

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E
ENGENHARIA DE MATERIAIS**

Alessandra dos Santos Silva

**ANÁLISE DE COMPONENTES TÓXICOS EM RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS**

Campina Grande – PB

2016

Alessandra dos santos Silva

**ANÁLISE DE COMPONENTES TÓXICOS EM RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais como requisito parcial à obtenção do título de **Doutor em Ciência e Engenharia de Materiais**.

Orientador: Prof^ª. Dr^ª. VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO

Co-Orientador: Prof^º. Dr. GELMIRES DE ARAÚJO NEVES

Agência Financiadora: CAPES

Campina Grande – PB

2016

VITAE DO CANDIDATO

- Engenheira Sanitarista e Ambiental pela UEPB (2009).
- Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG (2012).
- Doutoranda em Ciência e Engenharia de Materiais pela UFCG (2016)

Alessandra dos Santos Silva

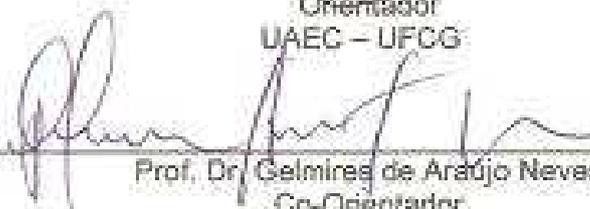
**ANÁLISE DE COMPONENTES TÓXICOS EM RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciência e Engenharia de Materiais.

Aprovado em: 30 / 02 / 2016



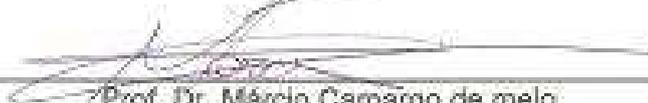
Prof.ª Dr.ª Veruschka Escarvão Dessoles Monteiro
Orientador
UAEC – UFCG



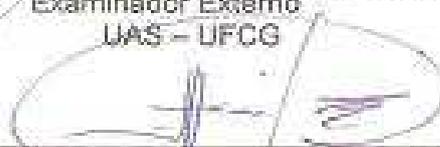
Prof. Dr. Gelmeires de Araújo Neves
Co-Orientador
UACEMat – UFCG



Prof. Dr. Willian de Paiva
Examinador Externo
DESA – UEPB



Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
Examinador Externo
UAS – UFCG



Prof. Dr. Francisco de Assis Cardoso Almeida
Examinador Externo
UAEA – UFCG



Prof. Dr. Joacão de Araújo Morais Junior
Examinador Externo
DECA – UFPB

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

*A minha **Família**, pelo apoio imensurável em todos os momentos desta caminhada.*

*“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, Sara e Anastácio, por acreditarem em mim e, mesmo diante das dificuldades, não pouparem esforços para que eu pudesse chegar até aqui.

Aos meus irmãos e familiares que sempre crerem no meu potencial e me auxiliarem sempre que necessário.

A Libânia, com quem dividi toda minha trajetória acadêmica, por toda cumplicidade e companheirismo. Pessoa de caráter ímpar que sempre esteve ao meu lado, me encorajando e me ajudando.

A todos os integrantes do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA/UFCG) pela amizade e trabalho mútuo, especialmente a Cláudio e a Romulo pela disponibilidade e ajuda sempre que necessário.

Aos componentes do subgrupo “Tóxicos” (Elisangela, Naiara, Kenyo, Arthur e Giseli) pelo apoio no desenvolvimento desta pesquisa.

Aos professores Veruschka e Gelmires, que mais do que orientadores, mostraram-se verdadeiros amigos, com suas palavras de apoio, incentivo e confiança em todos os momentos.

Aos professores Márcio e William pela disposição em me ajudar sempre que necessário. Especialmente a William pela sua dedicação e presteza.

Aos Professores André Fiquene e Francisco de Assis pela ajuda, orientação, disposição e liberação de equipamentos e laboratório para realização desta pesquisa.

Aos professores, Veruschka, Gelmires, William, Márcio, Francisco de Assis, André, Ana Maria e Joacio, examinadores desta tese, que ao longo de todas as defesas contribuíram significativamente na concepção, construção e finalização deste trabalho.

Ao PPGCEMat na pessoa do coordenador Romualdo e dos secretários Márcia e André por toda ajuda e empenho no desenvolvimento de suas atividades.

A UFCG 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

Os resíduos sólidos considerados perigosos, embora possam estar presentes em menor quantidade na composição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), contribuem para toxicidade do meio em que estão inseridos. Dentre as frações de resíduos perigosos, presentes nos RSU, os metais são os que apresentam maior preocupação por possuírem características intrínsecas que podem causar diversos danos à saúde pública e ao meio ambiente. Ademais, os subprodutos gerados pela própria decomposição dos resíduos também podem causar efeito deletério ao meio, a exemplo dos compostos nitrogenados, especialmente a amônia, que em elevados teores, torna-se tóxica, dificultando os processos de degradação. Diante disso, a busca por alternativas tecnológicas para manejo adequado dos RSU e entendimento do seu comportamento após destinação final, tem feito com que cada vez mais estudos sejam desenvolvidos para esse fim. Assim, com este trabalho objetivou-se analisar o efeito dos componentes tóxicos presentes nos resíduos sólidos urbanos, da cidade de Campina Grande – PB, após sua disposição final em uma célula experimental. O experimento consistiu na construção, instrumentação, desenvolvimento de planejamento estatístico e preenchimento de uma célula experimental que simula uma célula de aterro sanitário em escala real. Após preenchimento, foi realizada a caracterização física dos resíduos sólidos e mensalmente amostras foram coletadas para monitorar o comportamento dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e mineralógicos, bem como a influência da toxicidade nos RSU, ao longo do tempo e da profundidade. Os resultados obtidos mostraram que os resíduos da cidade de Campina Grande – PB, de acordo com NBR 10.004/2004, podem ser classificados como resíduos perigosos (Classe I). Contudo, essa periculosidade não afeta o processo biodegradativo, uma vez que os micro-organismos possuem capacidade de adaptarem-se as condições adversas e, portanto, de resistirem aos efeitos que os compostos tóxicos podem causar. Em suma, os RSU da cidade de Campina Grande – PB apresentam potencial tóxico ao meio ambiente e a saúde pública, no entanto não são tóxicos para a atividade degradativa que ocorre no interior da massa de resíduos sólidos.

Palavras – chave: Toxicidade. Células experimentais. Resíduos sólidos.

ABSTRACT

Solid waste deemed hazardous, although they may be present in small amounts in the composition of Municipal Solid Waste (MSW), feature importance, since they contribute to toxicity of the environment in which they live. Among the hazardous waste fractions present in MSW, the metals are at greatest concern because they have intrinsic characteristics that can cause extensive damage to public health and the environment. In addition, the byproducts generated by the decomposition of the waste can also cause deleterious effects to the environment, like the nitrogen compounds, especially ammonia, which at high levels, it is toxic, hindering the degradation processes. Therefore, the search for alternative technologies for proper management of MSW and understanding of their behavior after disposal has meant that more and more studies are developed for this purpose. Thus, this work aimed to analyze the effect of the toxic components present in municipal solid waste in the city of Campina Grande - PB, after its disposal in an experimental cell. The experiment consisted of the construction, instrumentation, development of statistical planning and completing an experimental cell simulating a landfill cell at full scale. After filling, the physical characterization of waste was carried out and samples were collected every month to monitor the behavior of physical-chemical, microbiological and mineralogical parameters as well as the influence of toxicity in MSW, along the time and depth. The results showed that the waste from the city of Campina Grande - PB, according to NBR 10.004 / 2004 can be classified as hazardous waste (Class I). However, this affects the hazardous biodegradation process, since the microorganisms have the ability to adapt to adverse conditions and therefore resist the effects that can cause toxic compounds. In short, the MSW in the city of Campina Grande - PB have potentially toxic to the environment and public health, but they are not toxic to the degradative activity that occurs within the mass of solid waste.

Key - words: Toxicity. Experimental cells. Solid waste.

PUBLICAÇÕES

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande - PB. Matéria (UFRJ), 2015.

RIBEIRO, L. S.; SILVA, A. S.; ALVES, F. S.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Monitoramento de parâmetros físico-químicos dos resíduos sólidos urbanos em um biorreator na cidade de Campina Grande - PB. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental (RESA), 2015.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; ARAÚJO NETO, C. L.; SILVA, E. M.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do comportamento do pH em células experimentais de resíduos sólidos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015, Rio de Janeiro. 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 28, 2015.

JÚNIOR FERREIRA, K. R. R.; DINIZ, A. O. G.; GOMES, N. A.; SILVA, A. S.; MONTEIRO, V. E. D. Análise do potencial fitotóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande - PB. In: Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia, 2015, Fortaleza. Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia CONTECC 2015 (72ª SOEA), v. 1, 2015.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; SILVA, E. M.; MONTEIRO, V. E. D.; PAIVA, W.; NEVES, G. A. Avaliação do comportamento da fase inicial de degradação dos resíduos sólidos urbanos. In: ISWA - SOLID WASTE WORLD CONGRESS, São Paulo-SP. 2014.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; ARAUJO, E. P.; MONTEIRO, V. E. D.; PAIVA, W.; MELO, M. C. Utilização da análise multivariada em componentes principais para avaliar a influência do pH na toxicidade de resíduos sólidos urbanos. In: ISWA - SOLID WASTE WORLD CONGRESS, São Paulo-SP. 2014.

RIBEIRO, L. S.; SILVA, A. S.; ARAÚJO, E. P.; SILVA, D. L. M.; DUARTE, K. L. S.; FARIAS, R. M.; CARIBÉ, R. M. Relação DBO5/DQO na avaliação da degradabilidade dos resíduos sólidos urbanos depositados em um lisímetro. In: ISWA - SOLID WASTE WORLD CONGRESS, São Paulo-SP. 2014.

SILVA, E. M.; SILVA, A. S.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Influência do pH na fitotoxicidade de resíduos sólidos orgânicos provenientes de uma escola pública. In: A Conferência da Terra- Fórum Internacional do Meio Ambiente. João Pessoa-PB, 2014.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; ARAÚJO, E. P.; PAIVA, W.; MONTEIRO, V. E. D. Influência do nitrogênio amoniacal na toxicidade dos resíduos sólidos urbanos. In: XII Congresso Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - Gestão Integrada, avanços tecnológicos e regulação, Natal - RN. 2014.

ARAÚJO, E. P.; SILVA, A. S.; NETO, C. L. A.; RIBEIRO, L. S.; PAIVA, W.

Relação entre o teor de umidade e o comportamento de bactérias aeróbias em biorreator de bancada. In: XII Congresso Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - Gestão Integrada, avanços tecnológicos e regulação, Natal - RN. 2014.

RIBEIRO, L. S.; SILVA, A. S.; ARAÚJO, E. P.; MONTEIRO, V. E. D.; PAIVA, W. Avaliação do teor de umidade dos resíduos sólidos urbanos depositados em um biorreator. In: XII Congresso Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - Gestão Integrada, avanços tecnológicos e regulação, Natal - RN. 2014.

NETO, C. L. A.; SILVA, A. S.; ARAÚJO, E. P.; PAIVA, W.; ALMEIDA, M. M. Estudo do comportamento térmico de biorreatores de resíduos sólidos urbanos. In: 27 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - Saneamento, ambiente e sociedade: Entre a gestão, a política e a tecnologia, Goiânia – GO, 2013.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; ARAUJO, E. P.; MONTEIRO, V. E. D. Tratamento de Resíduos e Saneamento Ambiental. Avaliação do Sistema Ácido-básico na Decomposição dos Resíduos Sólidos Urbanos Depositados em um Biorreator. 5ªed. João Pessoa-PB: Editora Universitária da UFPB, p. 147-155, 2013.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; ARAUJO, E. P.; NEVES, G. A.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do Potencial de Solubilização dos Resíduos Sólidos Urbanos para Classificação de Acordo com as Normas Brasileiras. In: III Conferência Internacional de Gestão de Resíduos na América Latina-GRAL, São Paulo-SP. 2013.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; MELO, M. C.; BRITO, A. L. F. Identificação de Metais Presentes nos Resíduos Urbanos da Cidade de Campina Grande para seu Enquadramento na Classificação da NBR 10.004/04. Conferência da Terra - Terra: Cidades, Natureza e Bem Estar. 1ed. v. 5, p. 11-23, 2012.

SILVA, A. S.; ALVES, F. S.; ARAÚJO, E. P. A.; NETO, C. L. A.; PAIVA, W. Classificação dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande - PB conforme ABNT NBR 10.004/04. In: I Seminário Campinense de saúde Ambiental - Sustentabilidade um conceito que pode mudar sua vida, Campina Grande-PB. 2012.

ARAÚJO, E. P.; RIBEIRO, L. S.; SILVA, A. S.; NETO, C. L. A.; PAIVA, W. Avaliação da DBO e DQO no comportamento de bactérias aeróbias e anaeróbias de resíduos sólidos urbanos. In: I Seminário Campinense de saúde Ambiental - Sustentabilidade um conceito que pode mudar sua vida, Campina Grande-PB. 2012.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; ARAUJO, E. P.; FARIAS, R. M. S.; MONTEIRO, V. E. D. Identificação dos componentes potencialmente perigosos presentes nos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande - PB, através da sua composição gravimétrica. In: CIGAC 2012-I Conferência Internacional em Gestão Ambiental Colaborativa, Sousa-PB. 2012.

NETO, C. L. A.; SILVA, A. S.; ARAÚJO, E. P.; PAIVA, W.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do potencial econômico da reciclagem dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande - PB. In: CIGAC 2012-I Conferência Internacional em Gestão Ambiental Colaborativa, Sousa-PB. 2012.

ARAÚJO, E.P.; ALVES, F. S.; SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; FARIAS, R. M. MONTEIRO, V. E. D. Estudo do teor de umidade de uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos. In: Semana Nacional de Ciência e Tecnologia - Inovação, desenvolvimento sustentável e soberania nacional. Mostra nacional de divulgação científica da Associação Nacional de Pós-graduandos - ANPG, São Paulo, 2012.

TORQUATO, A. L.; SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; FARIAS, R. M.; ARAÚJO, E. P.; MONTEIRO, V. E.D. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande - PB. In: II Simpósio "Vigilância em saúde - uma nova alternativa para o município paraibano, Campina Grande - PB, 2012.

RIBEIRO, L. S; SILVA, A. S.; ALVES, F. S.; ARAUJO, E. P.; MONTEIRO, V. E. D. Estudo da degradação dos resíduos sólidos urbanos, através da DQO e DBO em um biorreator na cidade de Campina Grande - PB. In: XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – AIDIS. Salvador - Bahia, 2012.

ARAÚJO, E. P.; RIBEIRO, L. A.; SILVA, A. S.; ALVES, F. S.; PEREIRA, T. Influência da presença de plásticos na composição volumétrica de resíduos sólidos urbanos em um biorreator na cidade de Campina Grande - PB. In: XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – AIDIS. Salvador - Bahia, 2012.

FARIAS, R. M. S.; RIBEIRO, L. S.; SILVA, A. S.; ARAUJO, E. P.; MONTEIRO, V. E. D. Realização da composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande com base em planejamento estatístico. In: IV Seminário Regional Nordeste de Resíduos Sólidos, São Cristovão-SE. 2012.

RIBEIRO, L. S.; ARAUJO, E. P.; TORQUATO, A. L.; SILVA, A. S.; MONTEIRO, V. E. D. Evolução temporal do pH na decomposição dos resíduos sólidos urbanos depositados em um lisímetro. In: IV Seminário Regional Nordeste de Resíduos Sólidos, São Cristovão-SE. 2012.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; NETO, C. L. A.; ARAÚJO, E. P.; MONTEIRO, V. E. D. Influência do alumínio na fitotoxicidade dos resíduos sólidos urbanos presentes em uma célula experimental. In: IV Seminário Regional Nordeste de Resíduos Sólidos, São Cristovão-SE. 2012.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Aterro sanitário de resíduos sólidos	24
Figura 2 - Concentração da amônia (NH ₃) e íon amônio (NH ₄ ⁺) em função do pH, em temperatura de 25 ^o C.....	37
Figura 3 – Fases da decomposição anaeróbia e os grupos microbianos envolvidos neste processo	45
Figura 4 - Etapas de desenvolvimento da pesquisa.....	47
Figura 5 - Mapa dos bairros de Campina Grande – PB, com destaque para os locais de amostragem dos resíduos sólidos.....	49
Figura 6 - Célula experimental de RSU: a) Em construção; b) Construída com destaque para os pontos de coleta	51
Figura 7 - Desenho esquemático da célula experimental.....	51
Figura 8 - Instrumentação da célula experimental.....	52
Figura 9 - Pesagem dos resíduos sólidos, no momento da coleta	54
Figura 10 - (a) Descarregamento dos resíduos sólidos; (b) Abertura manual das sacolas; (c) Homogeneização dos resíduos sólidos com retroescavadeira	55
Figura 11 – Quarteamento dos RSU	55
Figura 12 - Locais de coleta dos resíduos sólidos da pilha resultante	56
Figura 13 - Composição Gravimétrica dos RSU: (a) Recipientes para separação dos resíduos sólidos; (b) Resíduos sólidos para separação; (c) Pesagem dos resíduos sólidos	57
Figura 14 - Soquete manual	57
Figura 15 - (a) Composição Volumétrica dos RSU; (b) Compactação dos resíduos sólidos; (c) Medição do diâmetro e altura dos resíduos sólidos	58
Figura 16 - Amostrador manual para coleta de RSU na célula experimental ...	59
Figura 17 - Picotagem dos RSU coletados na célula experimental.....	60
Figura 18 – Agitador rotatório para testes de lixiviação.....	62
Figura 19 - Fluorescência de raios X (EDX).....	63
Figura 20 - Difratômetro de raios X	63
Figura 21 - Etapas de realização dos testes de fitotoxicidade.....	65
Figura 22 - Composição gravimétrica dos RSU da cidade de Campina Grande – PB	66

Figura 23 - Composição volumétrica dos RSU soltos da cidade de Campina Grande – PB.....	68
Figura 24 - Composição volumétrica dos RSU compactados da cidade de Campina Grande – PB	69
Figura 25 - Temperaturas internas e externas a célula experimental.....	71
Figura 26 – Comportamento da temperatura ao longo da profundidade	73
Figura 27 - Comportamento do pH ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental	75
Figura 28 - Comportamento do teor de água ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental.....	78
Figura 29 - Precipitação e evaporação da cidade de Campina Grande – PB ..	79
Figura 30 - Teor de sólidos voláteis na célula experimental.....	81
Figura 31 - Comportamento do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental.....	82
Figura 32 - Comportamento das bactérias aeróbias totais ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental.....	87
Figura 33 - Concentrações de alumínio, ferro e manganês na célula experimental.....	89
Figura 34 - Concentrações dos elementos químicos: cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco ao longo do tempo de monitoramento da célula experimental.....	97
Figura 35 - Curva granulométrica do solo	101
Figura 36 – Fissuras e trincas presentes no solo da camada de cobertura da célula experimental	103
Figura 37 - Curva de compactação do solo.....	104
Figura 38 - Composição química por Fluorescência de Raios X do solo	107
Figura 39 – Difratoograma de raios X do solo	108
Figura 40 - Difratoogramas de raios X dos RSU obtidos em diferentes épocas de monitoramento da célula experimental: (a) Set11; (b) Jun.13; (c) Jun.14 e ...	113
Figura 41 – GRS (%) de tomate e repolho	115
Figura 42 - CRR (%) das sementes de tomate e repolho.....	116
Figura 43 – Concentrações de gases na célula experimental	125
Figura 44 - Avaliação das correlações existentes entre sólidos voláteis, alumínio e tempo (número de dias)	136

