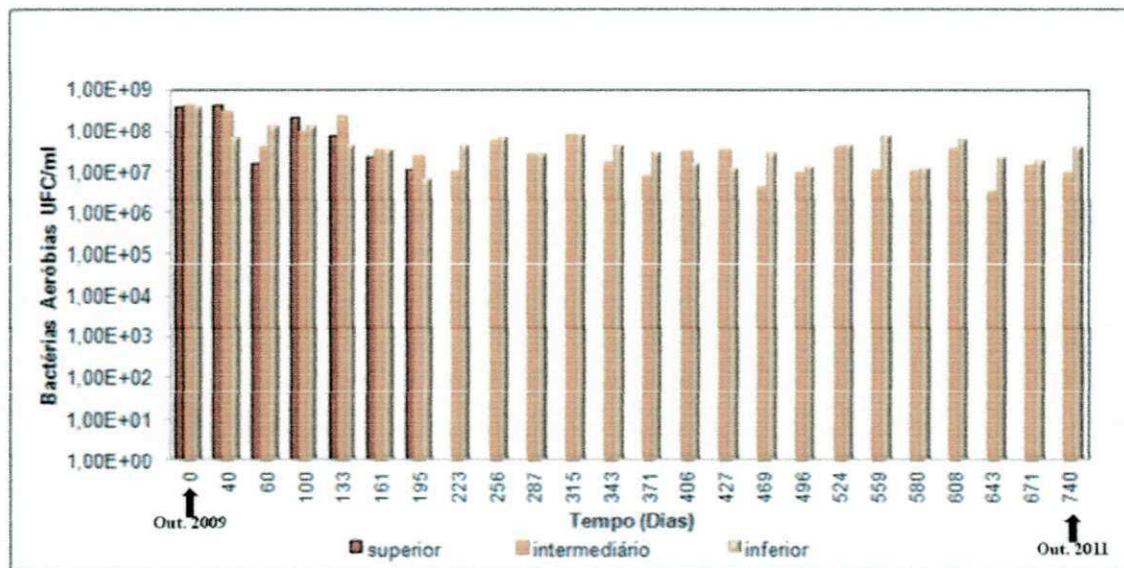


Figura 44: Monitoramento das bactérias aeróbias totais

De acordo com a Figura 44, pode-se concluir que houve uma tendência a redução no número das bactérias aeróbias totais, ao longo do tempo de monitoramento. Numa primeira análise foi verificado que ocorreu uma redução destas bactérias, ainda que discreta, com o passar do tempo (de 10^8 para 10^7) nas diferentes camadas, fato já esperado devido à cobertura e compactação dos resíduos que promove a redução do oxigênio e também a diminuição da quantidade de matéria orgânica, decorrente do processo de biodegradação.

Essa redução na matéria orgânica ocorre, pois segundo Melo (2011), dentro de uma célula experimental existem compostos que podem vir a servir como fonte nutricional, inclusive outros microrganismos, já que são fontes de carbono e nitrogênio. Além do mais, ocorre a lixiviação que pode fazer com que nutrientes, matéria orgânica, oxigênio dissolvido e outros compostos passem a ser consumidos.

Após 40 dias de monitoramento já se pode observar uma redução na contagem das bactérias. Isso porque para se desenvolverem as bactérias aeróbias necessitam de

oxigênio e fontes nutricionais. Assim, uma diminuição em alguns destes fatores também promove a diminuição destas bactérias.

Quantidades semelhantes dessas bactérias são observadas em todas as profundidades da célula, não havendo diferenciação significativa em sua contagem. Resultados semelhantes foram obtidos por Leite (2008); Garcez (2009) e Araujo (2011) que relataram que as camadas inferiores de resíduos em alguns casos podem apresentaram um número de bactérias aeróbias consideráveis mesmo que, nestas camadas haja menor quantidade de oxigênio dissolvido.

Melo (2003) descreve alguns fatores que podem contribuir para entrada de ar na célula e conseqüente presença dessas bactérias, são eles: Drenagem: no início da deposição dos resíduos existe um aprisionamento do ar que fica retido no interior dos resíduos. Isso se verifica devido à deficiência no sistema de drenagem que não possibilita a passagem do ar para o ambiente externo; Efeito da má compactação: quando os resíduos são mal compactado, existe uma probabilidade maior de haver oxigênio retido nos vazios dos resíduos; e Entrada de ar pela camada de cobertura por caminhos preferenciais no interior da massa de lixo. Além destes, a água da chuva que traz consigo oxigênio dissolvido na água e pontos de coletas das amostras de resíduos também podem contribuir para presença de oxigênio na célula.

Os microrganismos aeróbios sofrem menos influência do meio, quando comparados aos microrganismos anaeróbios, uma vez que eles são menos sensíveis a mudanças ambientais, fato que permite pequenas variações na contagem de suas colônias ao longo do tempo.

Em relação aos microrganismos anaeróbios, sabe-se que estes são os principais responsáveis pela degradação dos resíduos. A Figura 45, apresenta o número mais provável (NMP) de bactérias anaeróbias por 100ml presentes na célula experimental.

Observa-se que o NMP de bactérias é muito pequeno no momento inicial de enchimento da célula experimental, cerca de 10^3 , havendo um aumento significativo desse número logo nos primeiros 40 dias de monitoramento. A presença abundante de oxigênio no momento inicial do enchimento ($t=0$) faz com que a quantidade de microrganismos anaeróbios seja reduzida (10^3), ao passo que a de aeróbios seja elevada (10^8).

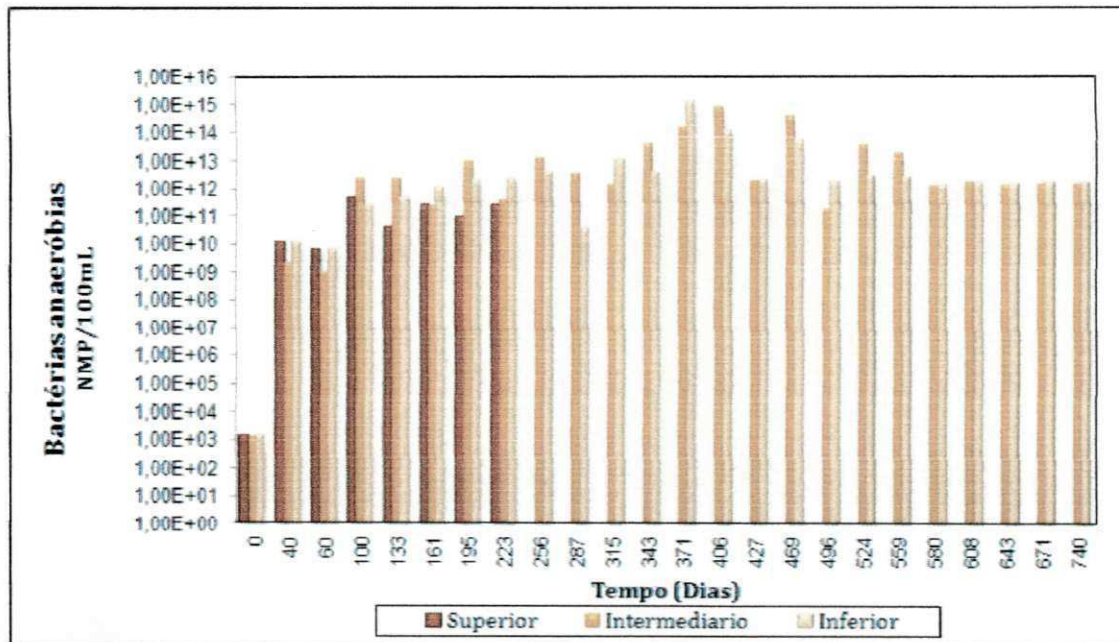


Figura 45: Monitoramento das bactérias anaeróbias totais

A elevação do número de anaeróbios ocorre de maneira rápida, chegando a valores de 10^{15} , nos 406 dias de monitoramento. Contudo, existe uma redução desses microrganismos após esse período. Essa diminuição pode ter ocorrido devido a diminuição no teor de matéria orgânica, uma vez que as bactérias necessitam de fontes nutricionais para se desenvolverem. Outro fator que pode contribuir para variações pontuais na contagem das bactérias é o grande número de materiais diferentes presentes nos resíduos que possuem composição bastante variável.

De maneira geral, observou-se que ao longo do tempo e da profundidade houve um aumento no número das bactérias anaeróbias totais no meio, devido à diminuição de oxigênio disponível, com uma consequente redução ou tendência à estabilização da população de aeróbios (Figuras 44 e 45).

É sabido que os microrganismos são responsáveis pelo processo de degradação dentro da célula experimental. Porém, para que isso aconteça, eles necessitam de fontes nutricionais e condições ambientais consideradas ótimas, para parâmetros como: pH, temperatura e umidade, a fim de que sua atividade ocorra de maneira satisfatória. A predominância de algum desses parâmetros fora da faixa ótima pode modificar o equilíbrio do meio e atuar como um agente tóxico, alterando o desenvolvimento dos microrganismos e interferindo no processo de biodegradação.

Além disso, a presença de elementos inibidores na célula também pode ser considerada um agente tóxico, uma vez que eles podem influenciar negativamente na

degradação biológica dos resíduos, modificando as funções vitais dos microrganismos. De acordo com Alcântara (2007) a presença de um agente inibidor pode num determinado momento, reduzir, ao mínimo, o crescimento de determinada espécie ou grupo de microrganismos alterando seu desenvolvimento.

Entretanto, esses organismos têm a capacidade de desenvolver novamente. Uma vez restabelecidas as condições para seu crescimento, os microrganismos podem atingir rapidamente o estágio de crescimento anterior. Por outro lado, várias espécies têm a capacidade de formar esporos que podem sobreviver por muito tempo, em condições adversas e, portanto, podem ser medidas elevadas concentrações, quando era de se esperar uma redução significativa da microbiota.