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Concentração de amônia livre para inibição do pH	38
Tabela 2 – Representação das zonas e quantitativo de resíduos as serem coletados nos bairros sorteados.....	49
Tabela 3 - Concentrações de metais e LMP estabelecidos pela NBR 10.004/04 para solubilização.....	92
Tabela 4 - Valores referenciais para solo e águas subterrâneas, descritos pelo CONAMA nº 420/2009	95
Tabela 5 - Concentrações de elementos traços e LMP, estabelecidos pela NBR 10.004/2004, para solubilização.....	99
Tabela 6 – Caracterização física do solo.....	102
Tabela 7 - Composição química percentual dos resíduos sólidos urbanos....	110
Tabela 8 - Média, desvio padrão e coeficiente de variação dos parâmetros monitorados na célula experimental.....	128
Tabela 9 - Matriz de correlação para as variáveis analisadas nesta pesquisa	131
Tabela 10 – Correlação para as análises de difração de raios-x.....	133
Tabela 11 - Análise de regressão para os parâmetros sólidos voláteis e alumínio.....	135

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação dos resíduos sólidos.....	31
Quadro 2 - íons metálicos presentes nos RSU e suas respectivas fontes	34
Quadro 3 - Detalhamento da instrumentação da célula experimental	52
Quadro 4 – Análises e métodos empregados na pesquisa	59
Quadro 5 – Ensaio realizados para caracterização do solo e suas normas ...	64

LISTA DE SÍMBOLOS, ABREVIATURAS E SIGLAS

Å – Angstrom

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

Al – Alumínio

Al₂O₃ – Óxido de Alumínio

APHA - American Public Health Association

As – arsênio

Br – Bromo

Ca - Cálcio

CCT – Centro de Ciências e Tecnologias

Cd - Cádmi

Cd – Cádmi

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CG – Composição Gravimétrica

CH₄ - Metano

CL – Clay low

Cl – Cloro

Co - Cobalto

CO₂ – Dióxido de Carbono

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cr - Cromo

CRR – Crescimento Relativo das Raízes

CRRR – Crescimento Relativo das Raízes de Repolho

CRRT – Crescimento Relativo das Raízes de Tomate

Cu – Cobre

CV – Coeficiente de variação

DA – Departamento de Antibióticos

DESA – Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental

Dez. – Dezembro

DLU - Departamento de Limpeza Urbana

DP – Desvio padrão

DRX – Difração de raios – X

DV – Desvio Padrão

ECOSAM - Empresa de Consultoria em Saneamento Ambiental

Eh – Potencial de oxi-redução

Fe - Ferro

Fe₂O₃ – Óxido de Ferro

Fev. – Fevereiro

g – gramas

g/cm³ – gramas por cm³

GGA – Grupo de Geotecnia Ambiental

GRS – Germinação Relativa das Sementes

GRSR – Germinação Relativa das Sementes de Repolho

GRST – Germinação Relativa das Sementes de Tomate

H - Hidrogênio

H₂O – Água

Hg - Mercúrio

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IP – Índice de Plasticidade

Jun. – Junho

K – Potássio

K₂O – Óxido de Potássio

kg – Quilograma

Kg/hab.dia – Quilograma por habitante dia

LABGER – Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento de Resíduos

LL – Limite de Liquidez

LMP – Limite Máximo Permissível

LP – Limite de Plasticidade

m – metro

m/s – metros por segundo

m³ – metros cúbicos

Mar. – Março

Mg – Magnésio

Mg/kg – Miligramas por quilo

Mg/l – Miligramas por litro

mm – Milímetro

Mn – manganês

Mo – Molibdênio
Na – Sódio
NBR – Norma Brasileira
NH₃ – Amônia Livre
NH₄⁺ - Amônia ionizável
NH₄OH – Hidróxido de amônio
Ni - Níquel
Nov. – Novembro
O – Oxigênio
OH – Hidroxila
Out. – outubro
Pb - Chumbo
PB – Paraíba
pH – Potencial hidrogeniônico
PMGIRS _ CG - Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Campina Grande
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
PVC - Policloreto de Venila
RPM – Rotações por minuto
RSD– Resíduos Sólidos Domésticos
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
Set. - Setembro
SiO₂ – Óxido de Silício
Sn – Estanho
SUCS – Sistema Unificado de Classificação
UAEA - Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola
UAEC - Unidade Acadêmica de Engenharia Civil
UAEQ - Unidade Acadêmica de Engenharia Química
UACEM – Unidade Acadêmica de Ciência e Engenharia de materiais
UEPB – Universidade Estadual da Paraíba
UFC – Unidades Formadoras de colônias
UFCG – Universidade Federal de Campina Grande
Zn – Zinco
°C – Grau Celsius

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	21
1.1.1 Objetivo Geral.....	23
1.1.2 Objetivos específicos	23
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	24
2.1 ATERROS SANITÁRIOS E CÉLULAS EXPERIMENTAIS	24
2.2 TOXICIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	27
2.3 CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	30
2.4 COMPONENTES TÓXICOS PRESENTES NOS RESÍDUOS SÓLIDOS.....	32
2.4.1 Metais pesados	32
2.4.2 Nitrogênio Amoniacal	36
2.5 FITOTOXICIDADE.....	40
2.6 BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	42
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	47
3.1 DETALHAMENTO DAS ETAPAS DA PESQUISA.....	47
3.1.1 Determinação dos locais de amostragem dos RSU através de planejamento estatístico.....	47
3.1.2 Construção e instrumentação da célula experimental de RSU	50
3.1.3 Coleta dos resíduos sólidos e preenchimento da célula experimental	54
3.1.4 Composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos sólidos urbanos	56
3.1.5 Monitoramento dos resíduos sólidos urbanos	58
3.1.5.1 Análises de Metais	60
3.1.5.2 Classificação dos Resíduos Sólidos Urbanos	61
3.1.5.3 Caracterização química e mineralógica	62
3.1.5.4 Caracterização do solo.....	63
3.1.5.5 Fitotoxicidade	64
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	66
4.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS .	66
4.1.1 Composição Gravimétrica e volumétrica.....	66
4.2 TEMPERATURA.....	70

4.3 pH	74
4.4 TEOR DE ÁGUA.....	77
4.5 SÓLIDOS VOLÁTEIS	80
4.6 NITROGÊNIO AMONIACAL	82
4.7 MICRO-ORGANISMOS AERÓBIOS	87
4.8 METAIS - TESTES DE LIXIVIAÇÃO E SOLUBILIZAÇÃO	89
4.8.1 Alumínio, manganês e ferro	89
4.8.2 Elementos traços.....	96
4.9 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	101
4.9.1 Caracterização física do solo	101
4.9.2 Caracterização química e mineralógica do solo.....	106
4.9.3 Caracterização química e mineralógica dos Resíduos Sólidos Urbanos	109
4.10 FITOTOXICIDADE	115
4.11 GASES	124
4.12 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	128
4.12.1 Média, Desvio Padrão e Coeficiente de Variação	128
4.12.2 Matriz de Correlação	130
4.12.2.1 <i>Parâmetros físico-químicos e microbiológicos</i>	130
4.12.2.2 <i>Difratogramas de Raios-X</i>	133
4.12.3 Análise de regressão.....	134
5 CONCLUSÕES	138
6 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	140
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	142

1 INTRODUÇÃO

Para que os resíduos sólidos tenham destino e tratamento final adequado, é necessário que eles sejam classificados de acordo com as Normas Brasileiras (NBR). A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), através da sua NBR 10.004/2004 classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, enquadrando-os em classe I ou classe II, de acordo com as suas características, composição e/ou origem.

Normalmente, os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são classificados em resíduos sólidos classe II A - não inertes, por possuírem em sua composição um elevado teor de matéria orgânica. No entanto, o aumento no consumo de materiais recicláveis e a disposição final desses resíduos sem segregação tem alterado tal composição, conferindo-lhes características diferenciadas, e por vezes, perigosas. Essa alteração na composição e na consequente qualidade dos resíduos sólidos ocorre devido à presença de substâncias consideradas tóxicas em sua constituição, que ao entrarem em contato com a fração orgânica dos resíduos sólidos, promove à adesão de partículas a sua massa, contaminando-os.

Dentre as substâncias consideradas tóxicas, presentes nos RSU, os metais pesados são os que apresentam maior significância, por possuírem características intrínsecas que podem causar diversos danos à saúde e ao meio ambiente, além de interferir nas atividades biodegradativas dos resíduos sólidos aterrados. Ademais, os subprodutos gerados pela decomposição dos próprios resíduos também podem causar toxicidade ao meio, a exemplo da amônia que, em elevados teores, torna-se tóxica, dificultando os processos de degradação (SILVA *et al*, 2015).

Diante disso, a análise dos componentes tóxicos presentes nos RSU apresenta-se como ferramenta para entendimento das reações que ocorrem entre esses elementos considerados perigosos, bem como das interferências que eles causam nos processos de degradação dos resíduos sólidos, ao inibir o crescimento microbiano e gerar subprodutos capazes de ocasionar danos à

saúde pública e ao meio ambiente. Apresenta-se ainda, como uma atividade para classificação dos RSU.

Neste trabalho, o enquadramento dos RSU dar-se-á por meio do estudo da toxicidade dos metais pesados presentes nos resíduos sólidos, de acordo com procedimentos da NBR 10.005/2004, e classificação dos seus teores nos Limites Máximos Permissíveis (LMP) estabelecidos pela NBR 10.004/2004.

Além da quantificação dos teores de metais presentes na massa dos RSU, foi realizada a sua caracterização química, isto porque, embora a análise de metais pesados forneça evidências de possíveis contaminações, o conhecimento da concentração dos elementos livres e suas formas na solução dos resíduos são importantes para estimar sua mobilidade e sua toxicidade, visto que esses fatores podem ser alterados em função das espécies químicas do metal presentes no meio.

A correlação dos resíduos sólidos, sob os aspectos físico-químicos, microbiológicos e mineralógicos é uma abordagem desta pesquisa, visto que embora existam estudos isolados de caracterização destes parâmetros, não existem pesquisas que correlacionem e comparem todas essas variáveis. Essa correlação é importante, pois favorece o melhor entendimento das dinâmicas do processo de degradação e das interferências que os compostos tóxicos, presentes na massa dos RSU aterrados, podem ocasionar na atividade biodegradativa.

A partir do estudo dos RSU da cidade de Campina Grande – PB é possível entender as características específicas destes resíduos, uma vez que cada localidade apresenta composição variável, bem como contribuir para o desenvolvimento e aperfeiçoamento de pesquisas laboratoriais em biorreatores e para projetos de aterros, beneficiando obras geotécnicas e sanitárias com suporte técnico e científico para o seu planejamento e operação adequados, a partir do monitoramento de células experimentais.

Esse estudo apresenta-se, como uma ferramenta necessária para criação de um banco de dados que proporcione o estudo das diversas variáveis envolvidas no comportamento dos RSU em biorreatores e aterros sanitários, cooperando para construção, operacionalização e monitoramento de aterros em escala real em cidades de pequeno e médio porte.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

- Analisar o efeito dos componentes tóxicos, metais e nitrogênio amoniacal, em resíduos sólidos urbanos depositados em uma célula experimental.

1.1.2 Objetivos específicos

- Desenvolver planejamento estatístico para definição dos locais de amostragem dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande - PB.
- Construir, instrumentar e monitorar uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos.
- Realizar a caracterização físico-química, microbiológica e mineralógica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB, demonstrando sua interferência no processo de biodegradação.
- Classificar os resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB, através do enquadramento da NBR 10.004/2004.
- Avaliar a influência dos metais pesados e do nitrogênio amoniacal na fitotoxicidade dos resíduos sólidos.
- Correlacionar os dados de toxicidade dos resíduos sólidos urbanos por meio de parâmetros estatísticos.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 ATERROS SANITÁRIOS E CÉLULAS EXPERIMENTAIS

Atualmente, o aterro sanitário moderno apresenta-se como uma obra geotécnica e de saneamento básico, instalado e operado com elementos de controle e segurança, cujo êxito está na seleção adequada do local, e naturalmente, no seu adequado funcionamento e controle operacional. Essa técnica utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos utilizando a menor área possível, com a colocação de camadas de solo e compactação dos resíduos para reduzir seu volume. No aterro sanitário, os líquidos e gases, gerados como subprodutos da decomposição dos resíduos sólidos, são coletados e tratados, de forma a minimizar os impactos da sua disposição final. A Figura 1 ilustra a representação esquemática de um aterro sanitário de resíduos sólidos.

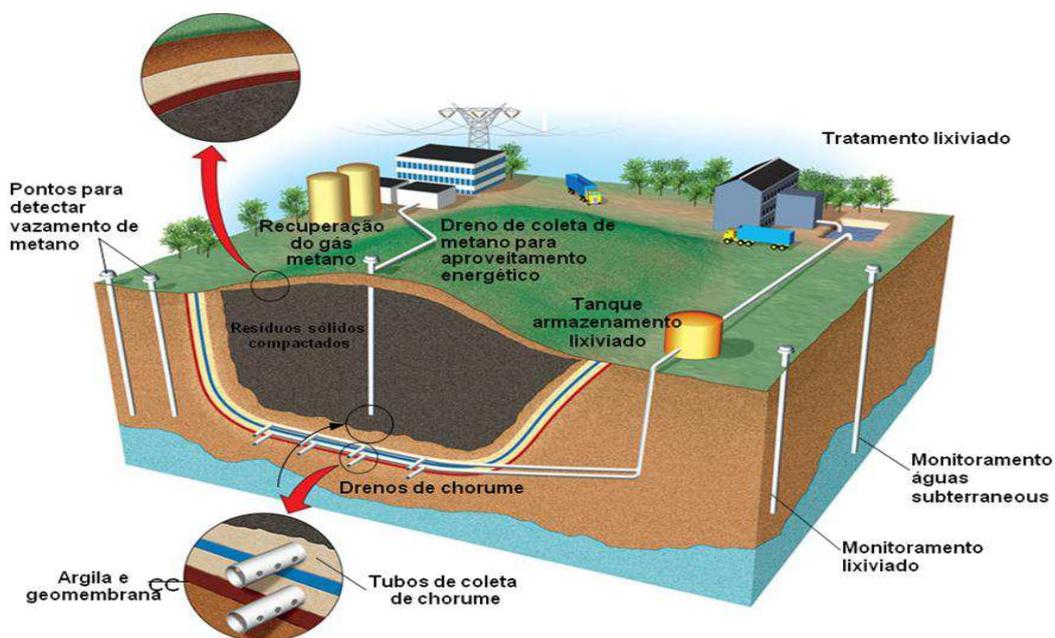


Figura 1 - Aterro sanitário de resíduos sólidos
Fonte: Miller Jr, (2008)

Após depositados em aterros sanitários, os RSU começam a se decompor e passam a apresentar alterações em suas características físico-

químicas e biológicas de forma simultânea e interrelacionada. Na prática, ininterruptamente, reações e processos dinâmicos ocorrem no interior dos aterros sanitários, sendo tais processos influenciados por interações entre o ambiente interno e meio externo. Assim, entender as mudanças e todas as variações que ocorrem quando os resíduos sólidos são confinados no aterro sanitário é de vital importância, para evitar problemas de saúde pública e possíveis contaminações ao meio ambiente.

Embora o ambiente do aterro sanitário, retrate todas as dinâmicas ocorridas durante o processo de degradação dos resíduos sólidos, apresentando a real influência dos fatores externos e internos ao ambiente da célula de aterramento, a obtenção sistemática de dados torna-se dificultada, em função do grande número de variáveis envolvidas. Assim, o estudo de biorreatores em escala reduzida pode ser usado como uma alternativa ou complemento de estudo a esse entendimento, colaborando para uma melhor compreensão do metabolismo de degradação dos resíduos sólidos.

Os biorreatores, também denominados lisímetros ou células experimentais, constituem-se de uma célula de resíduos sólidos em escala experimental, dotado de toda instrumentação presente em um aterro em escala real: 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 conhecidas e controladas.

Na prática, não existe uma melhor condição de estudo, aterro sanitário ou biorreatores, ambos se complementam. Enquanto o aterro apresenta a real influência dos fatores ambientais no comportamento dos resíduos sólidos, os biorreatores, em escala experimental, permitem a obtenção de dados, com abordagens específicas e condições controladas, ao fim que se destinam.

O estudo do comportamento dos resíduos sólidos, a partir de biorreatores, tem sido objeto de estudo de vários autores, a exemplo de: Youcai *et al.* (2002); Alcântara (2007); Leite (2008) e Silva *et al.* (2015). Embora, a forma, estrutura e concepção dos biorreatores estudados sejam diferentes, todos estes visam entender as dinâmicas ocorridas no processo de degradação dos resíduos sólidos, com o intuito de contribuir para compreensão dos mecanismos de funcionamento de um aterro sanitário.

Visando analisar e comparar o comportamento dos resíduos sólidos em lisímetros, Youcai *et al.* (2002) estudaram três biorreatores de diferentes escalas, sendo dois de laboratório e um de campo e observaram, através do monitoramento de parâmetros físico-químicos, que variações significativas no comportamento dos resíduos, nos diferentes biorreatores, ocorreram somente nos primeiros meses de monitoramento e, com o passar do tempo, essas mudanças foram menos intensas, mostrando características semelhantes nos processos de degradação dos resíduos sólidos presentes nos diferentes lisímetros.

Avaliando o comportamento geral de lisímetros e o processo evolutivo de degradação dos resíduos aterrados, Alcântara (2007) construiu duas células experimentais e através do monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos observou que as condições meteorológicas e a composição dos resíduos podem influir consideravelmente na evolução das concentrações de gases, de micro-organismos, na magnitude dos recalques e na geração de lixiviado. E ainda, que o comportamento geral da grande maioria dos parâmetros analisados, nos dois experimentos, foi compatível com os resultados obtidos em aterros sanitários em escala real.