Assim, embora o ambiente possua agentes inibidores tóxicos que podem alterar o desenvolvimento microbiano, a sua capacidade que os microrganismos tem de formar esporos promove a retenção desses agentes antes deles entrarem em contato com o seu material celular, onde se tornariam tóxicos as estruturas celulares (MONTEIRO, 2003).

Importante destacar, que os microrganismos anaeróbios são mais susceptíveis a influência do meio do que os microrganismos aeróbios, uma vez que estes são mais sensíveis a mudanças ambientais, fato que pode ser constatado na Figura 44, onde se percebe maiores flutuações nos resultados. Contudo, embora haja uma sensibilidade maior dos microrganismos anaeróbios a ação de agentes tóxicos, neste trabalho não foi observada influência significativa das substâncias inibidoras no desenvolvimento nos microrganismos, uma vez que o processo de decomposição da matéria orgânica ocorreu de maneira satisfatória como se pode observar na Figura 38, onde reduções significativas no teor de matéria orgânica ao longo do tempo são expressos por meio das análises de sólidos voláteis.

5.6 Toxicidade

5.6.1 Fitotoxicidade

As Figuras 46 e 47 apresentam, respectivamente, os resultados dos testes de fitotoxicidade através da GRS e do CRR, feitos com as sementes de tomate e repolho, em diluições 10^{-5} , nos diferentes níveis de profundidade da célula experimental ao longo

do tempo. Os resultados do testes de fitotoxicidade expressam a porcentagem dos índices de germinação e crescimento das sementes em relação ao controle (amostra com água destilada).

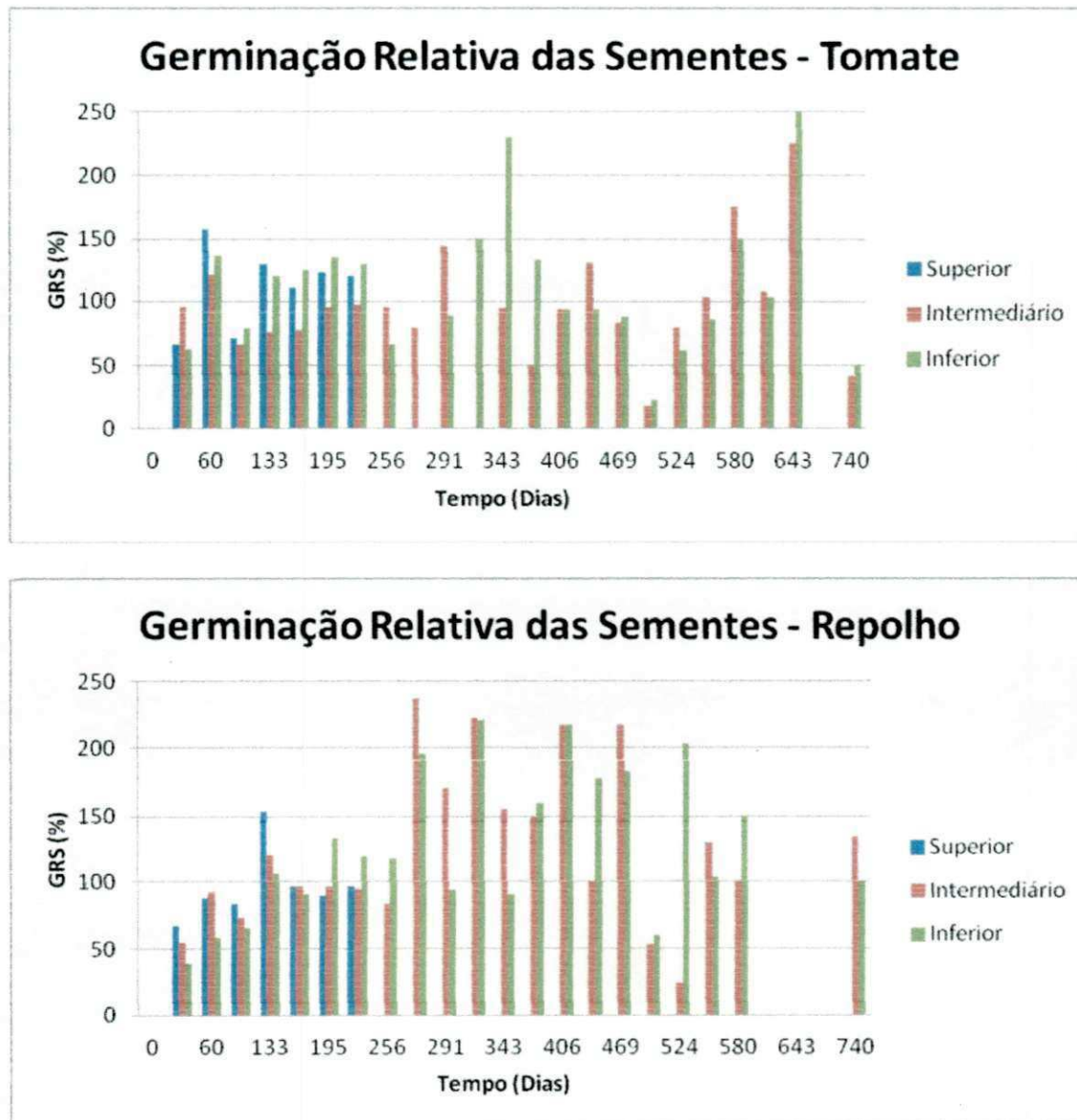


Figura 46: GRS (%) para as sementes de Tomate e Repolho

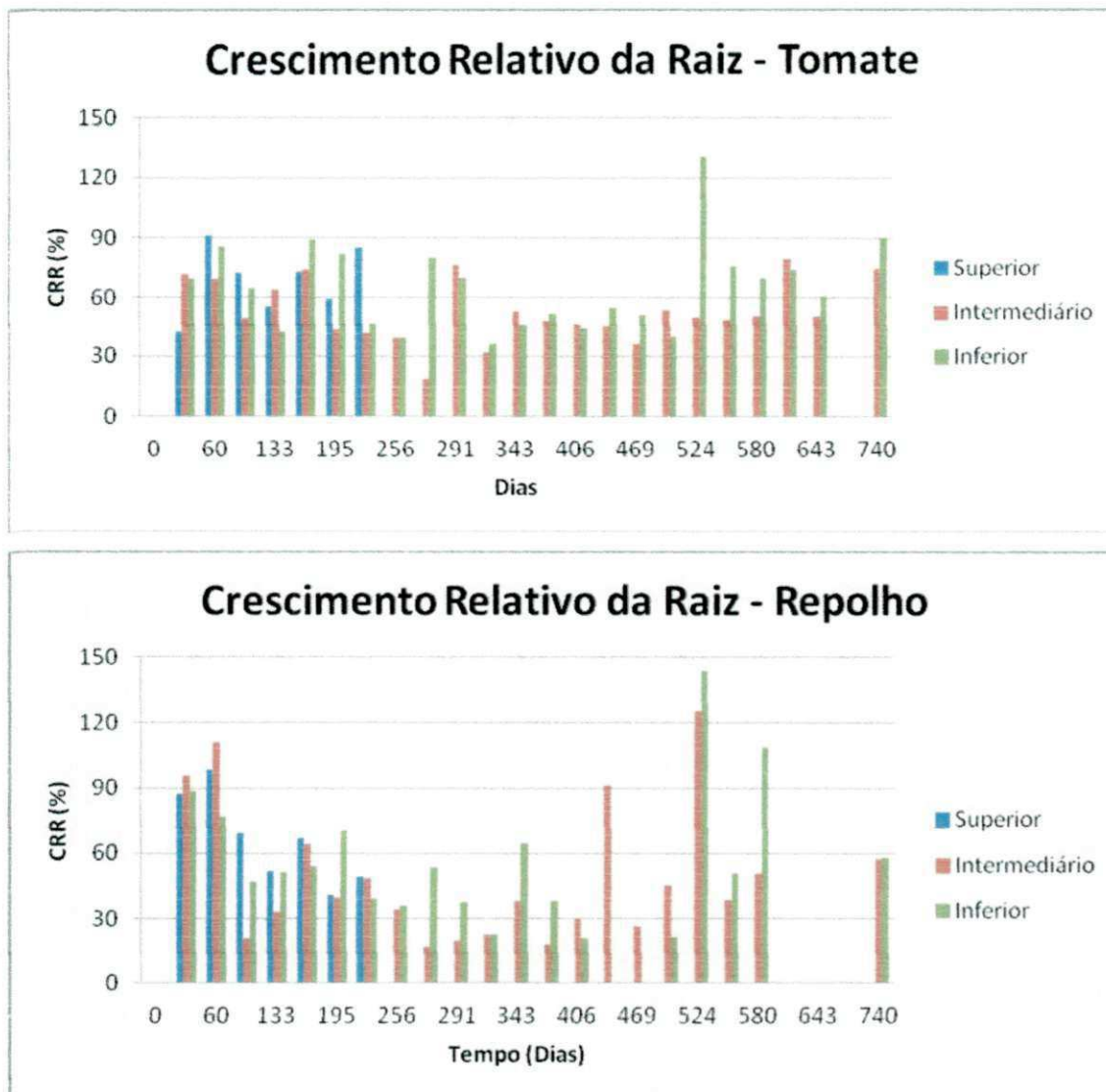


Figura 47: CRR (%) para as sementes de Tomate e Repolho

Analisando as Figuras 46 e 47 relacionadas à GRS e ao CRR para ambas as sementes, pode-se observar que, de maneira geral, os índices de GRS (Figura 46) são maiores que os de CRR (Figura 47), com germinações que chegam a 250%. Para os índices de CRR o percentual máximo de crescimento foi de 140%. Importante salientar que o crescimento e a germinação das sementes são considerados relativos, pois seus cálculos são efetuados em relação aos dados obtidos no controle (prova em branco).