Objetivando verificar e monitorar o processo de biodegradação dos RSU após aterramento, Leite (2008), construiu, instrumentou, preencheu e monitorou uma célula experimental. O monitoramento da célula envolveu medições *“in situ”* e coleta periódica de amostras de resíduos sólidos para análises laboratoriais. O autor observou que o comportamento geral da maioria dos parâmetros estudados foi compatível com valores encontrados por diversos autores em pesquisas com aterros de RSU ou células experimentais.

Silva *et al.* (2015) construiu e monitorou uma célula experimental dotada de toda instrumentação presente em uma célula de um aterro sanitário em escala real, para avaliar a toxicidade dos RSU e sua interferência no processo de degradação. Em seus estudos, detectou a presença de elevados teores de metais pesados na massa dos resíduos sólidos urbanos, fato que conferiu a estes características de toxicidade.

Independente das características construtivas e da geometria dos biorreatores, o estudo de lisímetros proporciona a obtenção de dados que podem auxiliar o entendimento de dinâmicas e processos que ocorrem no

interior da massa dos resíduos sólidos, possibilitando o aperfeiçoamento de técnicas e métodos já existentes, bem como contribuindo para obtenção de dados que sirvam de suporte para construção de aterros sanitários em escala real. Isso porque, o processo de decomposição dos resíduos sólidos em células experimentais é semelhante ao que ocorre em um aterro sanitário, ainda que de maneira mais acelerada devido às relações de área-volume.

De um modo geral, pode se dizer que, mesmo em escala reduzida, é possível obter aproximações das condições de um aterro sanitário em escala real, de maneira acelerada, pois os resultados estão incorporados à influência das condições ambientais e dos componentes dos resíduos sólidos nele existentes (GARCEZ, 2009). Isso porque, os lisímetros potencializam as condições para decomposição microbiológica e aceleram a estabilização da massa de resíduos sólidos permitindo a disposição adicional de RSU ou reuso mais rápido do aterro sanitário, além de propiciarem o conhecimento de todas as variáveis envolvidas no processo de decomposição por meio da instrumentação instalada em seu interior (BORGLIN *et al.*, 2004).

2.2 TOXICIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

As concentrações das espécies perigosas presentes nos resíduos sólidos dependem da sua composição, uma vez que estes são constituídos por uma mistura complexa de objetos e materiais de várias origens e naturezas (física, química e/ou biológica).

Uma vez acondicionados em aterros sanitários, os RSU podem comprometer a qualidade do solo, da água e do ar, por serem fontes de compostos orgânicos voláteis, pesticidas, solventes, metais pesados, entre outros (GIUSTI, 2009). Essas substâncias tóxicas podem afetar o crescimento microbiano e assim interferir nas reações que ocorrem no interior dos aterros, inibindo os processos de degradação. Contudo, o efeito dessa inibição depende da fração de substrato sintetizado pelos micro-organismos e do seu tempo de contato com as substâncias tóxicas, visto que possuem capacidade de adaptação ao meio (MCCARTY, 1964).

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 nos resíduos sólidos (GARCEZ, 2009).

Um dos maiores problemas relacionados à toxicidade dos RSU em aterros sanitários é a presença de líquidos lixiviados. Isso porque, esses líquidos ao serem arrastados podem permear para as camadas subsuperficiais dos locais de disposição e contaminar as águas subterrâneas, além de serem transportados superficialmente para os mananciais próximos.

Os lixiviados apresentam características físico-químicas e microbiológicas, as quais são resultados da transferência de substâncias orgânicas e inorgânicas tóxicas presentes nos resíduos sólidos (OLIVEIRA e JUCÁ, 2004) e caracterizam-se geralmente por apresentarem matéria orgânica dissolvida ou solubilizada e em suspensão, produtos intermediários da digestão anaeróbia dos resíduos, como ácidos orgânicos voláteis e substâncias químicas, como metais pesados e organoclorados originados do descarte de agrotóxicos e inseticidas (CASTILHOS JÚNIOR, 2006).

Esses líquidos podem apresentar quantidades significativas de substâncias danosas, que, de um modo geral, podem desencadear problemas de toxicidade aos organismos que estiverem expostos a estas substâncias, a exemplo de plantas, animais e seres humanos. Uma consequência dessa exposição é a introdução desses elementos na cadeia alimentar por meio da biomagnificação, ou seja, do aumento da concentração de um contaminante a cada nível da cadeia alimentar.

Entre as classes de poluentes encontradas no lixiviado, a amônia tem causado preocupação especial devido ao seu elevado poder tóxico, uma vez que concentrações consideráveis de nitrogênio na forma amoniacal tornam-se tóxicas para os organismos principalmente quando presente em ambientes aquáticos (BRITO-PELEGRINI *et al.*, 2011).

Além dos componentes tóxicos, os lixiviados também podem conter uma infinidade de micro-organismos provenientes das altas concentrações de matéria orgânica, apresentando assim, um elevado grau de patogenicidade, proporcionando riscos a saúde da população ao entrar em contato com estes

líquidos (TELLEZ, 2008) ou com substâncias contaminadas por eles. Exemplo destes micro-organismos são os fungos que, assim como as bactérias, atuam no processo de degradação e são capazes de decompor macromoléculas em compostos orgânicos de menor peso molecular. Estudos realizados por Almeida (2015), visando reconhecer os diferentes tipos de fungos existentes na massa dos RSU, identificaram distintos gêneros, entre eles, o *Scedosporium*, fungos patogênicos aos seres humanos e plantas, capazes de causar diferentes anomalias epiteliais, normalmente encontrados em solos, águas e ambientes contaminados.

O contato das pessoas com os resíduos sólidos, depois de descartados, constitui uma importante fonte de exposição humana a várias substâncias tóxicas, mesmo após desativação de lixões ou aterro sanitário, uma vez que os produtos orgânicos continuam a degradar-se, gerando assim poluição (GOUVEIA, 2012).

Estudos realizados por Nakamura *et al.* (2014) avaliaram a qualidade da água subterrânea, no entorno de um aterro sanitário, e verificaram alterações significativas nas características das águas presentes na área de estudo, observando teores elevados de metais, bem como contaminação microbiológica das águas, provenientes principalmente do lixiviado gerado no aterro.

Sissino e Moreira (1996) e Santos *et al.* (2003) mostram que áreas próximas a aterros apresentam níveis elevados de compostos orgânicos e metais pesados, e que as populações residentes nas proximidades destes locais apresentam níveis elevados desses compostos no sangue. Assim, esses depósitos de resíduos sólidos se constituem em potenciais fontes de exposição para populações, tendo sido relatado riscos aumentados para diversos tipos de doenças, a exemplo de câncer e anomalias congênitas, nessas e em populações vizinhas a estes locais, conforme descrito por Pukkala (2001); Palmer *et al.* (2005) e Elliot *et al.* (2009).

2.3 CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A classificação dos resíduos sólidos pode ser feita de diversas maneiras, enquadrando-os de acordo com a origem, o tipo de resíduo, a composição química e a periculosidade. Em se tratando da toxicidade, é importante classificar o resíduo sólido quanto a sua periculosidade por meio dos LMP estabelecidos pela NBR 10.004/2004.

O enquadramento dos resíduos sólidos imposto por esta norma diferencia os resíduos de acordo com a classe em que eles estão inseridos, agrupando-os quanto aos riscos que eles podem causar ao meio ambiente e à saúde pública. Dentre essas classes, a classe I se refere a dos resíduos sólidos perigosos, que por esta norma são definidos como resíduos ou sua combinação, que proporcionam um potencial perigo aos seres humanos ou outros organismos vivos. A Classe II refere-se aos resíduos sólidos não perigosos, que por sua vez se subdividem em resíduos classe II A (não-inerte) e Classe II B (inerte). O Quadro 1 apresenta a classificação dos resíduos sólidos de acordo com a NBR 10.004/2004.

Diferentemente dos resíduos de origem industrial, que possuem potencial de contaminação, os estudos de classificação dos RSU ainda são muito incipientes, visto que não existe enquadramento pela NBR 10.004/2004 para esses tipos de resíduos. Por conterem elevados teores de matéria orgânica, são classificados como resíduos não perigosos, em analogia aos resíduos de restaurante (restos de alimentos), que são enquadrados nessa classe, no anexo H desta norma.

No entanto, a ausência de uma sensibilização ambiental da população, bem como a falta de gerenciamento dos resíduos sólidos por parte do poder público tem contribuído para aumentar o potencial tóxico dos resíduos sólidos, quando estes são dispostos para destinação final, de maneira inadequada sem nenhuma segregação, atribuindo aos resíduos sólidos características diferentes das preconizadas.

Quadro 1 - Classificação dos resíduos sólidos

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

Fonte: NBR 10.004/2004

Em estudos de classificação dos RSU, da cidade de Campina Grande – PB, Silva *et al.* (2015) mostra que os resíduos sólidos dessa cidade apresentam caráter tóxico, por possuírem em sua composição teores de metais pesados acima dos limites máximos permissíveis para os testes de lixiviação, fato que possibilita o enquadramento daqueles resíduos sólidos em perigosos.

Silva (2015) também realizou estudos para classificação dos resíduos sólidos orgânicos provenientes de uma escola nesta mesma cidade e identificou concentrações elevadas de alumínio, ferro e manganês na composição desses resíduos, com valores superiores aos LMP da NBR 10.004/2004 para os testes de lixiviação, categorizando os resíduos sólidos orgânicos da escola como resíduos de Classe I.

A classificação de resíduos sólidos está relacionada com a identificação do processo ou atividade que lhes originou. Porém quando não se conhece essa origem, faz-se a classificação desses resíduos por meio de análises físico-químicas do extrato lixiviado e/ou solubilizado obtido a partir da amostra bruta do resíduo por meio de testes de lixiviação realizado de acordo com a NBR 10.005/2004 e de solubilização NBR 10.006/2004. Os testes de lixiviação

são realizados para classificar os resíduos sólidos em classe I e os de solubilização para enquadrar em classe II.

A realização dos testes de lixiviação e solubilização é importante, mesmo para aqueles resíduos cujo enquadramento já esteja previamente descrito na NBR 10.004/2004. De acordo com Rodrigues (2007), alguns resíduos são de difícil classificação, devido a sua heterogeneidade, e até mesmo os já classificados e titulados como classe II A e II B, ainda que submetidos ao teste de solubilização conforme a NBR 10.006/04, não garantem ausência de toxicidade.

Assim, a caracterização dos resíduos sólidos por meio 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 sólido em liberar certas espécies químicas (CAUDURO, 2002).

2.4 COMPONENTES TÓXICOS PRESENTES NOS RESÍDUOS SÓLIDOS

2.4.1 Metais pesados

Os metais pesados podem ocorrer naturalmente no ambiente e refere-se a elementos metálicos com peso atômico maior que do Fe (55,8g/mol) ou densidade maior que $5,0\text{g/cm}^3$ (PIERZINSKY et al., 2000). O termo metal pesado tem sido empregado para denominar elementos químicos de baixo peso molecular, presentes em baixas concentrações (usualmente $< 0,1\%$) e, dada à reduzida concentração em meios ambientais, são frequentemente conhecidos como metais traço ou elementos traço (BAIRD, 2002).

Apesar deste termo ser adotado, normalmente, quando se refere a metais associados à poluição e toxidade, alguns destes elementos atende aos critérios de essencialidade as plantas, animais e aos homens. Elementos como Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Molibdênio (Mo), Zinco (Zn) e Níquel (Ni) são denominados micronutrientes para plantas (McBRIDE, 1994). Para o homem, alguns metais como o Mercúrio (Hg), o Chumbo (Pb), o Cádmiio (Cd),

o Arsênio (As), o Níquel (Ni), Cobalto (Co) e Cobre (Cu) são muito tóxicos, mesmo que presentes em pequenas concentrações (COSTA *et al.*, 2006).

Do ponto de vista toxicológico, os metais geralmente apresentam multiplicidade de seus efeitos tóxicos, sendo a espécie química do metal o fator que mais influencia nesses efeitos, assim como em suas variáveis tóxico-cinéticas de absorção, distribuição e excreção (CUEVAS, 2009). De acordo com Van Assche e Clijsters (1990), a toxicidade desses elementos é atribuída à sua habilidade de se ligar a enzimas, provocando sua inativação ou mesmo aumentando a atividade de algumas, resultando em alterações na sua função catalítica.

No solo, os metais pesados podem ser encontrados como íons livres, complexos solúveis com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos. Já na fase sólida, podem ser encontrados na forma trocável, ou seja, adsorvidos por forças eletrostáticas em sítios carregados negativamente na matéria orgânica ou minerais; adsorvidos covalentemente a sítios específicos; complexados por materiais orgânicos resistentes à degradação microbiana ou; precipitados na forma de carbonatos, sulfatos, fosfatos e hidróxidos (COSTA *et al.*, 2006).

Particularmente no solo, os metais apresentam baixa mobilidade devido aos processos de adsorção/dessorção, precipitação/solubilização, complexação, oxi-redução, entre outros. 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 RSU, tem aumentado consideravelmente a quantidade destes metais no solo, fato que pode possibilitar a alteração de suas propriedades bioquímicas e biológicas.

No meio ambiente, os metais podem ainda seguir diferentes vias de fixação, liberação ou transporte, acumulando-se no solo e com isso alterando a atividade microbiana, causando fitotoxicidade (CHAVES, 2008). A lixiviação e mobilidade desses elementos são dependentes dos processos bioquímicos, sendo afetadas pelo pH, força iônica, composição da solução do solo, teor e tipo de argila, conteúdo de matéria orgânica (SUKREEYAPONGSE *et al.*, 2002).

O pH é um parâmetro que exerce forte influência na toxicidade dos metais. De acordo com Campos (2010) condições ácidas, favorecem a

dinâmica dos íons metálicos catiônicos, tornando-os mais móveis aumentando assim, seu efeito tóxico. Por outro lado, condições de pH acima de seis favorecem a dissociação de H^+ de grupos OH^- da matéria orgânica e de grupos óxidos como os de ferro e alumínio, aumentando a adsorção dos metais e posterior precipitação (OLIVEIRA *et al.*, 2002), reduzindo a sua biodisponibilidade. Contudo, embora haja uma relação entre o pH e as frações solúveis e disponíveis, esta é diferente para cada um dos metais.

A presença de metais pesados nos RSU está associada aos elementos presentes em sua composição química. De acordo com Guedes (2008), os resíduos sólidos urbanos são fontes potenciais de metais pesados, principalmente de cádmio, cobre, chumbo e zinco. Alguns dos principais RSU, que contém esses elementos estão descritos no Quadro 2.

Quadro 2 - íons metálicos presentes nos RSU e suas respectivas fontes

Íons	Principais fontes
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+}	Matéria orgânica e entulho de construção
PO_4^{3-} , NO_3^- e CO_3^{2-}	Matéria orgânica
Cl^-	Matéria orgânica e tubo de PVC
Br^- e Ag^+	Negativos de filmes e raios X
Al^{3+}	Objetos metálicos que contém alumínio e alguns cosméticos
Cd^{2+}	Ligas metálicas, baterias, pilhas alcalinas, tintas e pigmentos
Cr^{x+}	Ligas metálicas, solventes, peças cromadas, vidros esverdeados
Fe^{2+}	Peças metálicas, material eletrônicos
Hg^{2+}	Pilhas, lâmpadas fluorescentes, baterias de relógios e termômetros
Mn^{2+}	Pilhas, lâmpadas fluorescentes, tintas, pigmentos e ligas metálicas
Ni^{2+}	Ligas metálicas, peças revestidas, baterias e pilhas alcalinas
Pb^{2+}	Baterias de automóveis, baterias recarregáveis, tintas, pigmentos
Sn^{2+}	Material eletrônico, latas e tampas de garrafas
Zn^{2+}	Ligas metálicas, peças galvanizadas, tintas e pilhas comuns

Fonte: Rodrigues (2002) Adaptado

Estudo sobre a presença de metais pesados nos resíduos sólidos, desenvolvidos por Rousseaux *et al.* (1989) mostram que os plásticos são fonte de cádmio e níquel; o chumbo e o cobre são encontrados em quantidades consideráveis nos metais ferrosos; a borracha representa uma grande fonte de zinco e as pilhas são grandes contribuintes de mercúrio, cádmio, zinco e níquel à massa de resíduos. Moreira *et al.* (2010) afirmam que estes resíduos podem liberar metais pesados, como cádmio, chumbo, cobre, manganês, zinco, níquel e mercúrio, ampliando as formas de poluição e contaminação ao meio ambiente.

As áreas contaminadas por despejos de resíduos sólidos, mesmo após desativadas, apresentam seu uso futuro comprometido, devido às consequências da disposição imprópria de toneladas de resíduos sólidos durante anos. Espécies químicas encontradas nos resíduos sólidos (como metais pesados, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos etc.) poderão ser retidas pelos solos e perdurar por anos. No entanto, a permanência dessas espécies no solo dependerá de fatores como mineralogia do solo, pH, teor de matéria orgânica; bem como das propriedades físico-químicas dos compostos, transformações biológicas e químicas, mecanismos de transporte para outros meios e condições climáticas observadas na área de despejo (SISINNO e OLIVEIRA, 2000).

A avaliação do comportamento de metais em solos localizados nas áreas de disposição final de RSU tem sido objeto de estudo de vários autores, a exemplo de Oliveira *et al.* (2002), Lange *et al.* (2002), Oliveira e Jucá (2004), Almeida e Shalch (2005), Korf *et al.* (2008) e Filh *et al.* (2012).

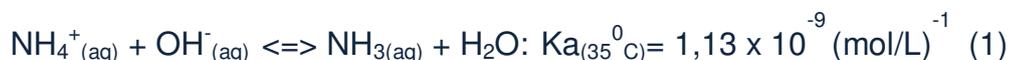
Em suas pesquisas, todos estes autores verificaram que embora os metais pesados apresentem elevado caráter tóxico, as características químicas dos solos argilosos, contribuem para atenuar esse potencial de contaminação, visto que esses solos podem agir como barreira geoquímica, prevenindo o movimento de vários constituintes químicos e, promovendo assim, mecanismos de retenção desses elementos. No entanto, embora a atenuação dos impactos dos metais seja real, medidas de prevenção, controle, monitoramento e remediação de áreas de disposição final contaminadas por resíduos sólidos são vitais, tendo em vista as descargas, cada vez mais acentuadas.

Em aterros sanitários, os metais pesados são tóxicos à digestão anaeróbia, e podem comprometer seus processos biodegradativos, ainda que em baixas concentrações. Além disso, certos metais podem acumular-se na parede celular dos micro-organismos, impedindo as suas atividades vitais. Contudo, suas concentrações variam de acordo com a fase de decomposição do resíduo sólido, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estarão mais solúveis e menores na fase final de estabilização, onde o pH normalmente é mais básico.

2.4.2 Nitrogênio Amoniacal

Embora existam compostos tóxicos de várias naturezas nos resíduos sólidos, a amônia é também preocupante, em decorrência de estar presente em níveis elevados (MOURA, 2008). O nitrogênio na sua forma amoniacal, apresenta-se nas formas de amônia livre ou não-ionizada (NH_3) e ionizada (NH_4^+); sendo a amônia total referente à soma destas formas.

A amônia ionizada pode ser convertida a amônia livre através de uma base, como pode ser observado na Equação 1: a adição de OH^- provoca o deslocamento do equilíbrio para a formação dos produtos onde a amônia livre se encontra. O equilíbrio da reação tende à esquerda quando o pH apresenta valores acima de 7, favorecendo a forma da amônia livre (NH_3), e para a direita, quando o pH é inferior a 7, contribuindo para predominância do íon amônio (NH_4^+) (METCALF e EDDY, 2003).



Na prática, fontes de OH^- geralmente usadas, para deslocamento da reação, 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).

A amônia livre é passível de volatilização, ao passo que a amônia ionizada não pode ser removida por volatilização. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior

presença de NH_3 . No pH em torno da neutralidade, praticamente todo o nitrogênio amoniacal encontra-se na forma de NH_4^+ , enquanto que no pH em torno de 9,2, cerca de 50% do nitrogênio amoniacal está na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ . Em pH superior a 11, praticamente todo o nitrogênio amoniacal está na forma livre (Figura 2) (CAMPOS, *et al.* (2010)).

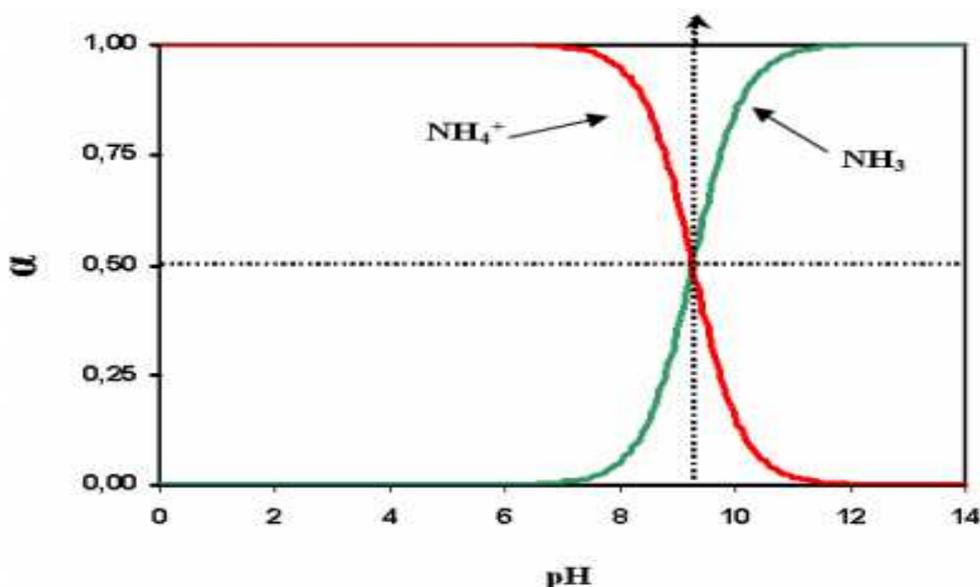


Figura 2 - Concentração da amônia (NH_3) e íon amônio (NH_4^+) em função do pH, em temperatura de 25°C
 Fonte: Campos *et al.* (2010)

O efeito tóxico da amônia aumenta com o aumento do pH, indicando que a amônia livre é mais tóxica do que a ionizada. A Tabela 1, apresenta o efeito de inibição da amônia livre na atividade metanogênica em função do pH. Além do pH, a concentração e o efeito da amônia livre depende também, dos parâmetros: concentração de nitrogênio amoniacal total e temperatura. O aumento da temperatura promove o aumento da concentração de amônia livre (HANSEN, *et al.*, 1998).

Em ambientes aquosos, a amônia é aproximadamente cem vezes mais tóxica as espécies vivas que a forma ionizada, mesmo em baixas concentrações. Essa maior toxicidade certamente se deve a difusão da amônia pela membrana epitelial dessas espécies, dificultando, por exemplo, mecanismos naturais de eliminação dessa substância em organismos aquáticos (SILVA & JARDIM, 2007).

Nestes ambientes, a toxicidade da amônia livre ocorre devido à formação do hidróxido de amônio (NH_4OH), uma substância tóxica que em grandes concentrações tem o efeito de uma base altamente corrosiva. A amônia é uma substância perigosa para os peixes, e a sua toxicidade depende de fatores como: temperatura, pH e 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).

Tabela 1 – Concentração de amônia livre para inibição do pH

pH	Concentração crítica de amônia livre para inibição (mg/L)	Concentração de amônia livre para 50% de inibição (mg/L)	Concentração de amônia livre para 10% de inibição (mg/L)
6,5	28	20	8
7,0	97	80	52
7,5	300	195	71
8,0	890	567	199
8,5	2000	1438	668
9,0	3003	1778	526

Fonte: Lay *et al.* (1998)

Em aterros sanitários, a elevação do pH favorece o efeito de inibição da amônia livre na atividade metanogênica (LAY *et al.*, 1998). A ascensão deste parâmetro, seguido do aumento da concentração de amônia, promove uma inibição da produção de metano, visto que esse gás é produzido em condições alcalina, e conseqüentemente um aumento da concentração de ácidos orgânicos, que por sua vez provocam a queda do pH novamente. No entanto, o efeito dessa capacidade tóxica resulta de vários fatores, a exemplo das concentrações de alcalinidade ou capacidade tampão do meio, da temperatura e das cargas orgânicas (CHEN *et al.*, 2007).

Estudos realizados por Mccarty & Mckinney (1961) e Mccarty (1964) mostram que concentrações de amônia livre acima de 150mg/L são tóxicos às *arqueas* metanogênicas, enquanto o limite máximo de segurança para o íon amônio é de 3000mg/L. As quantidades de amônia, presentes em aterros

sanitários, estão diretamente relacionadas aos percentuais de matéria orgânica presentes nos resíduos sólidos, visto que, esta substância é produto formado durante o processo de decomposição dos resíduos sólidos.

Em aterros sanitários, as formas predominantes de nitrogênio no meio são a forma orgânica e amoniacal, sendo que, na forma amoniacal, o nitrogênio pode aparecer como bicarbonato de amônio e amônia livre, devido às condições anaeróbias da decomposição da massa de resíduos sólidos (FLECK 2003). O bicarbonato de amônio se forma no interior do aterro sanitário, em meio anaeróbio, quando a amônia formada pela decomposição da matéria orgânica é neutralizada pelo ácido carbônico formado pela reação entre a massa de resíduos sólidos e o dióxido de carbono, que também é resultante da decomposição da matéria orgânica (CONTRERA, 2008).

A amônia pode inibir os processos anaeróbios de decomposição, especialmente em resíduos sólidos que contenham alto teor de proteína. De acordo com Jokela *et al.* (2002), a principal fonte de nitrogênio em lixiviados provém de proteínas, que perfazem aproximadamente 0,5% da massa seca dos resíduos sólidos depositados em aterros sanitários, sendo a liberação desse produto muito lenta.

Em aterros sanitários antigos, a presença de nitrogênio amoniacal ocorre principalmente, em seu lixiviado, que por conter altos teores dessa substância, dificulta a degradação biológica. 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. Silva *et al.* (2015) avaliou a toxicidade à amônia gerada durante a decomposição dos resíduos aterrados e observou que esse parâmetro contribuiu para fitotoxicidade de resíduos sólidos urbanos, sendo pH um fator limitante para essa toxicidade.

2.5 FITOTOXICIDADE

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. A fitotoxicidade depende da composição química do meio, e pode ser devida à substâncias orgânicas e inorgânicas, que causam alteração na salinidade, desordem nutricional e/ou alterações metabólicas enzimáticas ou hormonais (ORTEGA, 1996).

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.

Os testes de fitotoxicidade são realizados com a avaliação da germinação de sementes e crescimento das raízes. A germinação é definida como a emergência e o desenvolvimento das estruturas essenciais do embrião. Consiste na reativação do crescimento embrionário por meio de uma sequência ordenada de eventos metabólicos, resultando na ruptura do tegumento pela radícula. O início desse processo se dá pela absorção de água pelas sementes e termina com o alongamento do eixo embrionário (BEWLEY e BLACK, 1994).

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. De acordo com Putnam e Duke (1978), a substância causadora dessa inibição geralmente pertence a grupos de substâncias conhecidas como compostos secundários, e estes produtos secundários, com ação alelopática, pertencentes a diversos grupos químicos, estão relacionados a processos fisiológicos das plantas, agindo como inibidores da germinação e crescimento, pois interferem na divisão celular, na permeabilidade das membranas, na ativação de enzimas e na produção de hormônios pela planta (RODRIGUES *et al.*, 1992).

Contudo, o efeito alelopático, ação que as plantas exercem umas sobre as outras pela produção de compostos químicos liberados no ambiente, 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).

Diversos tipos de sementes podem ser utilizadas como bioindicadores da fitotoxicidade, a exemplo repolho, cebola, tomate, pepino, cevada e alface. Dentre estas, as sementes de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) são mais utilizadas por serem sensíveis à variações de concentrações de compostos químicos no meio.

Melo *et al.* (2006) avaliaram a fitotoxicidade dessas sementes em ambientes contaminados por metais pesados, concluindo que estas espécies apresentam grande potencial para o teste por serem sensíveis aos contaminantes. Capobiango *et al.* (2009), analisou o potencial alelopático de folhas secas sobre a germinação de sementes e o desenvolvimento de plântulas de repolho, alface e tomate e verificou que os extratos aquosos utilizados reduziram e/ou inibiram significativamente o percentual de germinação das sementes, o crescimento inicial da parte aérea e do sistema radicular de todas as espécies cultivadas, causando severas anormalidades nas plântulas. Silva *et al.* (2015) e Silva (2015) utilizaram sementes de tomate e repolho como indicadores para avaliação do potencial tóxico dos RSU e observaram sensibilidade no seu comportamento, frente à cargas tóxicas de compostos como metais pesados e nitrogênio amoniacal.

Em suma, a avaliação dos efeitos de parâmetros sobre o desenvolvimento de sementes dá um indicativo do grau de contaminação ambiental. Contudo, os testes de fitotoxicidade podem não expressar a real condição dos poluentes sobre as plantas. A ação visível dos contaminantes sob o desenvolvimento das sementes é somente uma sinalização secundária de mudanças anteriores. Assim, os estudos referentes ao efeito de agentes tóxicos sobre a germinação e, ou desenvolvimento das raízes são manifestações secundárias de processos ocorridos em nível molecular e celular inicialmente (FERREIRA e ÁQUILA, 2000; FERREIRA e BORGHETTI, 2004).

2.6 BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os micro-organismos, especialmente as bactérias, são os principais responsáveis pela biodegradação da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos. No entanto, seu metabolismo pode ser alterado, e conseqüentemente os processos de degradação afetados caso fatores como pH e temperatura estejam fora da faixa considerada ideal.

Em geral, as bactérias toleram mais um excesso de temperatura, em relação ao seu intervalo ótimo de reprodução, do que temperaturas baixas. O pH ótimo está na faixa neutra, entre 6.5 e 7.5, podendo considerar-se que para o crescimento dos micro-organismos valores entre 4 e 9.5 são tolerados, ao contrário de valores fora deste intervalo, que podem fazer cessar a sua atividade vital (RUSSO, 2005).

Além dos fatores pH e temperatura, a presença de substâncias tóxicas nos resíduos sólidos também pode interferir no processo biodegradativo, alterando o metabolismo dos micro-organismos e promovendo uma desaceleração em suas atividades. Isto porque, os micro-organismos podem apresentar sensibilidade a determinadas situações ou agentes presentes nos resíduos sólidos. De modo geral, os principais compostos, presentes nestes resíduos, que podem apresentar concentrações nocivas à atividade biológica, são: cátions de sais inorgânicos dissolvidos (Na^+ , NH_4^+ , K^+ e outros) amônia, metais pesados e outras toxinas inorgânicas (cianetos) e orgânicas (detergentes e pesticidas) (LIBÂNIO, 2002).

O processo de biodegradação do material orgânico presente nos resíduos sólidos urbanos é caracterizado por uma sucessão de eventos complexos, através dos quais micro-organismos transformam a matéria orgânica em compostos minerais e gasosos. Em aterros sanitários, esses processos ocorrem através de duas fases distintas: aeróbia e anaeróbia.

A fase aeróbia é relativamente curta, pois a quantidade de oxigênio presente no meio é limitada. No decorrer dessa fase, sobrevém grande liberação de calor, visto que estas reações são fortemente exotérmicas: podendo gerar de 380 a 460 kJ/mol de oxigênio consumido (EMBERTON, 1986). Durante a aerobiose, a temperatura do aterro sanitário sobe acima

daquela encontrada no ambiente, podendo estabelecer-se perfis térmicos característicos. Os lixiviados produzidos, apresentam elevadas concentrações de sais de alta solubilidade, dissolvidos no líquido resultante (CASTILHOS JÚNIOR *et al.*, 2003), ocorrendo igualmente produção de água e dióxido de carbono.

Após a fase aeróbia inicia-se a anaeróbia, que se caracteriza por apresentar basicamente dois grupos de bactérias: no primeiro grupo estão as bactérias anaeróbias e facultativas, também denominadas bactérias formadoras de ácidos, que transformam compostos orgânicos complexos do tipo carboidratos, lipídios e proteínas em outros mais simples, principalmente, ácidos voláteis (FUENTES *et al.*, 2008).

No segundo grupo estão bactérias estritamente anaeróbias, as quais convertem os ácidos orgânicos em produtos finais gasosos como metano e gás carbônico. Estequiometricamente, o processo anaeróbico pode ser representado por um composto orgânico genérico, formado por moléculas de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio, onde o consórcio de várias espécies bacterianas atuam interativamente para a completa redução de substratos complexos a materiais mais simples (BOHRZ, 2010).

De maneira geral, o processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em quatro fases distintas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Em cada uma destas fases, diversos grupos de micro-organismos trabalham interativamente na conversão de matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, gás sulfídrico, água e amônia, além de novas células bacterianas (MELO, 2011).

Na primeira fase, denominada hidrólise, ocorre a conversão de polímeros complexos (proteínas, carboidratos e lipídios) em compostos mais simples (aminoácidos, pequenos sacarídeos, ácidos graxos e álcoois), os quais serão metabolizados na fase seguinte, a acidogênese (FENG *et al.*, 2008).

Nesta segunda fase, os produtos gerados na hidrólise são absorvidos por bactérias acidogênicas fermentativas e excretados como substâncias orgânicas simples, os ácidos graxos voláteis, a exemplo de ácido acético, fórmico, propiônico, butírico e láctico, além do etanol e de compostos minerais como dióxido de carbono (CO₂), hidrogênio (H₂), amônia (NH₃) e sulfeto de

hidrogênio (H_2S) (BENGTSSON, 2008). A maioria das bactérias que atuam nesta fase são anaeróbias estritas (CHERNICHARO, 2000).

Na terceira fase, acetogênese, os produtos formados pelas bactérias fermentativas são transformados pelas bactérias acetogênicas, produtoras de acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. É nesta fase que ocorre a conversão dos produtos gerados na acidogênese em compostos que formam os substratos que serão metabolizados pelas *arqueas* metanogênicas na fase seguinte. As condições ideais para ocorrência da acetogênese são: temperatura entre 29°C e 45°C e pH na faixa de 5,2 a 6,5 (AIRES, 2013).

A Metanogênese, quarta fase, entendida como a mais longa do processo de decomposição anaeróbio, é caracterizada pela produção de metano e dióxido de carbono pelas *arqueas* metanogênicas, a partir da conversão de acetato, hidrogênio e dióxido de carbono (LEITE, 2009). Em função de sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano, as *arqueas* metanogênicas são divididas em dois grupos principais: metanogênicas acetoclásticas, que formam metano a partir do ácido acético ou metanol e metanogênicas hidrogenotróficas capazes de produzir metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono. Conforme Aires (2013), as condições aproximadas em que ocorre a fase metanogênica comumente apresenta temperatura entre 22°C e 37°C e pH na faixa de 6,8 a 7,2.

Além destas fases, alguns autores sugerem à inclusão de uma quinta fase, a sulfetogênese, caracterizada pela produção de sulfetos a partir do sulfato e outros compostos a base de enxofre presentes nos resíduos sólidos. A Figura 3 ilustra as fases de decomposição anaeróbia e os grupos de microbianos envolvidos neste processo.

Por meio da Figura 3, é possível perceber as inter-relações existentes entre as diversas fases de decomposição anaeróbia. Assim, percebe-se que para que este processo de biodegradação torne-se plausível, é necessário que ocorra uma interação entre as diferentes fases de decomposição e os diversos grupos de micro-organismos presentes no meio, uma vez que, para o bom desenvolvimento do processo as *arqueas* metanogênicas dependem do substrato fornecido pelas acetogênicas, que são dependentes das acidogênicas e estas das hidrolíticas.

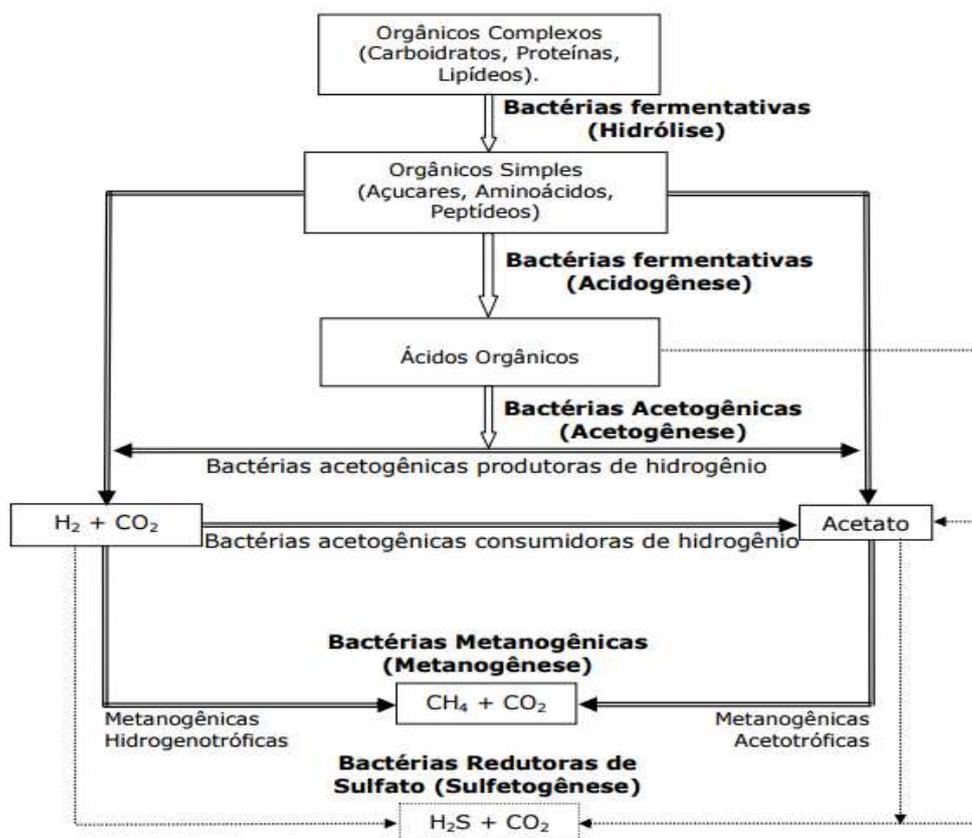


Figura 3 – Fases da decomposição anaeróbica e os grupos microbianos envolvidos neste processo
 Fonte: Chernicharo, 2000 (Adaptado)

De fato, as inter-relações existentes entre os diferentes grupos de micro-organismos é fator essencial para o desenvolvimento adequado do processo de biodegradação. Alterações nesta dinâmica podem interferir na atividade degradativa. Além disso, as relações existentes entre os micro-organismos, responsáveis pelo processo de degradação, e os subprodutos gerados no meio, a partir deste processo, bem como os produtos das reações existentes entre as substâncias aterradas, também podem interferir no processo degradativo, causando toxicidade, e conseqüentemente, retardando a atividade dos micro-organismos.