Índices maiores de germinação ocorrem porque esse processo é menos sensível aos fitotóxicos presentes no meio. Por apresentarem reservas próprias de alimentos em sua constituição, as sementes tendem a utilizar essas reservas para nutrir-se, e só na ausência destas é que buscam nutrientes de fontes externas. Em seus trabalhos Melo (2003) e Garcez (2009) também encontraram índices de germinação maiores que o de crescimento.

Por se tratar de uma etapa anterior ao crescimento, a fase de germinação é pouco influenciada pelo meio externo, visto que a energia necessária para que esse processo ocorra é promovida pelas próprias reservas que as sementes possuem. Além disso, a germinação trata-se de um fenômeno físico dependendo apenas da água para ocorrer. Segundo Melo (2003), a partir da absorção de água a semente reidrata seus tecidos, intensificando sua respiração e outras atividades metabólicas que fornecem energia e nutrientes suficientes para sua germinação.

Avaliando o CRR (Figura 47) pode-se observar que, de maneira geral, as sementes de tomate apresentaram comportamento menos variável em relação ao seu crescimento ao longo do tempo e maiores índices de crescimento que as sementes de repolho. Pode-se dizer que seus índices maiores das sementes de tomate se dão devido as maiores reservas de alimentos que esta espécie possui. Fato que faz com estas sementes demande mais tempo para se nutrir dos compostos presentes no lisímetro, uma vez que esta espécie possui maior quantidade de material nutritivo em suas sementes, quando comparada as sementes de repolho (GARCEZ, 2009).

As sementes de repolho apresentaram um crescimento mais discreto em relação às de tomates, devido a estas apresentarem pequenas reservas de alimentos e assim necessitarem, mais rapidamente, de fontes externas de nutrientes para seu crescimento. As sementes de repolho são bastante sensíveis a alterações no meio. Segundo Bewley & Black (1985) a redução na disponibilidade de água para as sementes de repolho, promove uma redução na porcentagem de germinação. Todavia, o excesso de água pode dificultar a respiração, causando retardo ou paralisação no processo de germinação.

Analisando a Figura 47, inicialmente pôde-se observar um maior crescimento nos índices de CRR, nos primeiros meses de monitoramento. Esses índices maiores, em ambas as sementes, podem estar relacionados à maior quantidade de matéria orgânica no meio, que ainda apresenta-se em fase de intensa degradação, fato que diminui o efeito dos compostos tóxicos presentes na célula experimental, por estes estarem ainda, agregados à matéria orgânica. Com o passar do tempo, essa matéria orgânica, pelo fato de ser consumida, diminui, fazendo com que aumente a quantidade de matérias recalcitrantes, estes que podem afetar as condições do meio por serem de difícil degradação, gerando subprodutos com potenciais tóxicos e assim diminuindo os índices de crescimento das sementes. Por serem mais sensíveis, as sementes de repolho apresentam variações em seus índices de crescimento, diferentemente das sementes de

tomates que, ao longo do tempo, mantém seus índices constantes, com esporádicos picos que podem estar associados à grande heterogeneidade dos resíduos sólidos.

Observa-se nas Figuras 46 e 47 que no monitoramento dos dias 608, 643 e 671 não houve germinação nem crescimento para as sementes de repolho e no dia 671 esse fato não ocorreu para as sementes de tomate. A ausência de crescimento e germinação dessas sementes pode estar associada à elevada carga tóxica presente na célula experimental. Segundo Melo *et al.* (2006) o desenvolvimento da raiz das sementes está diretamente associado aos constituintes presentes no meio biodegradado, portanto, se houver cargas tóxicas em grandes quantidades que afetem o desenvolvimento da semente, este desenvolvimento não ocorrerá de maneira satisfatória.

Observa-se que essa ausência no crescimento e germinação foi mais intensa para as sementes repolho, visto que o seu desenvolvimento é mais sensível a um ambiente tóxico. Essa toxicidade pode estar associada à própria coleta dos resíduos que não permite a sua homogeneização, podendo trazer consigo materiais pontuais de elevada toxicidade ou ainda a presença da amônia que nessa fase de monitoramento apresenta-se na sua forma tóxica, devido ao elevado pH. Estudos mais detalhados a cerca do comportamento da amônia em relação à fitotoxicidade serão realizados mais adiante.

Avaliando a influência dos parâmetros estudados nesta pesquisa sobre os testes de fitotoxicidade, pode se observar-se que pH, metais e amônia são parâmetros que contribuem significativamente para fitotoxicidade dos resíduos presentes na célula experimental.

O pH é um fator que pode causar fitotoxicidade nos resíduos. Como se pode observar nas Figuras 46 e 47, respectivamente, não houve crescimento nem germinação dos resíduos na fase inicial. Nessa fase, os resíduos da cidade de Campina Grande apresentam um processo inicial de decomposição com pH 5,5 (Figura 37). Esse baixo pH ocorre devido à fermentação inicial dos resíduos que acontece durante o tempo decorrido de sua disposição nas lixeiras, a coleta e o transporte até a disposição final. Farias, (2011) realizou estudos nesta célula experimental e encontrou valores elevados de ácidos voláteis nos primeiros 40 dias de monitoramento, com concentrações próximas a 1900mg/l.

Segundo Kiehl, (1998), o processo inicial de decomposição dos resíduos, apresenta-se como a fase fitotóxica, uma vez que, no início da decomposição biológica da matéria orgânica, geralmente se desenvolvem traços de diversos ácidos minerais e,

em maior quantidade, os orgânicos, principalmente o ácido acético e toxinas danosas às plantas, 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 fórmicos, propiônico, butírico, capríco e cáprico, também podem ocorrer para a fitotoxicidade nessa fase inicial (ATAÍDE, 2005).

A presença destes ácidos, promove, na fase inicial de degradação, uma acidificação no pH, devido à fermentação inicial dos RSU, fato confirmado de estudos de Janel *et al.* (1999). Porém, essa fase ocorre rapidamente, visto que as bactérias produtoras de ácidos têm um crescimento ótimo apenas na faixa de pH entre os 5,0 e os 6,0, fazendo assim, com a fase fitotóxica seja também bastante rápida.

Relacionando-se os teores de metais com os testes de fitotoxicidade observa-se que alguns metais como: alumínio, manganês, cálcio, níquel, cobre, cobalto e chumbo podem estar contribuindo para a inibição do crescimento e germinação das sementes.

O alumínio é um nutriente indispensável para o crescimento das plantas, porém em concentrações elevadas pode causar efeito fitotóxico sobre o crescimento das plantas, uma vez que ele promove a acidez do solo. Sua solubilidade e sua toxidez para as plantas dependem, segundo Foy (1974), de fatores como pH do solo, conteúdo de matéria orgânica, características mineralógicas da fração argila e concentração de outros cátions na solução do solo.

A presença do alumínio, aliado a acidez do pH na fase inicial do monitoramento da célula experimental, pode ter contribuído para inibição da germinação e do crescimento nessa fase, uma vez que ao promover certa acidez no meio a presença desse elemento inibe a germinação e conseqüente crescimento das plantas.

Segundo Salvador *et al.* (2000), a baixa resposta do crescimento de plantas pode ser atribuída, em parte, ao excesso de alumínio que, em solo com elevada acidez, pode tornar-se tóxico, causando graves anomalias ao sistema radicular, modificando os padrões de absorção e o metabolismo de nutrientes. Embora o limite de toxidez possa variar de uma espécie para outra, bem como com as propriedades do local onde ele está inserido, esses autores considera prejudicial para as plantas teores de alumínio acima de 45mg/kg.

Embora a média das concentrações de alumínio nas camadas superior, intermediária e inferior sejam inferiores a 45mg/kg, valores acima destes foram encontrados na célula experimental expressando o potencial tóxico do alumínio (Figura

39). No entanto, estudos mais aprofundados devem ser realizados a fim de conhecer o efeito tóxico desse elemento sobre sementes de tomate e repolho.

Relacionado ainda, os dados de alumínio com os testes de fitotoxicidade vê-se que após os 40 dias de enchimento da célula experimental o seu pH tende a crescer, embora apresente-se ainda na fase ácida, diminuindo o efeito fitotóxico do alumínio sobre as sementes. Uma possibilidade para redução desse efeito do alumínio sobre as sementes é a elevada presença de cálcio no meio (Figura 43) que tende a neutralizar o efeito do alumínio. Fato que já foi demonstrado anteriormente por estudos de Helyar (1978); Kamprath (1978) e Pavan (1982).

Assim como o alumínio, o manganês pode também apresentar propriedades tóxicas em condições de acidez, promovendo fitotoxicidade ao meio e interferindo na produtividade das culturas desenvolvidas. Sua redução ao longo do tempo, assim como a do alumínio pode ter ocorrido devido à elevada presença de cálcio na célula experimental, uma vez que esse elemento tem a capacidade de neutralizar seu efeito.

Segundo Pavan & Bingham (1981) a toxidez do manganês é um dos principais fatores que prejudicam o crescimento das plantas, ocorrendo comumente em conjunto com aquela causada pelo alumínio em condições ácidas, bem como, o excesso deste micronutriente geralmente afeta mais severamente a parte aérea do que as raízes e aparentemente, as plantas absorvem e transportam esse nutriente em excessivas quantidades, o que resulta acúmulo nas folhas, produzindo-se sintomas bem definidos.

Em relação à presença de cálcio na célula experimental e seu efeito sobre a fitotoxicidade sabe-se que esse elemento promove a redução da acidez, melhora o crescimento das raízes e aumento da atividade microbiana, uma vez que reduzindo a acidez, diminui a toxidez do alumínio, cobre e manganês, fato que diminui o efeito fitotóxico desses elementos sobre a germinação e o crescimento das sementes. Plantas que apresentam altos teores de cálcio resistem melhor à toxidez destes elementos.

Para entendimento das relações dos metais pesados cobre, níquel, cobalto e chumbo e seus efeitos sobre a fitotoxicidade, foram feitos estudos dessa relação apenas na fase inicial de monitoramento dos resíduos, uma vez que não foram encontradas concentrações significativas nas fases posteriores.

Em relação ao cobre não se pode afirmar que houve interferência direta da presença desse elemento no crescimento e na germinação das sementes. A quantidade de cobre encontrada na concentração inicial (2,2 mg/kg) foi inferior a concentração considerada ótima para crescimento das plantas, havendo um déficit da concentração

desse elemento nos resíduos. A quantidade limitada de cobre no meio pode ter contribuído também para o fato de não haver crescimento nem germinação das sementes no dado inicial dos resíduos. Porém não se pode afirmar que esse elemento tenha sido um dos responsáveis por essa causa, isso porque a mobilização apreciável do cobre ocorre somente com a lixiviação em pH próximo a 3, diferente do pH encontrado nos resíduos que foi 5,5, fato que pode inclusive ter contribuído para baixa detecção desse elemento.

Em se tratando do níquel, observa-se que a sua concentração no dado inicial de coleta pode ter contribuído também para fitotoxicidade dos resíduos nesse ponto, uma vez que esse elemento é solúvel em pH 5,5, contribuindo para aumentar seu efeito tóxico. Contudo, ao longo do tempo a toxicidade desse elemento diminui, devido a elevação do pH que permite que sua solubilidade seja diminuída.

Para o cobalto não foram observadas relações significativas que caracterizasse esse elemento como fitotóxico as sementes. Segundo Kabata-Pendias & Pendias (1985), concentrações totais consideradas excessivas do ponto de vista de fitotoxidez, para o cobalto ocorre apenas para teores variando entre 25 e 50 mg/kg, valor bastante elevado em relação ao encontrado na célula experimental que foi de no máximo 2,6mg/kg.

Em relação ao chumbo, estudos mostram que o seu excesso pode causar diferentes sintomas de toxicidade em plantas, como por exemplo, folha verde escura, murchamento das folhas velhas, folhagem deprimida, raízes curtas redução de crescimento (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1992). Contudo, em se tratando das sementes de repolho elas possuem elevada tolerância ao acúmulo desse elemento (ALLOY, 1995), tornando-se resistentes ao efeito tóxico.

Não foi observado efeito fitotóxico do chumbo em relação ao crescimento e germinação das sementes de tomate e repolho. Embora ele seja facilmente absorvido e acumulado em diferentes partes das plantas, os teores encontrados nos resíduos foram bastante inferiores aqueles que causam fitotoxidez, que são de 100 a 400 mg/kg (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1985).

Além dos metais, o nitrogênio amoniacal presente na célula experimental também pode contribuir para fitotoxicidade. Os resultados obtidos para comportamento do nitrogênio amoniacal (Figura 39) corroboram com os dados de fitotoxicidade

(Figuras 46 e 47) onde se observam elevados índices de crescimento, nos primeiros dias de monitoramento.

Na fase inicial de monitoramento, a amônia não exerceu efeito tóxico sobre o meio, não interferindo assim, nos processos de germinação e crescimento das sementes. Isso porque, nessa fase o pH da célula apresenta-se próximo da neutralidade, prevalecendo no meio a amônia na forma ionizada. Segundo Sawyer *et al.* (1994), a concentração total de nitrogênio amoniacal corresponde à soma das espécies NH_3 e NH_4^+ , sendo que, em pH neutro, mais de 99% da amônia apresenta-se na forma iônica (não-tóxica), juntamente com outros compostos nitrogenados, tais como nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-), que são as formas oxidadas predominantes em meio aquoso.

Contudo, após os 100 dias de monitoramento, embora a concentração de amônia tenda a decrescer, devido ao processo natural de degradação, ocorre uma elevação do pH, fazendo com que haja uma conversão da amônia não ionizada para a sua forma ionizada. Essa conversão promove o aumento da toxicidade no meio, e embora a concentração da amônia seja reduzida ao longo do tempo, seu efeito tóxico aumenta. Estudos realizados por Mead (1985) mostram que a forma não iônica da amônia é 300-400 vezes mais tóxica do que a sua forma iônica.

Analisando as Figuras (46 e 47) observa-se uma redução nos índices de crescimento das sementes, principalmente para as sementes de repolhos são mais sensíveis a um ambiente tóxico. Essa redução pode estar associada ao efeito da amônia que em excesso é tóxico podendo comprometer o desenvolvimento das plantas (SOUZA & CARVALHO, 2000).

Embora exista uma associação entre o desenvolvimento das sementes e os parâmetros analisados, Rodrigues (2005) comenta 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 serve como um indicador do nível de contaminação e bioestabilização dos resíduos dentro da célula experimental.

5.7 Resultados Estatísticos

5.7.1 Estatística Descritiva

Para análise estatística dos dados, escolheu-se os parâmetros amônia, pH, metais (alumínio, cálcio, ferro e manganês) e fitotoxicidade das sementes de tomate e repolho por estarem diretamente relacionadas a toxicidade dentro da célula experimental. Importante ressaltar que o estudo estatístico foi feito a partir da média dos valores obtido nas diferentes camadas.

A Tabela 4 apresenta a análise descritiva dos dados, para estudo da média, desvio padrão, coeficiente de variação e valores máximos e mínimos. A análise geral de distribuição de dados mostra através do desvio padrão, que os parâmetros apresentam uma elevada variabilidade, fato que pode estar associado à utilização do valor médio das camadas superior, intermediário e inferior, para este estudo.

Em se tratando do coeficiente de variação, os resultados apresentaram valores altos (acima 30%) com elevada dispersão, com exceção do pH em que esse valor foi de 9% apresentando uma dispersão baixa. Conforme Paiva (2009) um coeficiente menor ou igual a 15% tem baixa dispersão. Se o coeficiente de variação for entre 15 e 30% haverá uma média dispersão e, se maior que 30% uma alta dispersão.

Tabela 4: Análise descritiva dos dados

	Média	Desvio padrão	Coeficiente de Variação	Mínimo	Máximo
Alumínio (mg/kg)	25,35	13,63	0,54	6,6	55,2
Manganês (mg/kg)	7,55	7,07	0,94	1,1	30
Cálcio (mg/kg)	5307,31	1610,49	0,30	3000	7390
Ferro (mg/kg)	53,83	22,91	0,42	23,4	95,53
Amônia (mg/l)	73,68	70,12	0,95	6,44	201,3
pH	7,71	0,74	0,09	5,34	8,35
GRS Tomate	92,24	53,24	0,58	0	241,55
GRS repolho	105,67	67,01	0,63	0	221,1
CRR Tomate (cm)	53,82	22,02	0,41	0	90,28
CRR Repolho (cm)	43,33	32,86	0,76	0	134,42

5.7.2 Teste de Normalidade

Para realização do teste de normalidade foi utilizado o teste de Kolmogorof-Smirnov. Neste teste, o valor atribuído para o nível de significância α foi de 0,05, adotando-se a hipótese nula e indicando a normalidade dos dados.

O Quadro 8 mostra a distribuição dos dados. Pode-se perceber que a maioria das variáveis tende a uma distribuição normal, uma vez que os valores obtidos para o p-valor sempre foi maior que 0,05, resultando assim na aceitação da hipótese nula com 95% de certeza.

No entanto percebe-se que algumas variáveis não apresentaram distribuição normal, com nível de significância inferior a 0,05. Isso acontece, pois, normalmente o teste de normalidade é aplicado para um grande número de observações. De acordo com Rodrigues (2008) para que um teste de normalidade apresente distribuição normal, na prática a amostra deve ter o valor $n > 100$, ou seja mais de 100 elementos amostrais.

Quadro 8: Teste de Normalidade de Kolmogorov-Smirnof

Variável	Distribuição Normal
Alumínio	Sim
Manganês	Não
Cálcio	Sim
Ferro	Sim
Amônia	Não
pH	Sim
GRS Tomate	Sim
GRS Repolho	Sim
CRR Tomate	Não
CRR Repolho	Sim

Embora alguns parâmetros não apresentem distribuição normal, é importante salientar que em uma análise multivariada a não observância da distribuição normal em alguns parâmetros não anula a percepção geral da normalidade de todos os elementos. No caso em estudo a não observância da normalidade pode ser atribuída ao pequeno

número de observações, que foi menor que 30. Moraes *et al.* (2006) afirma que a existência de “não normalidade”, em distribuição de dados, é bastante comum, principalmente quando o número de observações não é muito grande.

5.7.3 Matriz de correlação e Análise em Componentes Principais

Para realização do estudo da matriz de correlação e da ACP foram considerados como componentes os parâmetros: pH, amônia, metais (Alumínio (Al), Manganês (Mn), Ferro (Fe) e Cálcio (Ca)) e fitotoxicidade para as sementes de Tomate (T) e Repolho (R), analisados através dos índices de germinação (GRS) e crescimento (CRR). Será apresentada a matriz de correlação desses parâmetros para as amostras de resíduos em duas diferentes etapas: do início do monitoramento até os 233 dias (Correlação I - valores médios de pH ácido) e dos 256 dias até o fim do monitoramento (Correlação II - valores médios de pH básico).

5.7.3.1 Estudos em pH ácido

A Tabela 5 apresenta a Matriz de correlação entre os parâmetros considerados tóxico até 233 dias de monitoramento. As variáveis analisadas foram dias, pH, amônia (NH₄) e metais, com a finalidade de obter correlações com os testes de fitotoxicidade feitos com semente de tomate e repolho. Para efeito da análise da fitotoxicidade, serão analisadas separadamente as correlações entre os parâmetros estudados e os índices de GRS e CRR para as sementes de tomate e para as sementes de repolho.