O efeito dessa toxicidade se dará em função das concentrações de poluentes existentes no meio. Por se desenvolverem em ambientes adversos, a maioria dos micro-organismos possuem atributos morfológicos e fisiológicos que torna possível a sua sobrevivência em locais com características diferentes daqueles consideradas adequadas. Todavia, existe um nível de tolerância

máximo, aos quais, estes micro-organismos podem se submeter sem comprometer suas funções vitais, nem interferir no desenvolvimento das atividades por eles realizadas. Esse nível máximo irá depender da interação entre esses micro-organismos e os diversos parâmetros físico-químicos envolvidos no processo de degradação, uma vez que o efeito da toxicidade na atividade biodegradativa não é dado em função de um único parâmetro, mas em função das interações que ocorrem entre as inúmeras substâncias existentes na massa dos resíduos sólidos aterrados.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O desenvolvimento desta pesquisa deu-se a partir da construção, instrumentação, preenchimento e monitoramento de uma célula experimental de RSU, localizada na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). A construção e o preenchimento da célula experimental de RSU foram realizados, em setembro de 2011, pelo Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), dessa Universidade. As etapas para realização desta pesquisa foram executadas de acordo com a sequência descrita na Figura 4:



Figura 4 - Etapas de desenvolvimento da pesquisa

3.1 DETALHAMENTO DAS ETAPAS DA PESQUISA

3.1.1 Determinação dos locais de amostragem dos RSU através de planejamento estatístico

A quantificação dos RSU coletados para preenchimento da célula experimental e os locais de amostragem para coleta dos resíduos sólidos, foram definidos com base em um planejamento estatístico visando representar os RSU da cidade de Campina Grande – PB, com um nível de confiança de 95,5% e um erro máximo de 5%.

O planejamento foi feito, levando-se em consideração a população dos bairros, as zonas da cidade e ainda a quantidade de resíduos produzidos por pessoa, segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (IBGE, 2010). Inicialmente determinou-se o tamanho da amostra. Tal definição foi feita a partir do cálculo de “n” definido como o tamanho amostral, através da Equação 2:

$$n = \frac{Z^2 \cdot \sigma^2 \cdot N}{e^2 (N - 1) + Z^2 \cdot \sigma^2} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

Z = abscissa da distribuição normal padrão;

σ = desvio padrão da população;

N = tamanho da população;

e = erro amostral.

Para memorial de cálculo, adotou-se $Z = 2,00$, isto é, admitindo um nível de confiança $(1-\alpha) = 0,955$. Para cálculo do desvio padrão da população, por esse valor não ser conhecido, foi utilizado um valor preliminar obtido por uma aproximação da amplitude/4 (Lutz, 2010). A amplitude, neste planejamento, representou a diferença entre o maior (1,5kg) e o menor (1,0kg) quantitativo de resíduos gerado por pessoa/dia, no município, sendo adotados valores de 532.623 e 355.082kg, respectivamente. Neste caso, desvio padrão da população foi igual aproximadamente 44.385. O tamanho da população equivale à quantidade de bairros existentes no município naquele período ($n = 50$), conforme dados oficiais do IBGE (2010). O erro amostral admitido foi de 5%.

Aplicando esses dados na Equação 2 determinou-se o tamanho da amostra, ou seja, o número de bairros a serem utilizados para coletas dos RSU, sendo “n” igual 12. Definido o tamanho da amostra, dividiu-se a cidade em quatro zonas diferentes (norte, sul, leste e oeste). Após este procedimento, realizou-se uma amostragem estratificada proporcional ao número de bairros existentes em cada zona e, em seguida, fez-se a seleção dos bairros através de amostragem aleatória, sorteio. A Figura 5 ilustra o mapa da cidade de

Campina Grande – PB, com destaque para as zonas existentes e os bairros onde foram coletados os resíduos sólidos.

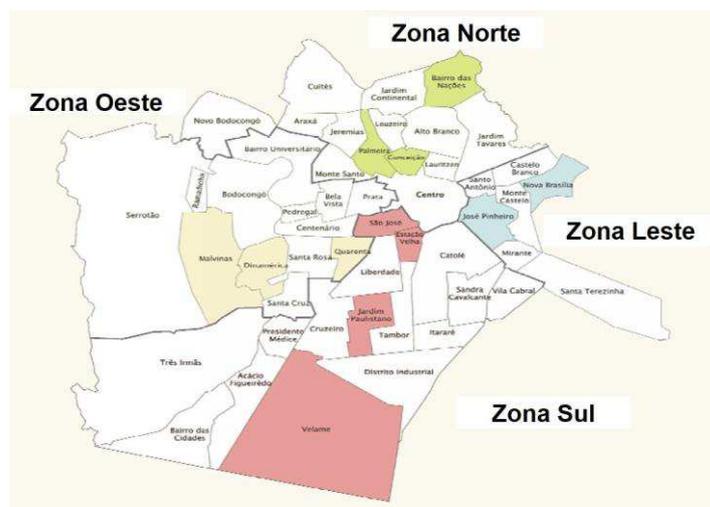


Figura 5 - Mapa dos bairros de Campina Grande – PB, com destaque para os locais de amostragem dos resíduos sólidos

A Tabela 2 apresenta o quantitativo de bairros pertencentes a cada zona, o percentual de bairros a serem amostrados nestes locais (em relação ao volume total), a quantidade de bairros a serem amostrados por zona, os bairros sorteados para coleta dos RSU e quantidade de resíduos a ser pesada em cada um. Os percentuais dos bairros, a quantidade de bairros a serem amostrados por zona e os quantitativos a serem coletados em cada um destes, foram previamente estabelecidos por meio de cálculos matemáticos de regra de três simples.

Tabela 2 – Representação das zonas e quantitativo de resíduos a serem coletados nos bairros sorteados

Zona	Número de bairros	Percentual a ser amostrado	Quantidade de bairros por zona	Bairros sorteados	Resíduos (kg)
Norte	14	28	3	Conceição	271,13
				Nações	110,85
				Palmeira	448,66
Sul	16	32	4	Estação velha	261,20
				Jardim Paulistano	632,84
				São José	311,41
				Velame	475,90
Leste	07	14	2	José Pinheiro	1.270,24
				Nova Brasília	739,97
Oeste	13	26	3	Dinamérica	431,95
				Malvinas	3.052,04
				Quarenta	393,87
Total					8.400,06

3.1.2 Construção e instrumentação da célula experimental de RSU

A célula experimental possui formato cilíndrico de seção transversal circular rígida e foi construída em alvenaria, possuindo diâmetro interno de 2,0m, altura de 3,5m e volume aproximado de 11m³, sendo dotada de quatro orifícios, de 150mm de diâmetro, para coleta de resíduos em níveis de profundidade denominados superficial, superior, intermediário e inferior. Contudo, a ocorrência de recalques imediatos no ato do preenchimento da célula experimental inviabilizou a coleta para análises laboratoriais no orifício superficial, sendo a coleta realizada apenas nas demais aberturas (Figura 6).



Figura 6 - Célula experimental de RSU: a) Em construção; b) Construída com destaque para os pontos de coleta

O formato cilíndrico foi projetado com o intuito de favorecer a distribuição e compactação dos resíduos sólidos 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 RSU com a parede da célula experimental. A Figura 7 ilustra o desenho esquemático da célula experimental.

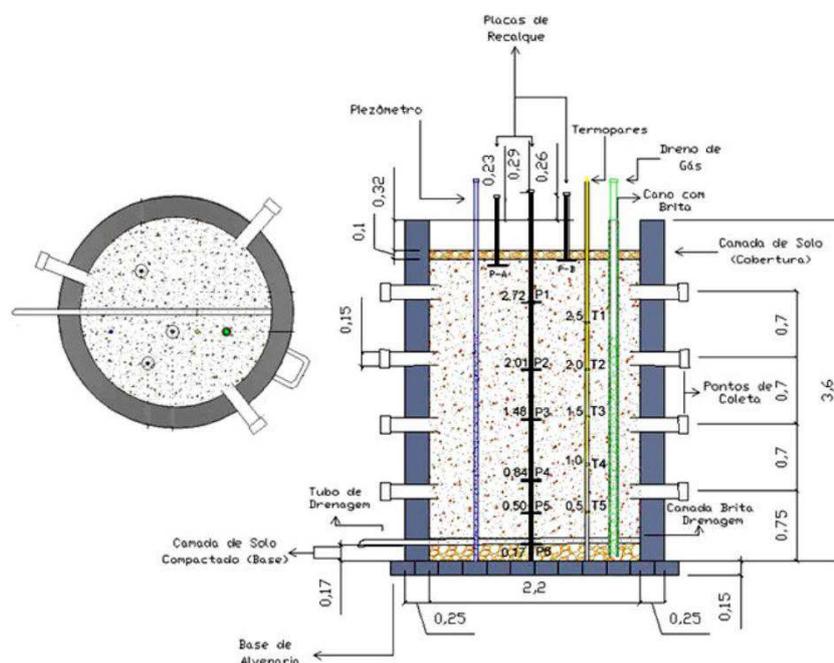


Figura 7 - Desenho esquemático da célula experimental

A célula é instrumentada e dotada de sistemas de drenagens de líquidos e gases, medidores de nível dos líquidos, medidores de recalque e medidores de temperatura superficiais e profundos, a fim de proporcionar a obtenção de parâmetros sob condições conhecidas e/ou controladas. Além da instrumentação, a célula experimental possui camadas de base e de cobertura, de solo compactado, com espessura de aproximadamente 0,20m, feitas com solo com permeabilidade igual 10^{-8} m/s. A Figura 8 ilustra a instrumentação instalada na célula experimental e o Quadro 3 o detalhamento dessa instrumentação.

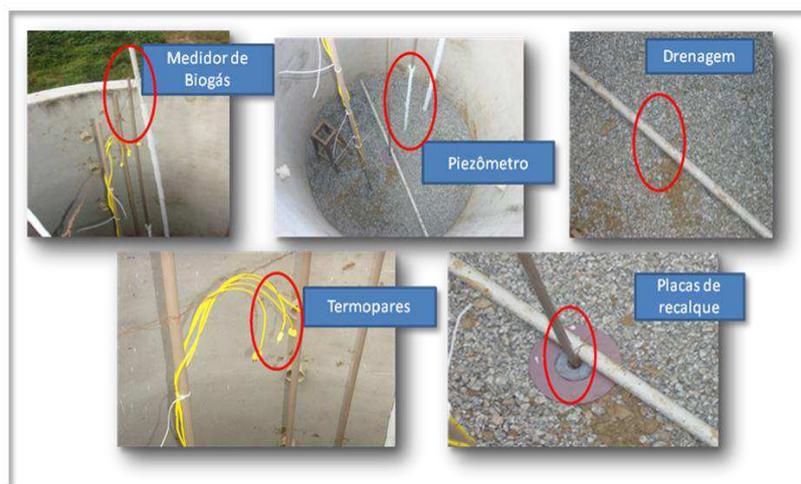


Figura 8 - Instrumentação da célula experimental

Quadro 3 - Detalhamento da instrumentação da célula experimental

Instrumentação	Função
Piezômetro	Para o monitoramento do nível de líquidos, utilizou-se um tubo de PVC perfurado de 25mm, coberto com tela de nylon.
Termopares	Para o monitoramento das temperaturas no interior da célula experimental, foram instalados termopares ao longo de sua profundidade. Os termopares consistem em um par de metais de cobre e cromo unidos em uma ponta, que são sensíveis à temperatura, gerando desta forma, correntes elétricas proporcionais à temperatura.
Placas de recalque	Para o monitoramento do recalque foram utilizadas placas na superfície e ao longo da profundidade da célula experimental. As placas foram confeccionadas circulares, com diâmetros aproximados de 150mm foram construídas em aço e revestidas com uma película anticorrosiva. Para medição ao longo da profundidade foi utilizado um tubo de PVC de 20mm e neste, instaladas placas com sensores magnéticos que permitiam a sua leitura.
Dreno de gases	O dreno de gás, instalado no centro geométrico da célula, consiste em dois tubos de PVC perfurados, inseridos um dentro do outro e separados por uma camada de brita de 19mm, a fim de evitar a obstrução dos furos. O tubo interno

	possui diâmetro de 40mm e o externo de 100mm.
Tubos de drenagem	O sistema de drenagem de lixiviados é constituído por um tubo de PVC de 40mm, perfurado e apoiado diretamente sobre o solo compactado, com inclinação de 5% no sentido da saída do líquido. Acima do solo, foi colocada uma camada de pedra britada a fim de promover a drenagem de toda área do fundo da célula.

3.1.3 Coleta dos resíduos sólidos e preenchimento da célula experimental

Após sorteio dos bairros a serem amostrados foi realizado um levantamento de dados, junto a Diretoria de Limpeza Urbana (DLU) e o gerente da empresa LIDER, coletora terceirizada pela Prefeitura Municipal de Campina Grande, objetivando por em prática o plano de amostragem para o preenchimento da célula experimental.

A coleta nos bairros sorteados foi realizada, de maneira especial, pela empresa LIDER, responsável pela coleta de RSU na cidade, em caminhão basculante, sendo efetuada a pesagem imediata dos resíduos de acordo com a quantidade específica para cada bairro (Figura 9).



Figura 9 - Pesagem dos resíduos sólidos, no momento da coleta

Após coletados, os resíduos foram encaminhados a UFCG, a fim de serem descarregados. Paralelamente a coleta, foi feita a limpeza e regularização do terreno próximo à 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 sólidos.

Os resíduos sólidos coletados foram descarregados em uma lona, e em seguida, iniciou-se o processo de abertura manual das sacolas plásticas para posterior homogeneização dos resíduos. Com auxílio de uma retroescavadeira (Figura 10) realizou-se o processo de quarteamento destes resíduos, dividindo-

os em quadrantes, formando quatro pilhas (Figura 11), das quais duas foram descartadas e as outras duas homogeneizadas novamente, formando uma única pilha. Em etapa posterior a esse procedimento, foram retiradas amostras sólidas para a caracterização física (gravimétrica e volumétrica) dos RSU, conforme NBR 10.007/2004.



Figura 10 - (a) Descarregamento dos resíduos sólidos; (b) Abertura manual das sacolas; (c) Homogeneização dos resíduos sólidos com retroescavadeira



Figura 11 – Quarteamento dos RSU

O preenchimento da célula experimental foi realizado com o auxílio de uma máquina retroescavadeira que transportava os resíduos, previamente pesados, até a célula experimental, a fim de serem descarregados manualmente. Ao serem colocados, os resíduos foram distribuídos em camadas e compactados com o auxílio de um soquete manual até atingir uma

cota pré-estabelecida de 2,70m. Por fim, colocou-se a camada de solo compactada com o mesmo material utilizado na camada de base.

3.1.4 Composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos sólidos urbanos

Para realização da composição gravimétrica, foram retirados cerca de 160Kg de resíduos sólidos em baldes plásticos de PVC de aproximadamente 65 litros, em locais específicos da pilha de resíduos, conforme recomendação NBR 10.007/2004 (Figura 12).

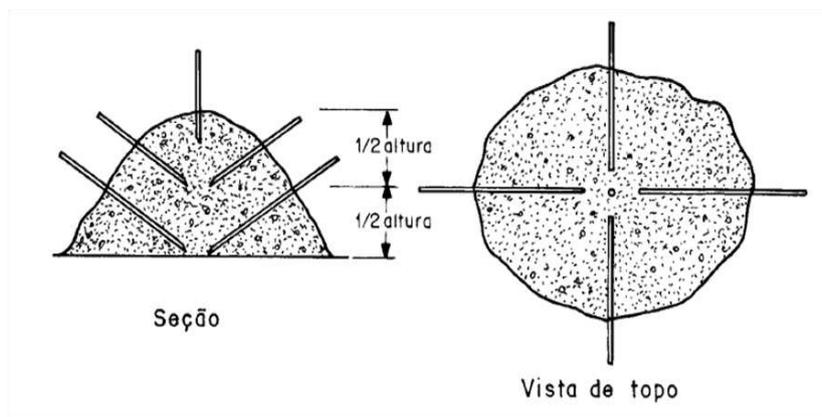


Figura 12 - Locais de coleta dos resíduos sólidos da pilha resultante
Fonte: NBR 10.007/2004

As amostras dos resíduos sólidos foram pesadas e encaminhadas a um local previamente preparado com lona plástica para realização do processo de triagem, separando-os em frações: 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 as pesagens realizadas de acordo com suas categorias: matéria orgânica, papel/papelão, metais, plásticos, vidro, têxteis sanitários, compósitos e outros (Figura 13). Para determinar o percentual de cada componente presente nos resíduos sólidos, através da determinação da sua massa em relação à massa total, utilizou-se da Equação 3. O estudo da composição gravimétrica foi realizado com base na metodologia de LIPOR (2000) e adaptado por LEITE (2008) e PEREIRA *et al.* (2010).

$$CG = \frac{P_{FS}}{P_T} \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

CG = Composição Gravimétrica (%);

P_{FS} = Peso de cada fração segregada (Kg);

P_T = Peso total dos resíduos sólidos a serem segregados (Kg).



Figura 13 - Composição Gravimétrica dos RSU: (a) Recipientes para separação dos resíduos sólidos; (b) Resíduos sólidos para separação; (c) Pesagem dos resíduos sólidos

Para realização da composição volumétrica dos RSU, fez-se a pesagem e mediu-se o seu volume. Em seguida, realizou-se a compactação com um soquete manual, 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 (Figura 14).



Figura 14 - Soquete manual

Após compactar os resíduos, foram medidos a altura e o diâmetro, obtendo-se o volume ocupado por eles (Figura 15). Os procedimentos para determinação da composição volumétrica foram realizados conforme metodologias de Catapreta e Simões (2008) e Mariano *et al.* (2009).