De maneira geral, analisando a Tabela 5 pode-se observar que existe um grande número de parâmetros que se correlacionam entre si, com correlações que chegam à ordem de +/- 0,94. Observa-se que o tempo é um fator importante que se relaciona com diversos parâmetros. Com o aumento do número de dias de monitoramento da célula experimental, ocorre uma redução nas concentrações de Mn, Fe e amônia e um aumento do pH e da GRSR.

Não foram observadas correlações significativas do Al com os demais parâmetros. O Mn apresentou correlação com o pH, a GRS do tomate e do repolho e o CRR da tomate. Essas correlações indicam que uma redução nos teores de manganês leva a um aumento nos índices destes parâmetros. Os teores de Fe também tendem a

diminuir com o aumento do pH e essa redução proporciona maiores índices de GRSR. Estudos mais detalhados, a cerca da ocorrência dessas correlações serão descritos adiante, onde será realizado separadamente o estudo das correlações encontradas com os testes de fitotoxicidade feitos com semente de repolho e tomate.

Tabela 5: Matriz de Correlação para variáveis tóxicas nos primeiros 223 dias de monitoramento - pH ácido

Variáveis	Dias	Al	Mn	Ca	Fe	Amônia	pH	GRST	GRSR	CRRT	CRRR
Dias	1,00										
Al	-0,22	1,00									
Mn	-0,77	-0,04	1,00								
Ca	-0,30	-0,26	-0,20	1,00							
Fe	-0,77	-0,11	0,69	0,38	1,00						
Amônia	-0,87	0,33	0,54	0,24	0,38	1,00					
pH	0,90	0,09	-0,82	-0,35	-0,90	-0,61	1,00				
GRST	0,64	0,13	-0,80	0,15	-0,54	-0,48	0,76	1,00			
GRSR	0,85	0,23	-0,92	-0,15	-0,76	-0,64	0,93	0,84	1,00		
CRRT	0,54	-0,14	-0,78	0,38	-0,40	-0,35	0,63	0,89	0,70	1,00	
CRRR	0,10	-0,04	-0,55	0,75	0,03	-0,07	0,18	0,73	0,38	0,84	1,00

Em relação às correlações encontradas com os testes de fitotoxicidade feitos com semente de repolho, observa-se que ocorre um aumento nos índices de germinação dessas sementes com o aumento do pH e dos dias de monitoramento e que a redução nos teores de Mn e Fe na célula experimental também contribuem para esse aumento. Essas correlações já eram esperadas, uma vez que o aumento do pH, ao longo do tempo, para valores próximos da neutralidade promove uma redução da fitotoxicidade. Ao mesmo tempo em que a diminuição nos teores de Mn e Fe também reduz a toxidez do meio, visto que a solubilidade desses elementos é maior em baixo pH.

Em pH elevado o Mn e o Fe tendem a se precipitar e diminuir seu efeito tóxico, proporcionando assim um aumento nos índices de germinação. Em relação ao CRRR houve correlação positiva com o Ca, indicando que o aumento desse elemento possibilita maiores índices de crescimento, isso porque o Ca serve como nutriente para

as plantas, uma vez que ele promove a redução da acidez do meio e melhora o crescimento das raízes.

Em se tratando das correlações encontradas com os testes de fitotoxicidade realizados com semente de tomate, observa-se que não houve correlações significativas com a maioria dos parâmetros, apenas com o pH e o Mn. Essa baixa correlação deve estar associada ao fato que as sementes de tomate são mais resistentes a influência do ambiente externo do que as sementes de repolho, por apresentar reservas próprias de nutrientes.

Assim como aconteceu com as sementes de repolho, ocorreu um aumento nos índices de germinação e crescimento das sementes de tomate com o aumento do pH e a redução do teor de Mn no meio, provavelmente pelas mesmas razões citadas anteriormente. Observam-se também correlações positivas entre a GRS e o CRR dessa semente, à medida que a germinação aumenta o crescimento também aumenta.

Em se tratando da ACP, para este pH, a Figura 48 apresenta os parâmetros que se relacionam e são semelhantes entre si. Observa-se que a projeção de variação dos dados nos dois eixos principais, explicam aproximadamente 80% (Fator 1 + Fator 2) da variabilidade do processo, representando uma boa correlação entre os dados.

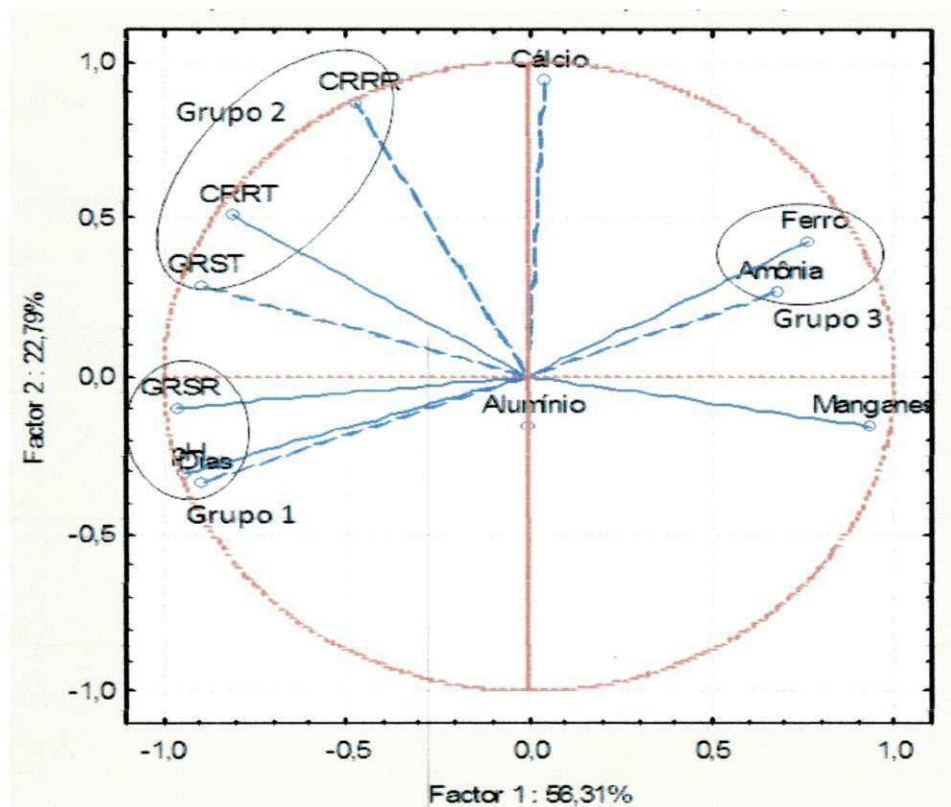


Figura 48: Análise das Componentes Principais para pH ácido

A ACP da Figura 48 mostra a formação de 3 grupos correlacionados mais intimamente. Os resultados obtidos corroboram com a matriz de correlação para este pH, mostrando a formação de elementos com dispersão semelhante. Verifica-se que no grupo 1 há uma estreita correlação entre os dias, o pH e a GRSR. Isto era esperado, pois à medida que os dias passam o pH tende a aumentar em função do processo de biodegradação na célula experimental, já os índices de germinação aumentam, uma vez que o aumento do pH reduz o efeito fitotóxico do meio sobre as sementes. O grupo 2 refere-se a correlação existente entre a GRS da tomate e aos CRR da tomate e do repolho, indicando que a atividade desses parâmetros ocorre de maneira seqüencial, à medida que a germinação acontece, o crescimento também ocorre, embora nem sempre nas mesmas proporções, podendo haver variações entre eles. O grupo 3 correlaciona o Fe a amônia (NH_4^+). Embora esses dois elementos apresentem correlação entre si, a relação entre ambos é desconhecida.

Também ocorreram correlações negativas para essa análise de ACP. O grupo 1 apresentação de maneira oposta ao grupo 3, fato que também era esperado, pois à medida que o pH vai aumentando, os teores de amônia e Fe vão diminuindo, uma vez que a concentração do nitrogênio no meio se reduz e a solubilidade do Fe diminui com o aumento do pH.

5.7.3.2 Estudos em pH básico

Em relação à matriz de correlação para os valores médios de pH tendendo a basicidade, dos 256 dias até o fim de monitoramento, de modo geral, pode-se observar na Tabela 6 que existem correlações entre os parâmetros estudados, porém estas ocorreram de forma menos expressiva do que as correlações realizadas em pH ácido (Correlação I). Importante ressaltar que diferentemente do pH ácido, a forma predominante da amônia nesse pH é a forma livre (NH_3), que é tóxica.

Não foram observadas correlações entre os metais e os demais parâmetros, a exceção do Fe que se correlacionou com a amônia e o CRRT. A inexistência de correlações fortes entre o Al, o Mn, o Ca e os outros parâmetros ocorre pelo fato de que o aumento do pH diminui a solubilidade desses elementos e conseqüentemente as suas concentrações, uma vez que estes tendem a se precipitar por causa do efeito tampão que ocorre no meio e a formação de hidróxidos, que torna os metais menos solúveis e menos tóxicos.

Observa-se que para este pH, o tempo é o fator que mais se relaciona com demais parâmetros. Com o aumento do número de dias de monitoramento da célula experimental, o pH continua aumentando, ao passo que ocorre uma redução na GRSR, no Fe e nas concentrações de amônia e uma elevação nos índices de CRRT. Também foram encontradas correlações positivas de 92% entre a amônia e o Fe.

Tabela 6: Matriz de Correlação para variáveis tóxicas a partir dos 256 dias de monitoramento - pH básico

Variáveis	Dias	Al	Mn	Ca	Fe	Amônia	pH	GRST	GRSR	CRRT	CRRR
Dias	1,00										
Al	-0,61	1,00									
Mn	-0,36	0,10	1,00								
Ca	-0,27	-0,57	0,37	1,00							
Fe	-0,75	0,58	-0,33	-0,07	1,00						
Amônia	-0,79	0,43	-0,24	0,23	0,92	1,00					
pH	0,85	-0,23	-0,47	-0,66	-0,44	-0,69	1,00				
GRST	-0,16	0,56	0,56	-0,49	-0,11	-0,36	0,17	1,00			
GRSR	-0,81	0,43	0,56	0,22	0,49	0,40	-0,55	0,52	1,00		
CRRT	0,82	-0,32	0,15	-0,35	-0,91	-0,97	0,70	0,32	-0,54	1,00	
CRRR	0,75	0,03	-0,30	-0,81	-0,46	-0,71	0,94	0,39	-0,51	0,78	1,00

Para as correlações encontradas com os testes de fitotoxicidade feitos com semente de repolho em pH básico, observa-se que ao longo dos dias de monitoramento ocorre um aumento do pH e no CRR e uma redução na concentração de amônia e nos índices de CRRR. Observa-se também que o CRRR aumenta com o aumento do pH.

O aumento do pH ao longo do tempo ocorre devido as reações de consumo dos ácidos pelas bactérias metanogênicas, que predominam durante essa fase, reduzindo assim a presença de ácidos no meio e conseqüentemente elevando o pH. A amônia tende a diminuir ao longo do tempo devido à redução na quantidade de Nitrogênio disponível no meio. Já os índices de GRSR diminuem com o passar do tempo porque as sementes de repolhos diferentemente das de tomate são bastante sensíveis ao meio. Um fator que pode ter afetado o processo germinativo dessas sementes ao longo do tempo é

a temperatura, principalmente nos três últimos meses de monitoramento, em que a temperatura caiu para valores próximos a 33°C. A maioria das sementes apresenta faixas distintas de temperatura para a germinação. Dentro dessas faixas pode ser considerada temperatura ótima aquela na qual a mais alta porcentagem de germinação é obtida dentro do menor espaço de tempo. São consideradas, ainda, as temperaturas mínimas e a máximas, respectivamente como a mais baixa e a mais alta temperatura onde a germinação ocorre (MAYER & POLJAKOFF-MAYBER, 1989).

O aumento do CRRR ocorre com o aumento do pH, pois a medida que este parâmetro se eleva ele diminui o efeito fitotóxico dos metais sobre as sementes, reduzindo a presença de compostos tóxico no meio.

Em se tratando das correlações encontradas com os testes de fitotoxicidade feitos com semente de tomate, pode-se observar que assim como ocorreu para as correlações do repolho, ao longo dos dias ocorre um aumento do pH e dos índices de CRRT e uma redução na concentração de amônia. Observa-se também que o CRRT aumenta com o aumento do pH e a redução da amônia e do Fe. Não houve correlações dos parâmetros com a germinação das sementes de tomate, isso porque essas sementes são ricas em reservas alimentares e nutrem-se de suas próprias reservas, sendo mais resistentes a compostos tóxicos presentes no meio.

Em relação à ACP, a Figura 49 mostra os parâmetros que se correlacionam entre si, em valores de pH básico. Para essas projeções a variação dos dados observada foi de 75,33%.

Analisando a Figura 49, percebe-se que ocorreu a formação de apenas um grupo formado pelo pH e CRR e que as demais variáveis apareceram de forma isolada. No entanto correlações negativas foram observadas, notando-se que à medida que o pH e o CRR aumenta existe uma diminuição nos teores de metais e amônia. Conforme discutido anteriormente, com o aumento do pH a amônia tende a diminuir, ao mesmo tempo que a solubilidade dos metais é reduzida e conseqüentemente as suas concentrações, minimizando assim, o efeito fitotóxico sobre o crescimento das sementes.

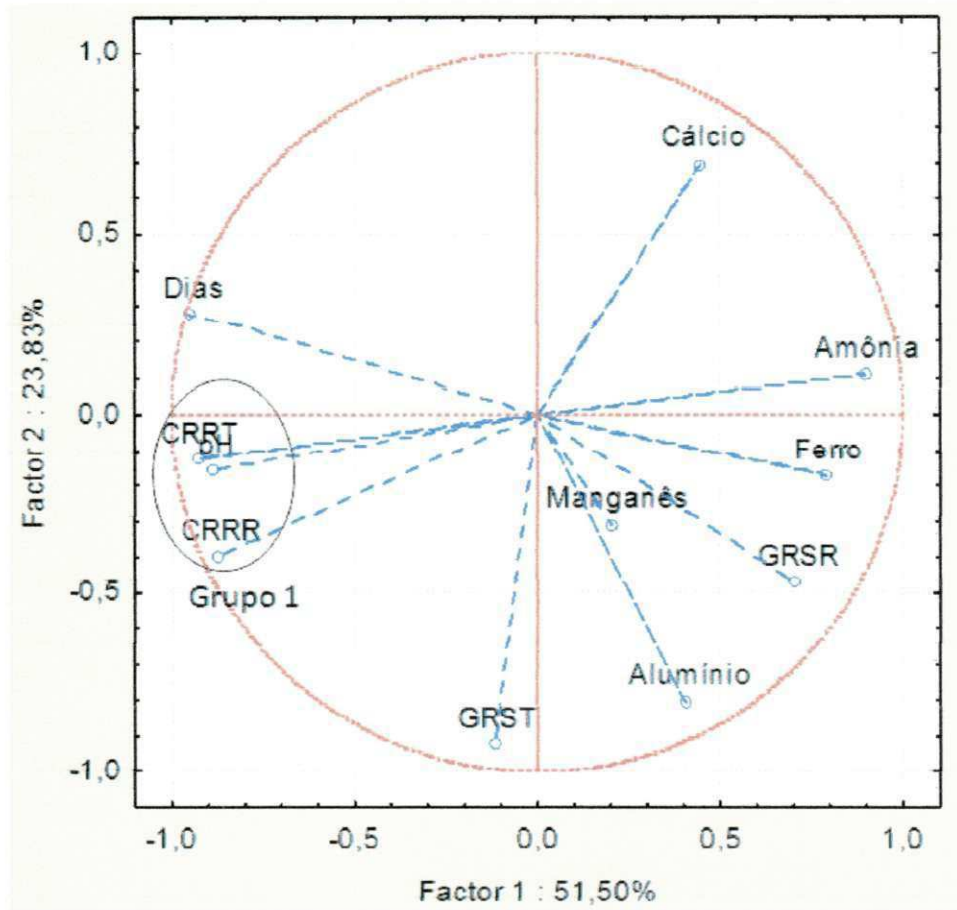
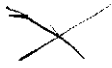




Figura 49: Análise das Componentes Principais para pH básico

6. CONCLUSÕES

- Os Resíduos Sólidos Urbanos da cidade de Campina Grande-PB, de acordo com a ABNT NBR 10.004/04, são classificados como resíduos perigosos.
- Os resíduos da cidade de Campina Grande apresentam inicialmente caráter ácido, sendo sua toxicidade elevada nesta fase.
- A presença de plásticos e metais nos RSU da cidade de Campina Grande pode contribuir para aumento da sua toxicidade, devido às características danosas das substâncias usadas em sua composição.
- A toxicidade dos RSU não influenciou no comportamento dos microrganismos, nem dos parâmetros: temperatura, sólidos voláteis e teor de umidade. 
- O pH, os metais e a amônia são os principais responsáveis pela toxicidade dos resíduos, sendo o pH um fator limitante para que a toxicidade ocorra. 
- Os metais e a amônia contribuem para fitotoxicidade dos resíduos, contudo não interferem no processo de biodegradação. 
- O RSU presentes na célula experimental são tóxicos para o meio ambiente e a saúde pública, no entanto não são tóxicos para o processo biodegradativo.
- Embora presente em altas concentrações no início do monitoramento, a toxicidade da amônia sobre as sementes de tomate e repolho foi mais elevada na fase final, quando os índices de pH aumentaram e proporcionaram a formação da amônia tóxica (NH₃).
- Os testes de lixiviação mostraram que os metais Alumínio, Manganês, Ferro e Níquel encontram-se com teores elevados dentro da célula experimental de

resíduos, com valores superiores aos limites máximos estabelecidos, fato que permite a classificação dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande em classe I (resíduos perigosos).

- Os elementos Alumínio, Manganês, Ferro, Níquel e Chumbo apresentaram valores acima do estabelecido pela NBR 10.004/04, nos testes de solubilização.
- As análises estatísticas confirmaram os estudos realizados mostrando que o pH é o parâmetro que mais influencia na fitotoxicidade dos resíduos e que essa toxicidade em pH ácido ocorre devido a presença dos metais e em pH básico devido a amônia livre.

6.1 Recomendações para pesquisas futuras

- Caracterizar os RSU da cidade de Campina Grande não só quanto a sua toxicidade, mas quanto aos demais fatores estabelecidos pela ABNT NBR 10.004/04, a exemplo da patogenicidade.
- Desenvolver novas metodologias para aperfeiçoamento dos testes de fitotoxicidade em RSU.
- Utilizar novas espécies de sementes nos testes de fitotoxicidade a fim de avaliar qual apresenta maior confiabilidade dos resultados.
- Estudar os metais presentes nos resíduos identificando quais são as formas de compostos em que eles estão disponíveis.
- Estudar a mobilidade dos metais e a associação entre essa mobilidade com as variações meteorológicas nos períodos chuvosos e secos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE, Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos Sólidos no Brasil – 2010**. 202p. São Paulo – SP, 2010.

AGUIAR, M. R. M. P. NOVAES, A. C. GUARINO, A. W. S. **Remoção de metais pesados de efluentes industriais utilizando aluminossilicatos**. Química Nova. São Paulo, 2002.

ALABASTER, J. S.; LOYD, R. Ammonia. In: ALABASTER, J. S. **Water quality criteria for freshwater fish**. London: Bufterworth Scientific, 1982. 361 p.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. Tese de Doutorado. UFPE. Recife, 2007.

ALLOY, B. J. **Heavy metals in sols**. Blackie Academic & professional, London, 1995. 2 ed. 368p.

ALVES, I. R. F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2008.