Figura 15 - (a) Composição Volumétrica dos RSU; (b) Compactação dos resíduos sólidos; (c) Medição do diâmetro e altura dos resíduos sólidos

3.1.5 Monitoramento dos resíduos sólidos urbanos

Após as etapas de construção e preenchimento da célula experimental, foi iniciada a fase do monitoramento, que consistiu em acompanhar e analisar o processo de biodegradação dos resíduos sólidos através da realização de análises laboratoriais.

Importante ressaltar que, devido a problemas técnicos, operacionais e econômicos, o monitoramento da célula experimental, que se iniciou em setembro de 2011, foi interrompido após os 137 dias de acompanhamento (aproximadamente 5 meses), voltando a ser realizado, para algumas análises, somente em setembro de 2012. Para outras análises de laboratório, esse tempo foi mais extenso devido a mudanças de estrutura física de laboratório e a ausência de equipamentos e reagentes nas novas instalações.

Durante o monitoramento dos resíduos sólidos, as amostras foram coletadas e submetidas à realização de ensaios laboratoriais. A princípio, foi coletada uma amostra inicial de resíduos e realizados estudos da composição gravimétrica e volumétrica dos RSU. Mensalmente foram feitas análises das amostras para monitorar o comportamento dos resíduos sólidos aterrados na

célula experimental ao longo do tempo e da profundidade. O Quadro 4 apresenta os parâmetros analisados nesta pesquisa, com o respectivo método empregado.

Quadro 4 – Análises e métodos empregados na pesquisa

Parâmetros	Método
Nitrogênio amoniacal, metais e pH	APHA (2012)
Testes de lixiviação e solubilização	NBR 10.006/2004 e 10.007/2004
Teor de água e Sólidos voláteis	WHO (1979)
Análises microbiológicas	APHA (2012) e CETESB (2004)
Fitotoxicidade	TÍQUIA & HODGKISS (1996).
Temperatura	Metodologia própria do GGA
Gases	Medidor portátil - DRAGER X-AM 7000

As coletas mensais de amostras de resíduos foram realizadas por meio das aberturas laterais presentes nas diferentes alturas da célula experimental. Para cada nível de profundidade, denominados superior, intermediária e inferior, foram obtidos aproximadamente 1500g de resíduos sólidos urbanos em cada camada. 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 (Figura 16).



Figura 16 - Amostrador manual para coleta de RSU na célula experimental

Após coletadas, as amostras eram encaminhadas ao laboratório para realização do procedimento de picotagem, em tamanhos de aproximadamente 30mm a 50mm (Figura 17). Em seguida, os resíduos sólidos picotados eram imersos em água destilada por um período de 30 minutos, a fim de se obter um extrato líquido para realização das análises laboratoriais.



Figura 17 - Picotagem dos RSU coletados na célula experimental

Para as análises de metais e de composição química e mineralógica dos resíduos sólidos, embora se tenha coletado amostra, em todos os níveis de profundidade da célula experimental, não foi possível realizá-las por níveis de coleta, em função do quantitativo de resíduos disponível. Neste caso, foi feito o processo de quarteamento, conforme NBR 10.007/2004 e obtida uma amostra representativa para análise.

3.1.5.1 Análises de Metais

Nesta pesquisa, a identificação dos metais foi feita para classificação dos resíduos sólidos, de acordo com a NBR 10.004/2004, através de suas características de toxicidade. Assim, a determinação foi realizada com o extrato obtido após os testes de lixiviação e solubilização dos resíduos sólidos. Após coletadas na célula experimental, as amostras de resíduos foram encaminhadas ao laboratório de geotecnia ambiental e colocadas na estufa para secagem. Em seguida, foi realizada a etapa de trituração dos resíduos em

um liquidificador e posteriormente em moinho analítico 298, modelo A21, fabricação QAC, nacional.

Após o processo de moagem, as amostras foram levadas ao Laboratório de Gestão Ambiental e Tratamento de Resíduos (LABGER), pertencente Unidade Acadêmica de Engenharia Química (UAEQ) da UFCG, para realização dos testes de lixiviação e solubilização dos resíduos sólidos. O extrato obtido nestes testes foi encaminhado para determinação dos teores de metais, pelo método da espectrofotometria de absorção atômica. Os metais analisados nesta pesquisa foram: Zinco, Cádmio, Níquel, Chumbo, Cobre, Cromo, Ferro, Manganês e Alumínio.

3.1.5.2 Classificação dos Resíduos Sólidos Urbanos

Os testes de lixiviação e solubilização dos RSU foram realizados com o intuito de classificá-los de acordo com a NBR 10.004/2004. Os ensaios de lixiviação são realizados conforme metodologia descrita pela NBR 10.005/2004, seguindo procedimentos de lixiviação para resíduos contendo teor de sólidos igual a 100%.

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

Após essa etapa, colocou-se a amostra no aparelho de agitação rotativa, a fim de iniciar a agitação a $30 \pm \text{RPM}$ (Rotações Por Minuto) por um período de 18 ± 2 horas (Figura 18). Ao fim desse período, a amostra foi filtrada e encaminhada para as análises de metais.

Para realização dos testes de solubilização dos resíduos sólidos, foi utilizada a metodologia descrita pela NBR 10.006/2004. O desenvolvimento do ensaio se deu por meio da adição de água em uma amostra representativa de RSU. A partir dessa adição, agitou-se a mistura (água - resíduo) por um período de 5 minutos. Em seguida, tampou-se o frasco e deixou-se a mostra de

resíduos sólidos em repouso por 7 dias. Após este período a solução era filtrada e submetida às análises de metais.



Figura 18 – Agitador rotatório para testes de lixiviação

3.1.5.3 Caracterização química e mineralógica

Além da caracterização físico-química e microbiológica, também foi realizada a caracterização química e mineralógica dos RSU e do solo utilizado nas camadas de base e cobertura da célula experimental, por meio das análises de Fluorescência de Raios X (EDX) e Difração de Raios X (DRX). Essas análises foram realizadas no Laboratório de Caracterização de Materiais, da Unidade Acadêmica de Engenharia de Materiais (UAEM) do Centro de Ciências e Tecnologia (CCT) da UFCG. Anteriormente à realização destas análises, foram realizadas as etapas de secagem, trituração e peneiramento das amostras de RSU, em peneira nº 200 (0,075mm) da ABNT.

A análise química por EDX utiliza o espectrômetro de fluorescência de raios X, a fim de determinar, semi quantitativamente, os elementos presentes, na forma de óxidos na amostra. Esta análise foi realizada em equipamento EDX 720 da marca Shimadzu (Figura 19).



Figura 19 - Fluorescência de raios X (EDX)

Para realização da análise mineralógica, o solo e os RSU foram submetidos às análises de DRX no equipamento XRD 6000 da Shimadzu (Figura 20).



Figura 20 - Difratômetro de raios X

3.1.5.4 Caracterização do solo

O solo utilizado como camada de base e cobertura da célula experimental foi proveniente de uma jazida localizada no município de Boa Vista – PB. A área selecionada possuía dimensões de 1,30m x 1,40m. Após escolha da área, iniciou-se o processo de preparação da área para coleta do solo. Inicialmente, realizou-se uma escavação manual com auxílio de uma pá e

uma picareta para retirada da camada superficial do solo, aproximadamente 0,20m. Em seguida, iniciou-se o procedimento de coleta.

Foi coletado cerca de 604kg de solo, a uma profundidade de 0,20m. Após a retirada das amostras, foram realizados ensaios *in situ* para determinação do teor de água e massa específica do solo, conforme metodologias descritas no Quadro 5. Em seguida, as amostras de solo foram acondicionadas em sacos plásticos e encaminhadas ao laboratório de geotecnia ambiental da UFCG para realização de ensaios laboratoriais.

Os ensaios para caracterização física do solo, utilizado como camada de base e cobertura da célula experimental, bem como suas respectivas normas estão descritos no Quadro 5.

Quadro 5 – Ensaios realizados para caracterização do solo e suas normas

ENSAIO	NORMA
Peso específico	NBR 9813/1987 - Determinação da massa específica aparente <i>in situ</i> , com emprego de cilindro de cravação
Preparação das Amostras Determinação do teor de água com secagem em estufa	NBR 6457/1986 – Amostras de Solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização
Ensaio de compactação	NBR 7182/86 – Análise de compactação
Ensaio de Granulometria	NBR 7181/1984 – Análise Granulométrica
Determinação do Limite de Plasticidade	NBR 7180/1984 - Solo – Determinação do limite de plasticidade
Determinação do Limite de Liquidez	NBR 6459/1984 – Solo – Determinação do limite de liquidez
Permeabilidade à carga variável	NBR 14545/2000 - Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável

3.1.5.5 Fitotoxicidade

A avaliação do nível de toxicidade presente na célula experimental foi realizada por meio de testes de fitotoxicidade. Estes testes foram feitos segundo metodologia de Tíquia e Hodgkiss (1996), adaptado pelo GGA. O procedimento para as análises consiste em cultivar sementes de tomate

(*Lycopersicon lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*) em amostras de resíduos sólidos coletados na célula experimental. O universo amostral consistiu de três placas de petri, cada uma contendo vinte sementes.

As sementes utilizadas nestes testes foram submetidas a um processo de lavagem e desinfecção. Em seguida, foram colocadas em placas de Petri contendo papéis filtro, a fim de receberem a amostra de RSU ou água destilada para posterior incubação em estufa BOD, por um período de 5 dias, sob condições controladas de umidade e temperatura. Após esse período, foram analisados e observados os percentuais de germinação das sementes e crescimento das raízes (Figura 21), através das Equações (4) e (5), descritas por Tíquia e Hodgkiss (1996). Neste trabalho, foram consideradas germinadas, as sementes que tiveram emergência de até 1,0 cm.



Figura 21 - Etapas de realização dos testes de fitotoxicidade

Germinação Relativa da Semente (GRS):

$$GRS(\%) = \frac{\text{número de sementes germinadas}}{\text{número de sementes germinadas no controle}} * 100Eq.(4)$$

Crescimento Relativo da raiz (CRR):

$$CRR(\%) = \frac{\text{média do comprimento da raiz}}{\text{média da raiz do controle} \sqrt{\text{comprimento da raiz do controle}}} * 100Eq.(5)$$

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

4.1.1 Composição Gravimétrica e volumétrica

A Figura 22 ilustra a composição gravimétrica obtida para os RSU da cidade de Campina Grande-PB, realizada em setembro de 2011. Analisando a Figura 22, 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 47%, seguido de plásticos com 23%. Os percentuais de matéria orgânica, obtidos nesta pesquisa, apresentam-se abaixo da média nacional, que se encontra na faixa de 50 a 55%, conforme pesquisas realizadas pelo Ministério do Meio Ambiente (2012) e por Silva *et al.* (2013).

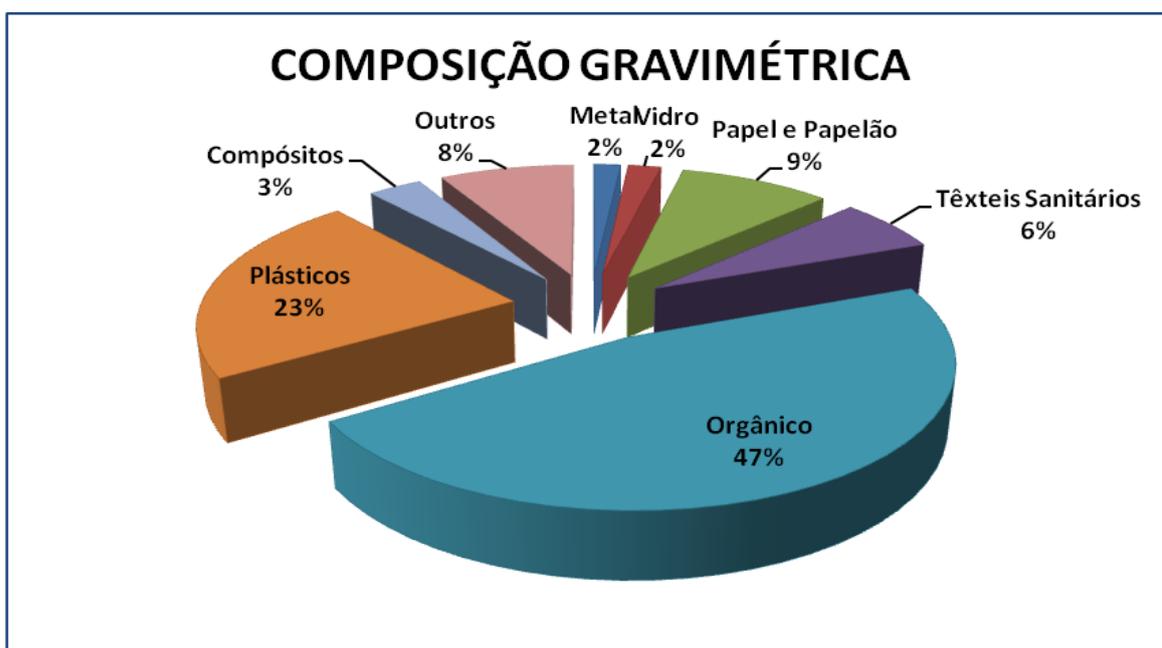


Figura 22 - Composição gravimétrica dos RSU da cidade de Campina Grande – PB

Estudos de composição gravimétrica realizados na cidade Campina Grande-PB, em anos anteriores ao desta pesquisa (2007 e 2009), demonstram a presença de diferentes percentuais dos componentes físicos na massa dos RSU ao longo do tempo. Leite (2008) e Silva (2012) obtiveram valores de

aproximadamente 70% e 66% de matéria orgânica putrescível e 11% de plásticos, respectivamente.

A diferenciação dos percentuais da pesquisa atual, com as desenvolvidas por estes autores, pode estar associada aos hábitos de consumo da população e ao aumento do seu poder aquisitivo ao longo do tempo, justificando a redução no teor de matéria orgânica e, conseqüentemente, o acréscimo de recicláveis. Além disso, as diferentes metodologias utilizadas para caracterização dos RSU também podem contribuir para tal diferenciação, uma vez que não existe, no Brasil, uma padronização para realização de tais composições.

Os percentuais de plásticos mostraram-se bastante discrepantes, e esse aumento pode ser justificado pelo consumo exagerado destes plásticos, que atualmente são dispostos no mercado em diferentes formas, sendo utilizados para confecção de sacolas, embalagens e produtos para os mais diversos fins. Essas sacolas e embalagens vêm substituindo, cada vez mais, outros materiais (papel/papelão, vidro), provavelmente devido a maior facilidade de fabricação e reaproveitamento e a maior viabilidade econômica, fato que faz com que estes materiais sejam consumidos e descartados desordenadamente (SILVA *et al.* 2012).

Mesmo os plásticos não sendo a maior parcela dos RSU, seu teor elevado merece preocupação, uma vez que gera um alto custo para o meio ambiente, primeiramente, por serem produzidos a partir de recursos naturais não renováveis (petróleo), por emitirem gases tóxicos e de efeito estufa e finalmente por serem, na maioria das vezes, descartados de maneira inadequada (PINTO *et al.*, 2014).

Visando conter o consumo e a produção exagerada dos resíduos sólidos a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei N^o 12.305/2010, estabelece procedimentos para responsabilidade compartilhada e apresenta como um dos seus objetivos a busca pela não geração, redução, reutilização e reciclagem dos resíduos sólidos, a fim de minimizar o quantitativo gerado e realizar a disposição final ambientalmente adequada apenas dos rejeitos.

Em 2014, a Empresa de Consultoria em Saneamento Ambiental (ECOSAM, 2014) realizou a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos, na cidade de Campina Grande – PB, para confecção do Plano

Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Campina Grande (PMGIRS CG) e apresentou dados semelhantes aos encontrados nesta pesquisa, obtendo também maiores percentuais de matéria orgânica (42,8%), seguidos de plásticos (22,2%) e papel/papelão (11,9%). Tais resultados validam a metodologia utilizada, nesta pesquisa, para representatividade dos resíduos gerados em uma localidade.

A caracterização física dos RSU, obtidos nos estudos de composição gravimétrica da cidade de Campina Grande – PB, foi similar àquela encontrada em estudos de composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil, sendo também, matéria orgânica e os plásticos os principais tipos de resíduos gerados, com percentuais de 51,4% e 27%, respectivamente (MMA, 2012).

Os resultados de composição volumétrica dos RSU soltos e compactados são apresentados nas Figuras 23 e 24, respectivamente. A composição volumétrica dos resíduos soltos (Figura 23) mostra que os RSU da cidade de Campina Grande-PB são formados, em volume, por 20% de matéria orgânica putrescível e 45% de plásticos. Já para composição volumétrica dos resíduos compactados, observa-se que os resíduos são formados por 23% de matéria orgânica putrescível e 42% de plásticos (Figura 24).