ALVES, A.C. et al. **Métodos para quantificar a volatilização de amônia em solo fertilizado com uréia**. In: REUNIÃO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA. 43., 2006, João Pessoa. **Anais** João Pessoa: SBZ, 2006.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L.C.; AQUINO, S. F. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários**. Engenharia Sanitária e Ambiental. v.13, Rio de Janeiro, 2008.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 th edition. Washington: APHA, 1998. 1203p.

ARAÚJO, E. P.; FARIAS, R. M. S.; COSTA, E. P.; SANTOS, S. G.; MONTEIRO, V. E. D.; ARAÚJO, J. M. **Relação entre os Sólidos Voláteis e a Presença de Microrganismos Aeróbios em um Biorreator na cidade de Campina Grande-PB**. In: III Simpósio de Inovação em Ciências Biológicas - SICBIO 2010, Recife-PE.

ARAÚJO, E. P. **Estudo do Comportamento de Bactérias Aeróbias e Anaeróbias Totais na Biodegradabilidade de Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB**. 116p. *Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental)*. Universidade Federal de Campina Grande, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos - critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997. 12p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos Sólidos: Classificação**. Rio de Janeiro, 2004. 77p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10005**: Resíduos Sólidos – procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b. 16p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10006**: Resíduos Sólidos - procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b. 7p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007**: Resíduos Sólidos – amostragem de Resíduos. Rio de Janeiro, 2004c. 25p.

ATAÍDE, L. M. S. *et al.* **Avaliação da fitotoxicidade do composto orgânico realizada a partir de ensaios envolvendo sementes de tomate (*lycopersicum esculentum* Linn)**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

AVILA, M.; DEVOS, V.; BELTRÃO, T. **O Ciclo do Nitrogênio**. Artigos de aquarismo. Disponível em: http://www.aquahobby.com/articles/b_ciclo.php. Acesso em: Outubro de 2011.

BEWLEY, J.D.; BLACK, M.; **Seed physiology development and germination**. New York: Plenum Press, 1985. 367 p.

BIDONE, F. R. A. **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: reciclagem e disposição final**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 240 p.

BRITO, A. L. F. **Protocolo de avaliação de materiais resultantes da estabilização por solidificação de resíduos**. Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, 2007, 179p. Florianópolis, SC. Tese de Doutorado.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. **Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives**. Chemosphere, 59(6), 819-829p. 2005.

CAMPOS, V. R.; CAZARINI, E. W. **Estudo dos critérios de decisão para localização de aterros sanitários para auxiliar na avaliação de impactos ambientais**. 3º Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos e 2º Seminário da Região Nordeste sobre Resíduos Sólidos. João Pessoa, Setembro, 2010.

CANTELMO, N. F.; FERREIRA, D. F. **Desempenho de testes de normalidade multivariados avaliado por simulação monte carlo**. Ciência agrotec., Lavras, v. 31, n.6, p. 1630-1636, nov./dez., 2007.

CASTILHOS Jr, A. B.; PESSIN, N.; FERNANDES, F. *et al.* **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários**. Prosab – Rede Cooperativa de Pesquisas. Santa Catarina, 2006.

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

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. **Caracterização volumétrica dos resíduos sólidos urbanos dispostos em um aterro sanitário experimental.** XXXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS. 2008.

CAUDURO, F. **Avaliação experimental de procedimentos de lixiviação de resíduos.** Dissertação de mestrado, 2003.

CAUDURO, F. ROBERTO, S. **Avaliação comparativa de testes de lixiviação de resíduos sólidos.** XXVIII Congresso interamericano de engenharia sanitária e ambiental. Canquín – México. Outubro de 2002.

CHAVES, E. V. **Absorção de metais pesados de solos contaminados do aterro sanitário e pólo industrial de manaus pelas espécies de plantas *Senna multijuga*, *Schizolobium amazonicum* E *Caesalpinia echinata*.** Tese de doutorado. Manaus: UFAM - Universidade Federal do Amazonas, 2008. 87 f. Disponível em: http://www.ppgbiotec.ufam.edu.br/trabdef/edson_valente.pdf Acesso em: 30 de Maio de 2010.

CHAMIE, S. **Encapsulamento de resíduos de lamas galvânicas através da solidificação em matriz de cimento.** São Paulo, 1994. Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

CHANG, A.C.; GRANTO, T.C.; PAGE, A.L. **A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges.** Environmental Quality, v.21, p. 521-536, 1992.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Análises Microbiológicas da Água.** 36-49p. São Paulo, 2004.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Instrução Técnica N° 31. **Aplicação de água de reúso proveniente de estação de tratamento de esgoto doméstico na agricultura.** São Paulo, 2006.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia de coleta e conservação de amostras de água.** São Paulo, 1986.

CRESPO, A. A. **Estatística Fácil.** São Paulo, Saraiva, 2002.

DANCEY, C; REIDY, J. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows.** Porto Alegre, Artmed, 2006.

EDEN, R. **Removal of ammonia from leachate in hong kong.** Organics Ltd, The Barclay Centre, University of Warwick Science Park, Coventry, CV4 7EZ, United Kingdom, www.organics.com. 2001.

EGREJA FILHO, F. B.; REIS, E. L.; JORDÃO, C. P. & PEREIRA NETO, J. T., 1999. **Avaliação quimiométrica da distribuição de metais pesados em composto de lixo urbano domiciliar.** Química Nova, 22:324-328.

ENSINAS, A. V. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário delta em campinas – sp.** Universidade Estadual de Campinas. Dissertação de mestrado. Dezembro de 2003.

FARIAS, R. M. S; MONTEIRO, V. E. D.; **Estudo para estimativa da geração de biogás com base em parâmetros Físico-Químicos.** VIII Congresso De Iniciação Científica Da Universidade Federal De Campina Grande. Outubro De 2011

FERREIRA, L. D. A. **Estatística IV - apostila 1: estatística descritiva.** Universidade Federal da Bahia Instituto De Matemática – UFBA. Departamento de Estatística. 2001. Disponível em: <http://www.est.ufba.br/mat027/mat027apostila1.pdf>. Acesso em: Dezembro de 2011.

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.

FLOHR, L. MATIAS, W. G.; MACHADO, V. G.; PINTO, C. R. S. C.; BRENTANO, D. M. **Classificação de resíduos sólidos industriais com base em testes ecotoxicológicos utilizando *daphnia magna*: uma alternativa.** Biotemas, 18 (2): 7 - 18, 2005.

FORLIN, F. J.; FARIA, J. A. F. **Considerações sobre a reciclagem de embalagens plásticas.** Polímeros vol.12 n^o.1 São Carlos 2002.

FOY, C.D. **Effects of aluminum on plant growth.** In: CARSON, E.W., ed. The plant root and its environment. Charlottesville, University Press of Virginia, 1974. p.601-642.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de campina grande – pb.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, 2009.

GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; COSTA, F. **The influence composting and maturation processes on the heavy-metal extractability from some organic wastes.** Biological wasters Barking, v. 31. 10p. 1990.

GRANZOTTO, A. J. **Resumão - Estatística Básica.** 34p. 2002. Disponível em: http://www.crd2000.com.br/zip_personalizados/estatistica.pdf. Acesso em: Dezembro de 2011.

GUEDES, T. A.; ACORSI, C. R. L.; MARTINS, A. B. T.; JANEIRO, V. **Estatística Descritiva.** Disponível em: <www.des.uem.br>. Acesso em Novembro de 2011.

HELYAR, K.R. **Effects of aluminum and manganese toxicity on legume growth.** In: ANDREW, C.S. & KAMPRATH, E.J., eds. Mineral nutrition of legumes in tropical and subtropical soils. Melbourne, CSIRO, 1978. p. 207-231.

IPEF. **Informativo sementes IPEF** – Abril/98. 1999. 2p. Disponível em: <<http://w.ipef.br/especies/germinacaoambiental.html>>. Acesso em: 20 de Agost de 2011.

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

JOHN, C. E. **Implantação de um biorreator para estudo de resíduos sólidos urbanos: problemas, ajustes e soluções de laboratório**. 2003, 103f. Dissertação (Programa de pós-graduação em engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materias) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – 2004.

JOKELA, J. P .Y; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; RINTALA, J. A. **“Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification”**. Water Research, v. 36, pp. 4079-4087, 2002.

JUNKES, M. B. **Procedimentos para aproveitamento de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte**. 2002, 116f. Dissertação de Mestrado. (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC.

KAMPRATH, E. J. **Lime in relation to aluminum toxicity in tropical soils**. In: ANDREW, C. S. & KAMPRATH, E. J., eds. Mineral nutrition of legumes in tropical and subtropical soils. Melbourne, CSIRO, 1978. p. 233-245.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. CRC Press. Inc. Boca Raton, 1985. 315p.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. 2.ed. Florida: CRC Press, 1992. 365p.

KABATA - PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 4.ed. Boca Raton, CRC Press, 2000. 331p.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: Maturação e qualidade do composto.** São Paulo: Piracicaba, 1998.

LANGE, L. C.; SIMÕES, G. F.; FERREIRA, C. F. A.; SANTANA, D. W. E. A.; GARCIA, L. N. **Estudo comparativo de metodologias empregadas para a análise de resíduos sólidos urbanos.** XXVIII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 2002. Cancún, México. 27 al 31 de Octubre, 2002.

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

LEITE, H. E. A. S.; NETO, J. M. V.; MONTEIRO, V. E. D.; SILVA, S. A. **Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos do município de Campina Grande-PB.** In: XIII Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – SILUBESA, 2008.

LEITE, H. E. A. S. **Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB.** 220p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008.

LEVINE, A. D.; HARWOOD, V. J.; CARDOSO, A. J.; RHEA, L. R.; KAYAK, B. S.; DODGE, B. M.; DECHER, M. L.; DZAMA, M. L.; DZAMA, G.; JONES, L.; HALLER, E. **Assessment of biogeochemical deposits in landfill leachate drainage systems.** Florida : University of South Florida, 2005.