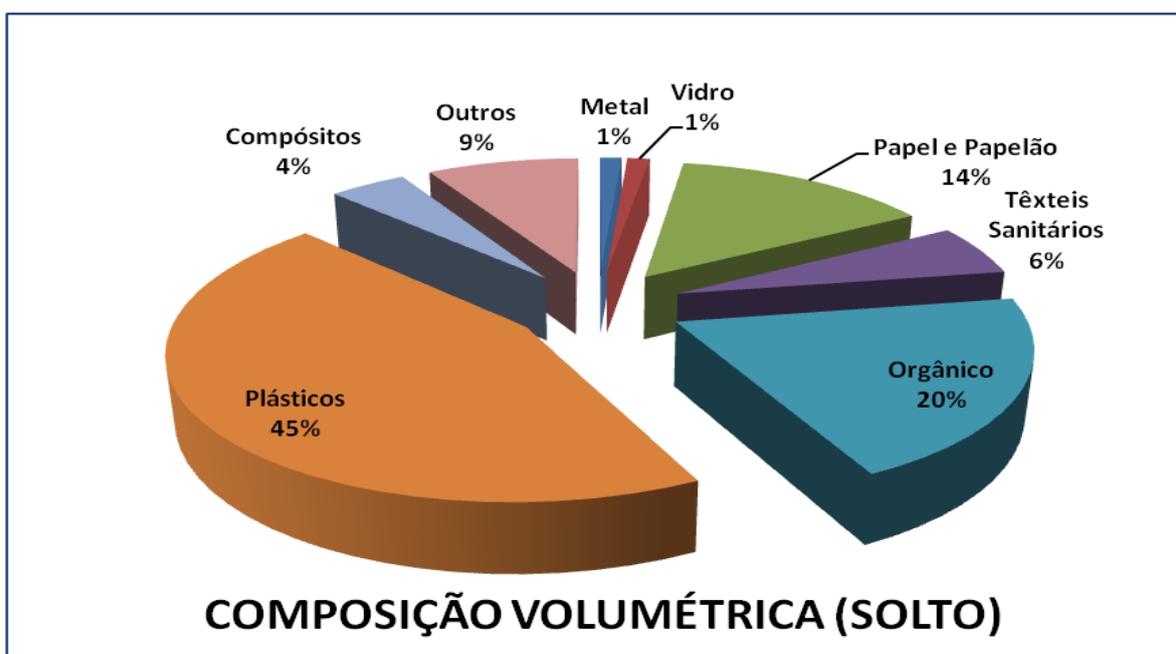


Figura 23 - Composição volumétrica dos RSU soltos da cidade de Campina Grande – PB

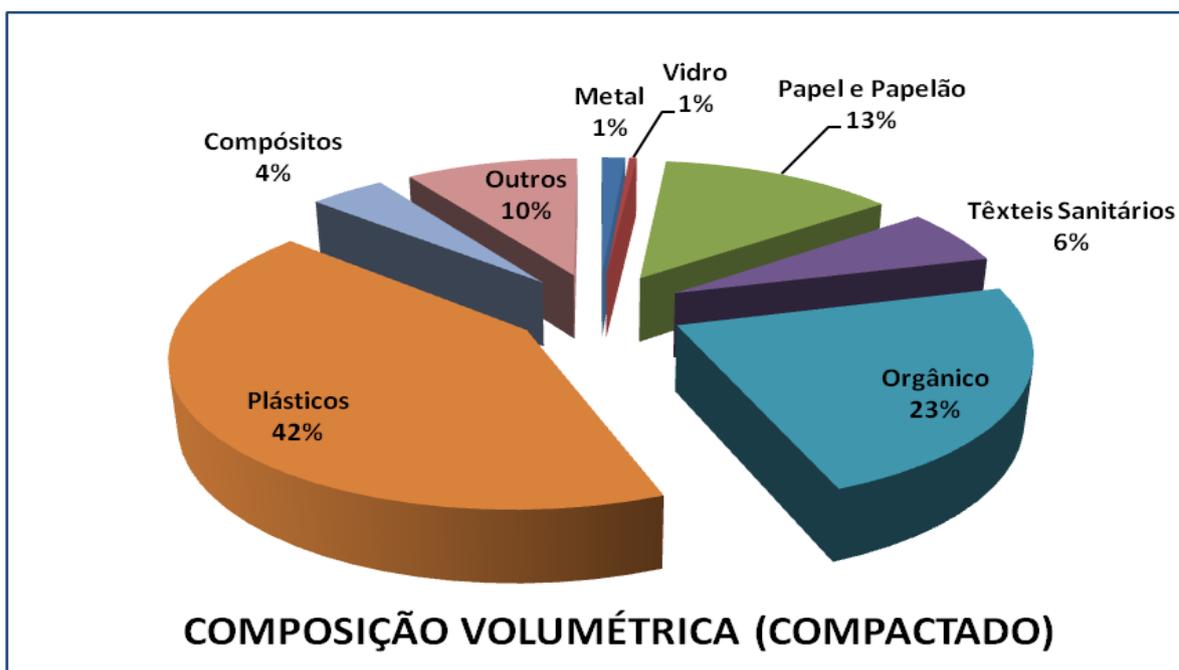


Figura 24 - Composição volumétrica dos RSU compactados da cidade de Campina Grande – PB

Os dados de composição volumétrica solta e compactada mostram semelhanças quando comparados entre si, porém apresentam diferenças, quando comparados com os de composição gravimétrica. Essa semelhança pode ter ocorrido em função da própria energia de compactação exercida durante a compressão dos resíduos sólidos, 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.

De acordo com o Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM, 2004), ao ser compactada, a massa de resíduos sofre uma redução de um terço (1/3) a um quarto (1/4) do seu volume original. Contudo, analogamente à compressão, a massa de resíduo tende a se expandir quando é extinta a pressão ocasionada pela compacta, sem, no entanto, voltar ao volume anterior.

A diferenciação desses valores com os de composição gravimétrica (Figura 22) mostra a ausência de programas de gestão e gerenciamento integrado dos resíduos sólidos, principalmente, para os plásticos, que na composição volumétrica apresentaram-se bastante elevados (45 e 42%). Este

fato pode ser justificado, pois embora os plásticos sejam matérias leves, em grandes quantidades, ocupam grandes volumes, podendo interferir em processos de compactação dos resíduos sólidos em aterros sanitários, reduzindo sua área disponível e diminuindo sua vida útil.

Em se tratando dos componentes tóxicos presentes nos RSU, atenção especial deve ser dada ao percentual de plásticos (23%) e metais (2%). 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.

De acordo com Silva *et al.* (2012), 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 sanitários, esses materiais podem dificultar a compactação dos resíduos e prejudicar o processo de decomposição, uma vez que criam camadas impermeáveis e formam “bolsões” 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 (SILVA, 2012).

4.2 TEMPERATURA

O comportamento da temperatura ambiente e no interior da célula experimental, ao longo da profundidade, é ilustrado na Figura 25. Observam-se temperaturas variadas no ambiente interno e externo a célula experimental. No interior da massa de RSU, as temperatura médias foram de 30°C em todas as profundidades. No ambiente externo, essas temperaturas variaram de 22° a 37°C.

Importante ressaltar, que diferentemente dos outros resultados apresentados graficamente, a evolução temporal das medições de temperatura é mostrada em dias distintos. Isso porque, os dias de monitoramento foram diferenciados, enquanto as análises de laboratório eram realizadas mensalmente, as determinadas *in situ*, seguiam padrões de medição quinzenal e por vezes, mensal. Além disso, por problemas técnicos e operacionais, as medições de temperatura ao longo da profundidade da célula foram encerradas aos 905 dias de monitoramento (fevereiro de 2014). Reiniciando suas leituras, somente em meados de 2015.

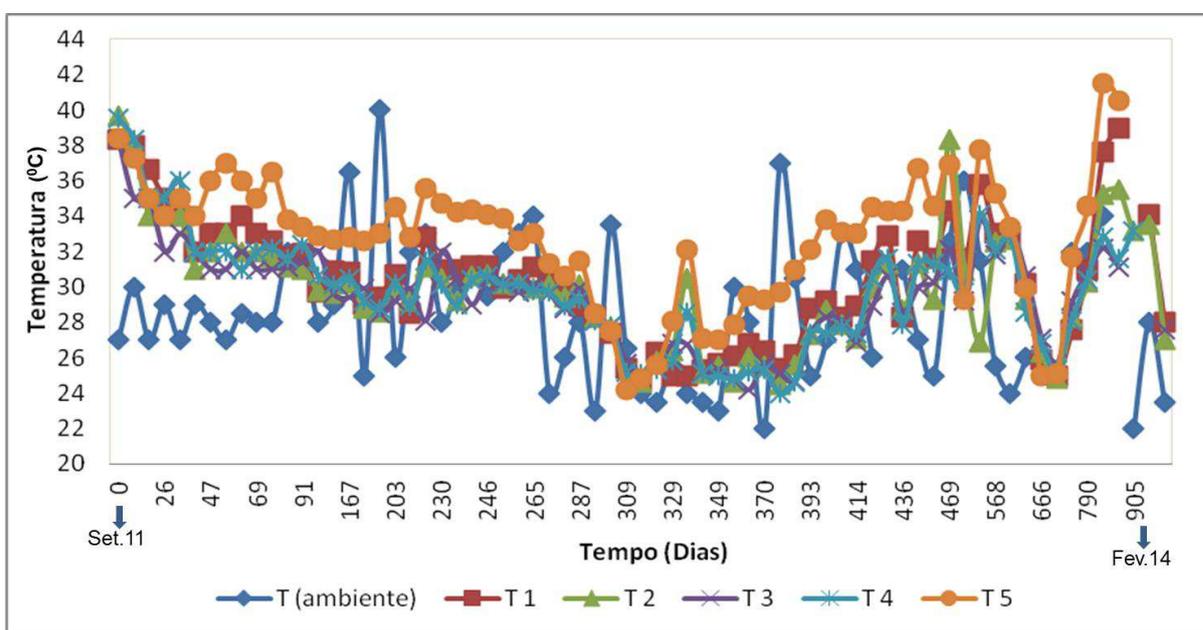


Figura 25 - Temperaturas internas e externas a célula experimental

*Profundidade das placas: T1=-0,5m; T2=-1,0m; T3=-1,5m; T4=-2,0m;
T5=-2,5m.

Analisando a Figura 25, percebe-se que, embora a temperatura predominante no ambiente externo fosse menor que a do interior da célula, aquela sofreu alterações mais significativas, provavelmente devido à influência das características locais de tempo e clima da cidade de Campina Grande - PB. No interior da célula experimental, a própria estrutura de sua parede pode ter contribuído para ausência de um isolamento total da massa de resíduos sólidos depositados, fato que promoveu a amortização da temperatura entre os ambientes internos e externos e, conseqüentemente menores variações desse parâmetro em seu interior.

As temperaturas medidas dentro da célula apresentaram-se maiores que as do exterior, com características semelhantes ao longo do tempo de monitoramento. Observa-se que inicialmente, a temperatura no interior da célula experimental, ao longo da profundidade, esteve na faixa de 39°C. Já nos primeiros 20 dias de monitoramento, ocorreram reduções nesse parâmetro havendo alterações ao longo de todo o tempo. Essas alterações podem estar associadas ao desenvolvimento dos micro-organismos, que em função do quantitativo de matéria orgânica facilmente degradável presente na célula irá resultar numa maior ou menor atividade microbiana e conseqüente variação de temperatura. Contudo, as medições desse parâmetro sempre permaneceram na faixa mesófila, variando entre 20° e 45°C.

De fato, a degradação da matéria orgânica na maior parte dos aterros sanitários ocorre na faixa mesofílica. Elevadas temperaturas ocorrem normalmente até os primeiros 45 dias decorridos após a disposição final dos resíduos sólidos, onde se predominam condições aeróbias. As reações aeróbias são fortemente exotérmicas e liberam grandes quantidades de calor, o que explica a elevação inicial de temperatura.

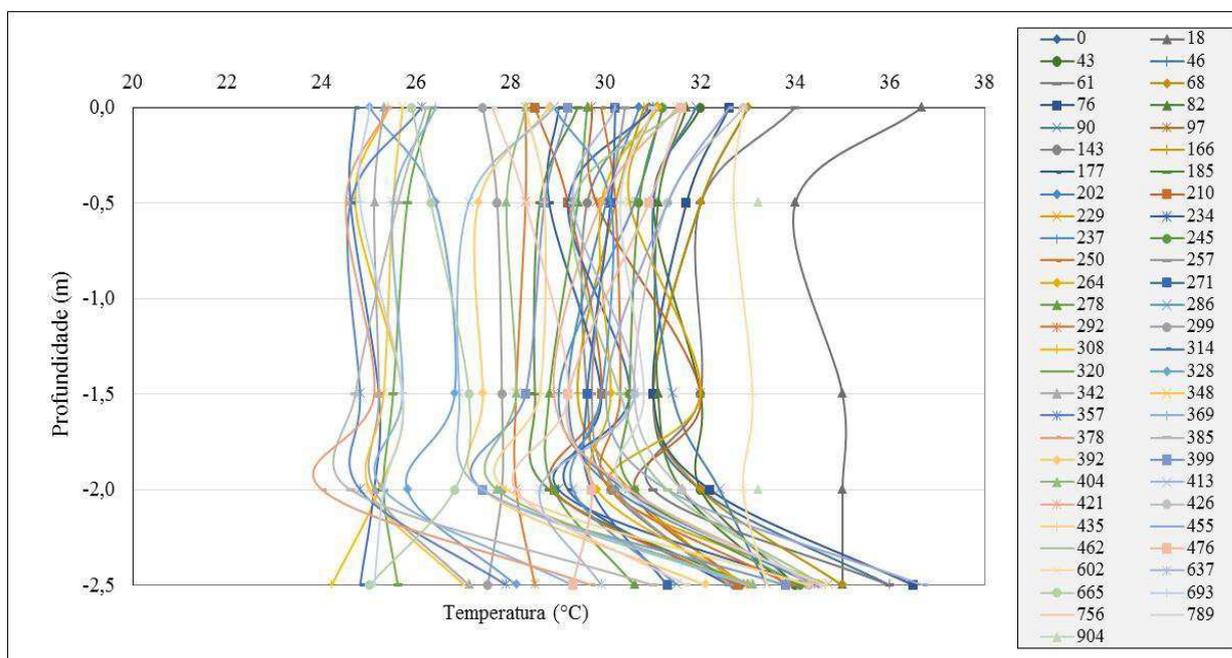
Segundo Brito Filho (2005) o aumento inicial da temperatura, ocorre devido à liberação de calor durante a degradação aeróbia, que aumenta a taxa das reações, concorrendo para perda de calor dos resíduos para o ambiente. Quantidades expressivas de calor são geradas em função da decomposição de resíduos orgânicos nos aterros sanitários. O calor é um subproduto primário dos aterros sanitários, além de lixiviados e gases (HANSON *et al.*, 2010).

Estudos desenvolvidos por Mata-Alvarez (2003) indicaram que o rendimento do processo de degradação anaeróbia é maior em condições termofílicas ($T > 45^{\circ}\text{C}$) do que em condições mesofílicas. Chen *et al.* (2008) afirmam que a temperatura elevada da fase termofílica produz um elevado grau de estabilização do resíduo. Contudo, apesar das condições termófilas garantirem uma maior eficiência, a temperatura mesófila é menos vulnerável as variações do ambiente. Assim, na célula experimental em estudo, embora ocorram trocas de calor com o ambiente externo, a faixa de temperatura permanece constante, indicando que a condição mesofílica não interferiu na atividade biodegradativa, e, portanto, a temperatura não atuou como agente tóxico ao processo de degradação da matéria orgânica, uma vez que este

ocorreu de maneira condizente com o processo natural de degradação, conforme pode ser observado no comportamento dos sólidos voláteis (Figura 30).

Realizando estudos a cerca do efeito da temperatura no processo biodegradativo, Rajeshwari *et al.* (2000) constataram que a influência desse parâmetro sobre as etapas de degradação ocorre de modo mais acentuado na acetogênese e na metanogênese, em função da maior sensibilidade dos microorganismos atuantes nessas fases. Na hidrólise e na acidogênese, em virtude da grande diversidade de bactérias atuantes nas etapas iniciais da biodegradação esse efeito é mais ameno.

Analisando o comportamento da temperatura ao longo da profundidade na célula experimental (Figura 26), observa-se que os termopares T1 e T5, localizados próximos às camadas de cobertura e base respectivamente, mostraram comportamento análogo àquelas localizadas na região central, que teoricamente deveriam apresentar temperaturas maiores em função da atividade microbiológica mais intensa.



Fonte: Dados da pesquisa (2014)

Figura 26 – Comportamento da temperatura ao longo da profundidade

Isso ocorre, pois em células experimentais, embora existam diferenças de alturas entre os termopares, e a temperatura seja mais elevada na região

central, às variações de altura são pequenas e o processo de dissipação de calor é lento, assim as diferenças de temperatura entre os termopares tornam-se reduzidas. Além disso, à entrada de ar pelas aberturas laterais da célula proporciona o desenvolvimento de bactérias aeróbias ao longo de todo monitoramento e de todas as profundidades da célula (Figura 32). Essas bactérias, sendo responsáveis pela liberação de calor durante o processo de decomposição, contribuem conseqüentemente para o aumento da temperatura.

Diferentemente do observado nesta pesquisa Alcântara (2007), monitorando o comportamento da temperatura de RSU em lisímetros, observou temperaturas mais intensas na região central dos reatores, provavelmente devido à dinâmica de dissipação do calor gerado, e temperaturas menores próximas as camadas de base onde os resíduos foram colocados primeiro e no topo onde a troca de calor com o meio externo ocorre mais facilmente.

Em aterros sanitários, Monteiro (2003); Melo (2003) e Hanson *et al.* (2010), realizaram estudos sobre a distribuição espacial e temporal desse parâmetro e observaram resultados semelhantes aos de Alcântara (2007), onde as temperaturas próximas as camadas de base e cobertura dos resíduos eram relativamente menores quando comparadas às temperaturas em profundidade médias, onde a atividade microbiológica era mais intensa.

4.3 pH

A avaliação do pH nos processo de biodegradação dos resíduos sólidos é de fundamental importância, uma vez que o comportamento deste parâmetro está diretamente relacionado ao desenvolvimento das fases de degradação da matéria orgânica, podendo suas variações acelerar ou inibir o processo biodegradativo, bem como interferir no desenvolvimento da toxicidade no interior da célula experimental.

A Figura 27 ilustra a evolução temporal do comportamento do pH, para os RSU da cidade de Campina Grande – PB. Analisando-a, observa-se que inicialmente o pH dos resíduos, depositados na célula experimental, encontram-se na faixa ácida, com valor próximo a 4,2. Esse valor, na cidade de Campina Grande – PB, é característico do pH dos resíduos obtidos na fonte

geradora, diferindo do pH inicial normalmente encontrado no resíduos sólidos. De acordo com Maciel (2003) o pH inicial dos resíduos na decomposição aeróbia, é quase neutro (pH = 7), decrescendo à medida que a decomposição anaeróbia ácida se estabelece.

A elevada acidez, pode estar associada ao início do processo de decomposição dos resíduos sólidos, já decorrido entre a geração e a sua chegada ao local de descarregamento, bem como a presença de bactérias fermentadoras de ácidos, que pode ocasionar uma diminuição do pH. Resultados semelhantes, na fase inicial de monitoramento foram encontrados por Maciel (2009) e Silva *et al.* (2015).