LIMA, L. M. Q. **Tratamento e Biorremediação.** 3 ed. São Paulo: Hemus Livraria, 265p. 2004.

LIPOR. **Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grandeporto.** Caderno técnico. 2000.

MANASSERO, M.; VANIMPE, W. F.; BOUAZZA, A. **Waste disposal and containment**. 1996. pp. 1425–1474. Proc. 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Japão. Balkema, v. 3.

MANUAL DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE / Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. – Brasília : Ministério da Saúde, 2006. 182 p. – (Série A. Normas e Manuais Técnicos)

MARIANO, G. L.; MOURA, M. A. L. **Comportamento da temperatura do lixo em duas épocas distintas (seca e chuvosa) no lixão da cidade de Maceió-AL**. Ciência e Natura. UFSM, v. 31, n. 2, p. 57 - 70, 2009.

MATEUS, S. F. **Determinação de componentes inorgânicos em plásticos pelo método de análise por ativação neutrônica**. 1999. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo.

MAYER, A. M.; POLJAKOFF-MAYBER, A. **The germination of seeds**. 4.ed. Oxford: Pergamom Press, 1989. 270p.

MEDEIROS, P. A.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; OLIVEIRA, J. C. S.; SOARES, S. R. **Geração de líquidos percolados em resíduos urbanos com cobertura permeável**. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002, Vitória. **Anais do ...** Rio de Janeiro: ABES, 2002. v. 6. p. 1-10.

MEIRA, R. C. **Estudo biodegradativo dos resíduos sólidos urbanos da cidades de campina grande – pb em escala experimental**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Campina Grande, 2009.

MELO, M. C. **Influência da Matéria Orgânica nos Recalques de Resíduos Sólidos Urbanos Aterrados**. 148p. Tese (Tese de doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais), Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 141p. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil), Centro de Tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

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.

MESQUITA FILHO, M. V. & SOUZA, A. F. **Resposta do tomateiro à aplicação da calagem e da adubação fosfatada**. In: Congresso brasileiro de olericultura, 26., Salvador, 1986. Resumos; Horticult. Bras., 4:61-66, 1986.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento de aterro da muribeca**. Tese de Doutorado. UFPE. 2003.

MONTEIRO, V. E. D. M; 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**. Artigo técnico. Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.11 n°3. Rio de Janeiro July/Sept. 2006.

MORAES, C. F.; FERREIRA, J. R.; BALESTRASSI, P. P. **Análise crítica da aplicação de métodos estatísticos em processos definidos por dados que não apresentam distribuição normal**. XII SIMPEP – Simpósio de Engenharia de Produção, 2005, Bauru / SP.

MOREIRA, F. A.; LANGE, L. C.; FLORA, R. S. **Avaliação da eficiência de remoção de amônia em lixiviados de aterro sanitário como pré e pós tratamento na digestão aeróbia e anaeróbia**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007. Disponível em: <http://www.saneamento.poli.ufrj.br/documentos/24CBES/II-139.pdf>. Acesso em: 07 de Junho de 2010.

MOURA, D. A. G. **Remoção de Amônia por Arraste com Ar de Lixiviados de Aterros Sanitários/ Denise Adelina Guimarães Moura. Rio de Janeiro:**

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro, 2008. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos).

NAIME, R. **Como funciona um aterro sanitário.** Disponível em: <http://caroldaemon.blogspot.com.br/2010/06/como-funciona-um-aterro-sanitario.html>
Acesso em Dezembro de 2010.

NOGA, E. J. **Fish Disease: diagnosis and treatment.** St Louis: Mosby-Year Book., 1996. p 62-8.

NEDER, L. T. C. **Tratamento de Resíduos Industriais Perigosos: Tecnologia de Encapsulamento por complexos argilominerais – CAMs.** Tese de Doutorado, Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da USP, 1998, 103p.

OLIVEIRA, K. T. L. L.; GOMES, R. A. **Contribuições da recuperação do biogás de aterro sanitário: uma análise para goiânia.** 2001.

ORTEGA, M. C.; MORENO, M. T.; ORDOVÁS, J. *et al.* **Behaviour of different horticultural species in phytotoxicity bioassays of bark substrates.** *Scientia Horticulturae*, v.34, n. 8, p. 2323-2329, 1996.

PAIVA, W. **Aplicação da estatística para descrever o comportamento de um solo expansivo.** Tese de doutorado. Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, 2009.

PAVAN, M. A. **Efeitos tóxicos de alumínio em mudas de cafeeiro em relação à nutrição de cálcio.** *R. Bras. Ci. Solo*, 6: 209-213, 1982.

PEREIRA, F. T. G.; LEITE, H. E. A.; GARCEZ, L. R.; ARAUJO, E. P.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. **Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB.** In: SINRES - 2º Simpósio Nordeste de Resíduos Sólidos. 2010.

PINTO, D. M. L. **Avaliação da Biodegradabilidade da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Domésticos**. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos - EESC/USP. 2000.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. **Metais pesados em solos tratados com águas de esgoto**. In: SPADOTTO, C. RIBEIRO, W. Gestão de resíduos na agricultura e na agroindústria. Botucatu. FEPAF, 2006. 27p.

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.

RODRIGUES, W. C. **Estatística Aplicada**. 6ª Edição. Revisada e ampliada. 2008. Disponível em: <http://pt.scribd.com/doc/53715597/estat-ambiental-2008>. Acesso em: 20 de dezembro de 2012.

REIDLER, N. M. V. L.; HOGSKOLAN, T.; GUNTHER, W. M. R. **Impactos ambientais e sanitários causados por descarte inadequado de pilhas e baterias usadas**. Disponível em: http://www.ecolmeia.com/pilhasebaterias/impacto_ambiental.pdf. Acesso em: 30 de Maio de 2010.

REIS, E. **Estatística Multivariada Aplicada**. 2 ed. Lisboa: Edições Silabo, Abril de 2001.

SALVADOR, J. O.; MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E.; CABRAL, C. P. **Influência do alumínio no crescimento e na acumulação de nutrientes em mudas de goiabeira**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, vol. 24, núm. 4, 2000, pp. 787-796. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo Viçosa, Brasil.

SANTOS, V. C. **Projeto, Construção e Instrumentação de um Lisímetro em Escala de Laboratório para Estudos em Resíduos Sólidos**. 106p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental). Faculdade de Engenharia e Arquitetura. Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2010.

- SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering**. 4 ed. New York: McGraw-Hill Inc., p. 168-174, 1994.
- SENGUPTA, A. K.; SHI, B. 1972. **Selective alum recovery from clarifier sludge**. Journal. American Water Works Association, Lancaster. v.64, n.10, p.96-103, Oct.
- SILVA, A. S. **Degradação fotocatalítica do chorume gerado em aterros sanitários: avaliação das propriedades físico - químicas**. Universidade Estadual da Paraíba, 2007. 40p. Relatório
- SILVA, F. V. B.; LANGE, L. C.; SIMÕES, G. F.; FERREIRA, C. F. A.; VIANA, D. F. **Avaliação da influência da correção do teor de umidade na degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.
- SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. - **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**, DEC/CCT/UFGP, Campina Grande, 2001, 270p.
- SIMÕES, G. F. **Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2000.
- SOUZA, R. J; CARVALHO, J. G. **Efeito de doses de nitrogênio aplicadas no solo e níveis de cálcio aplicados via foliar sobre o teor e o acúmulo de micronutrientes em alface americana**. Ciência Agrotécnica, Lavras, v.24, n.4, p.905-916, 2000.
- TÍQUIA, S. M.; N. F. Y; HODGKISS, I. J. **Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter**. Hong Kong. 1996.
- TOMASSO, J. R.; CARMICHAEL, G. J. **Acute toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to the guadalupe bass, *Micropterus treculi***. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v.36, p.866-70, 1986.

TORTORA, G. J. FUNKE, B. R. CASE, C. L. **Microbiologia**. Editora Artimed, 2 ed. Porto Alegre – RS. pp 1-827, 2000.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues**, McGraw-Hill, Inc., New York, 949 p. 1993.

WAGNER, T.P. **Hazardous Waste Regulations**, 2nd edition. Van Nostrand Reinhold, New York. 1991.

WHO. International Reference Center for Wastes Disposal. **Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost**. 1979. Switzerland.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Environmental Health Criteria 200 - Copper**. Geneva, 1998.

YAMADA, T. **Melhoria na eficiência da adubação aproveitando as interações entre os nutrientes**. Informações agronômicas nº 100. Dezembro de 2002. Disponível em: <http://apostilas.cena.usp.br/Lavres/ContatoIonRaizeAbsorcaodenuitrientes.pdf>. Acesso em: Outubro de 2011.

YOKOYAMA, L.; CAMPOS, J. C.; CARDILLO, L.; TEIXEIRA, L. A. C.; PEREIRA, A. R.; OLIVEIRA, S. **Aterro sanitário**. Botucatu/SP – Brasil, 2007.

YOUCAI, Z.; LUOCHUN, W.; RENHUA, H.; DIMIN, X.; GUOWEI, G. **A comparison of refuse attenuation in laboratory and field scale lysimeters**. Waste Management, v. 22, n.1, p. 29-35, 2002.

YUEN, S. T. S.; WANG, Q. J.; STYLES, J. R.; MCMAHON T. A. **Water balance comparison between a dry and a wet landfill – a full-scale experiment**. Journal of Hydrology, v. 251, p. 29-48, 2001. Ed. Elsevier.

ZINI, J.; FERREIRA, J. C.; CARVALHO, F. M. S.; BUSTILLOS, J. W. V.; SCAPIN, M. A.; SALVADOR, V. L. R. ABRÃO, A. **Estudo de metais e de substâncias tóxicas em brinquedos.** Quím. Nova. Vol.32 n° 4 São Paulo 2009.