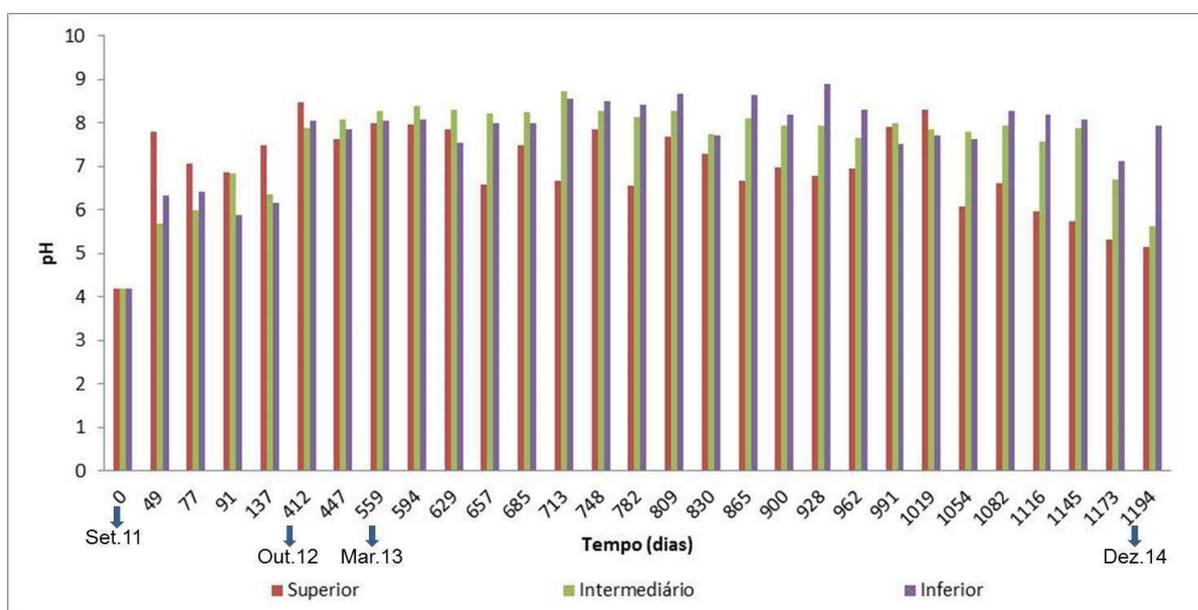


Figura 27 - Comportamento do pH ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental

Analisando a Figura 27, percebe-se que já nos primeiros 49 dias de monitoramento esse parâmetro tende a aumentar para valores médios próximos a 6,5, permanecendo nesta faixa até os 137 dias. As características de pH ácidos, no início do monitoramento é indicativo da presença das bactérias fermentadoras, características das fases hidrolíticas, acidogênicas e acetogênicas, que promovem o acúmulo de ácidos orgânicos e de elevadas concentrações de CO₂ no interior da massa de resíduos sólidos. Segundo Oliveira (2005) as bactérias produtoras de ácidos têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 5,0 e 6,5.

Após 412 dias de monitoramento, verificam-se valores de pH mais elevados, acima de 7, fato que pode estar associado ao efeito tamponante proporcionado pelo processo de bioestabilização dos resíduos sólidos orgânicos, constituído por várias espécies químicas presentes nos resíduos sólidos (BOUALLAGUI *et al.*, 2003).

Em relação às fases de degradação, essa elevação no pH indica que provavelmente esteja ocorrendo a transição da fase de decomposição ácida para a fase metanogênica. Tal transição se dá devido à produção de bicarbonato pelas *arqueas* metanogênicas, que convertem ácidos e hidrogênio, presentes no meio, em metano, aumentando assim, o pH. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), a fase metanogênica ocorre em valores de pH variando entre 6,8 e 8,0. Esta fase é longa e pode perdurar durante toda a vida útil do aterro.

Embora a evolução do pH concorra para o estabelecimento das fases posteriores de degradação, em células experimentais, essas fases não podem ser definidas com exatidão, uma vez que pode ocorrer o estabelecimento de mais de uma fase ao mesmo tempo. Além disso, as dimensões reduzidas da célula, em comparação com um aterro em escala real, propicia uma intensificação da atividade biodegradativa, 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 micro-organismos. Tais constatações foram verificadas por Melo (2011) e Araújo (2011) em estudos desenvolvidos em células experimentais.

Analisando o comportamento geral do pH na célula experimental, observa-se que existem variações neste parâmetro, que podem estar associadas a própria heterogeneidade dos resíduos sólidos e ao processo de coleta dos resíduos.

De maneira geral, ao longo do tempo de monitoramento o pH apresentou oscilações chegando a valores próximos a 9,0, especialmente nas camadas intermediária e inferior. Na camada superior, diferentemente do que ocorre em aterros sanitários, esses valores reduziram-se para pH próximo a 5,5. Valores baixos de pH nesta camada, podem estar associados à entrada de ar pelas aberturas laterais da célula experimental e pelas fissuras existentes na

camada de cobertura, dificultando assim, a atividade das bactérias anaeróbias, sensíveis a presença do oxigênio.

Embora a entrada de ar, provavelmente, ocorra em todas as camadas da célula experimental, a camada superior oferece uma maior exposição ao ambiente externo, se comparada com as demais, em função da maior área de contato com o ambiente externo. Tal fato pode ser constatado na Figura 32, que apresenta o comportamento das bactérias aeróbias ao longo do tempo na célula experimental. Observa-se que embora em um ambiente de aterro sanitário se estabeleçam condições anaeróbias, em função das grandes profundidades e do seu isolamento, na célula experimental em estudo, os teores de oxigênio foram elevados e as bactérias aeróbias e/ou facultativas estão presentes em altas concentrações provavelmente pelas condições descritas anteriormente.

Por serem mais sensíveis às condições adversas e/ou alterações das condições do ambiente, as *arqueas* se reproduzem mais lentamente. Assim, na camada superior, as elevadas concentrações de oxigênio, possivelmente, promoveram uma redução no quantitativo destas bactérias e conseqüentemente no pH, visto que estas bactérias são responsáveis pela produção de bicarbonatos no meio, fato que ocasionou um retardando na atividade metanogênica nesta camada, ao passo que proporcionou um aumento no número das aeróbias e/ou facultativas produtoras de ácidos no meio.

4.4 TEOR DE ÁGUA

A Figura 28 apresenta o comportamento do teor de água na célula experimental. O percentual observado inicialmente nos RSU foi de 57%. Valores semelhantes foram encontrados por Garcez (2009) e Melo (2011) também em resíduos sólidos da cidade de Campina Grande-PB. Tal teor apresenta-se dentro da média nacional que é de 60% (LIMA, 2004) e pode ser atribuído ao quantitativo de matéria orgânica presente na célula experimental, cerca de 47% (Figura 22).

Mudanças significativas nos teores de água foram observadas neste estudo, com percentuais que variam entre 20 e 85%. Tais variações podem estar associadas ao quantitativo de matéria orgânica presente nos RSU, as condições meteorológicas locais, a taxa de biodegradação, a capacidade e ao funcionamento dos sistemas de coleta de líquidos no interior da célula e a camada de cobertura.

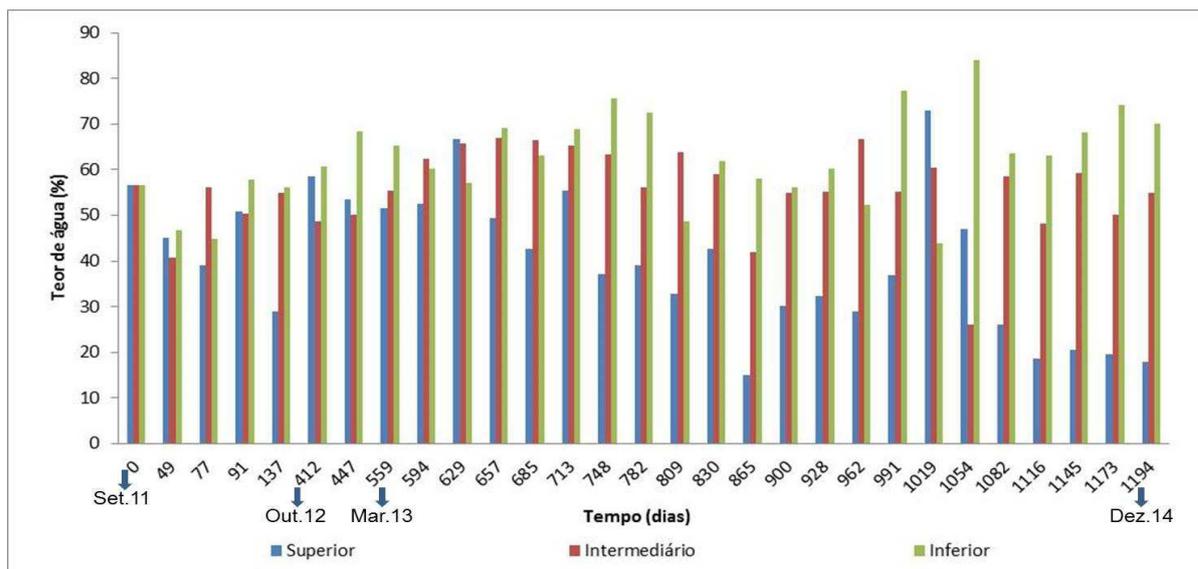


Figura 28 - Comportamento do teor de água ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental

Os teores de água presentes na célula experimental encontram-se dentro da faixa que não limitou o desenvolvimento dos processos de biodegradação. Estudos desenvolvidos por Palma *et al.* (2000), mostraram que o teor de água ótimo para a atividade degradativa varia entre 50 e 70%. Alcântara (2007) sugeriu como teor de água adequada para o processo de degradação teores variando entre 53 a 58%. Yuen *et al.* (2001) considera que teores de água, reportados na literatura, sempre apresentarão uma faixa muito ampla, uma vez que a quantidade de água pode ser influenciada por fatores como a composição, peso específico, porosidade e idade dos RSU.

De maneira geral, o teor de água presente nos RSU apresentou-se variável ao longo do tempo de monitoramento, existindo uma tendência à redução no nível superior e um aumento nos níveis intermediário e inferior. A ocorrência de tal fato, na camada superior, pode estar associada às trocas de calor ocorridas entre o interior da célula e o meio externo, uma vez que o

ambiente da célula não é completamente impermeável devido às fissuras existentes na camada de cobertura e as aberturas para coleta das amostras de resíduos sólidos.

Além disso, os elevados índices de evaporação que ocorrem na cidade de Campina Grande, também contribuem para redução dos teores de água nos resíduos aterrados nesta camada. Analisando esta Figura 29, percebe-se que a evaporação, durante grande parte do ano, é mais expressiva que a precipitação, reduzindo-se somente nos meses característicos de chuvas na região. Tais períodos correspondem aos dias 594 a 713, dos meses de abril a agosto de 2013 e aos dias 1019 a 1116, de maio e setembro de 2014. Nestes períodos, as precipitações favoreceram a elevação no percentual de teor de água nesta camada.

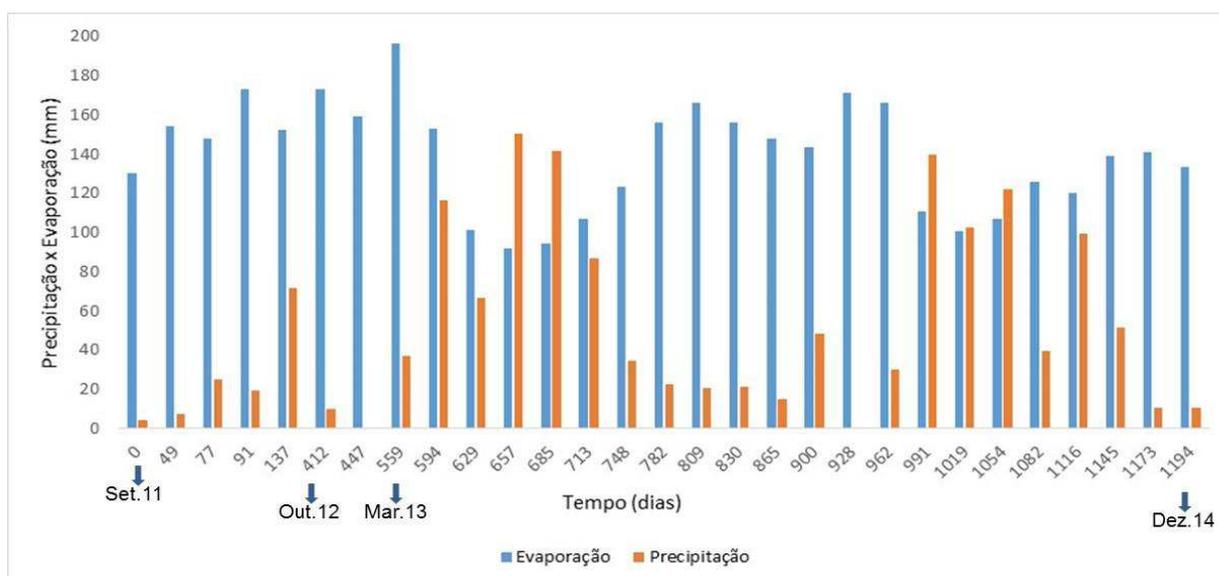


Figura 29 - Precipitação e evaporação da cidade de Campina Grande – PB

Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (2014)

Através da análise comparativa das Figuras 28 e 29, pode-se perceber que os maiores teores de água, principalmente na camada superior, ocorrem nas épocas de maiores precipitações. E que, embora exista uma tendência à redução do teor de água nesta camada, nas épocas de chuvas ocorrem aumentos consideráveis.

Diferentemente da camada superior, nas camadas intermediária e inferior da célula experimental, não foram observadas reduções significativas nos teores de água, indicando que estas camadas não sofrem influências

diretas do meio externo. Maiores teores de água nestas camadas podem ser explicados pela entrada de águas pelas paredes laterais da célula experimental. Ao sofrer o fenômeno de contração, devido a perda de umidade para o ambiente externo, tanto a massa de resíduos sólidos aterrados, quanto a camada de cobertura do solo compactado, deslocam-se da parede da célula experimental, favorecendo caminhos preferenciais. Assim, ao escoar pelas suas laterais, a água infiltra e se dispersa longitudinalmente acumulando-se nas partes mais baixas da célula.

Teores de água 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 micro-organismos e conseqüentemente, das suas funções vitais. Neste trabalho, assim como nas pesquisas desenvolvidas por Meira (2009); Melo (2011) e Silva *et al.* (2012) observou-se que valores de teor de água não interferiram no desenvolvimento dos micro-organismos.

4.5 SÓLIDOS VOLÁTEIS

A Figura 30 ilustra os percentuais de sólidos voláteis existentes na célula experimental, ao longo do tempo e da profundidade. De maneira geral, observa-se que há uma redução dos sólidos voláteis ao longo do tempo, fato que pode estar associado a diminuição do teor de matéria orgânica na célula experimental, uma vez que este parâmetro indica, de forma indireta, a biodegradabilidade da fração orgânica de RSU. Assim, quanto maior o teor de sólidos voláteis, maior a quantidade de matéria orgânica a ser decomposta e mais recente é o resíduo aterrado.

Analisando a Figura 30, percebe-se que, de maneira geral, até os 1019 dias de monitoramento, existe uma redução desse parâmetro ao longo do tempo, com teores variando de 20 a 75%, que podem estar associadas à heterogeneidade do material. Após esse período, houve um aumento na concentração desses sólidos, que pode estar associado à entrada de águas de chuvas, como pode ser visto na Figura 29, que proporciona a dissolução dos compostos orgânicos presentes na célula, aumentando sua concentração. A

idade do resíduo é um fator que também pode contribuir para tal dissolução, neste período, uma vez que é sabido que o percentual de materiais com granulação mais fina tende a aumentar com o passar do tempo, devido à biodegradação da parcela orgânica dos resíduos.

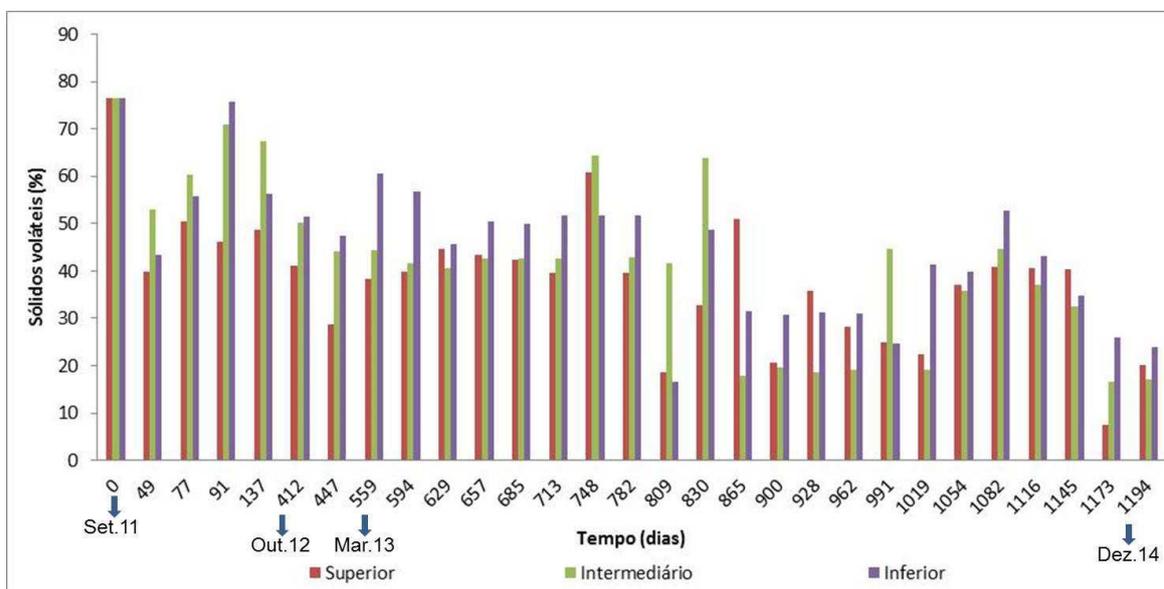


Figura 30 - Teor de sólidos voláteis na célula experimental

Em se tratando da célula experimental, a reduzida área dos pontos de coleta dificulta a obtenção de uma amostra mais representativa, uma vez que esta é coletada por meio de um amostrador manual, sendo o material amostrado aquele obtido pelo equipamento (Figura 16). Resultados semelhantes a estes foram observados por Alcântara (2007) e Ribeiro (2012), mostrando que, ainda que o teor de sólidos voláteis tenha diminuído, eles apresentaram grande variabilidade ao longo do tempo.

Em relação à toxicidade dos resíduos sólidos, percebe-se que não houve relação direta dessa variável com sólidos voláteis. A redução nos sólidos voláteis indica que a degradação no interior da célula experimental está ocorrendo, uma vez que, a matéria orgânica está sendo consumida e, portanto, não está interferindo no desenvolvimento dos micro-organismos. Todavia, no futuro, a redução no teor de matéria orgânica pode contribuir para aparecimento de toxicidade, uma vez que os materiais recalcitrantes não são facilmente assimilados pelas bactérias, podendo assim, interferir nos processo de degradação.

4.6 NITROGÊNIO AMONIACAL

A Figura 31 ilustra o comportamento do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental. Observam-se, variações significativas no comportamento deste parâmetro, fato que pode está associado à elevada heterogeneidade dos resíduos sólidos e a mudanças nas condições meteorológicas locais.

Analisando a Figura 31, observa-se que, até os 137 dias de monitoramento, as concentrações médias de nitrogênio amoniacal estiveram na faixa média de 100mg/L, em todas as profundidades da célula experimental. Essas baixas concentrações encontradas no início do monitoramento, indicam que o nitrogênio amoniacal não está contribuindo, nesta fase, para toxicidade do meio, conforme constatado por Calli *et al.* (2005). Em seus estudos, esses autores observaram efeito inibitório das concentrações de nitrogênio amoniacal para valores de amônia livre em concentrações acima 161 ± 12 mg/L. Além do mais, nessa fase, o pH da célula experimental encontra-se em condições que variam de ácidas a neutra (Figura 27), indicando que existe predominância do íon amônio (NH_4^+) no meio, que é a forma não tóxica do nitrogênio amoniacal.

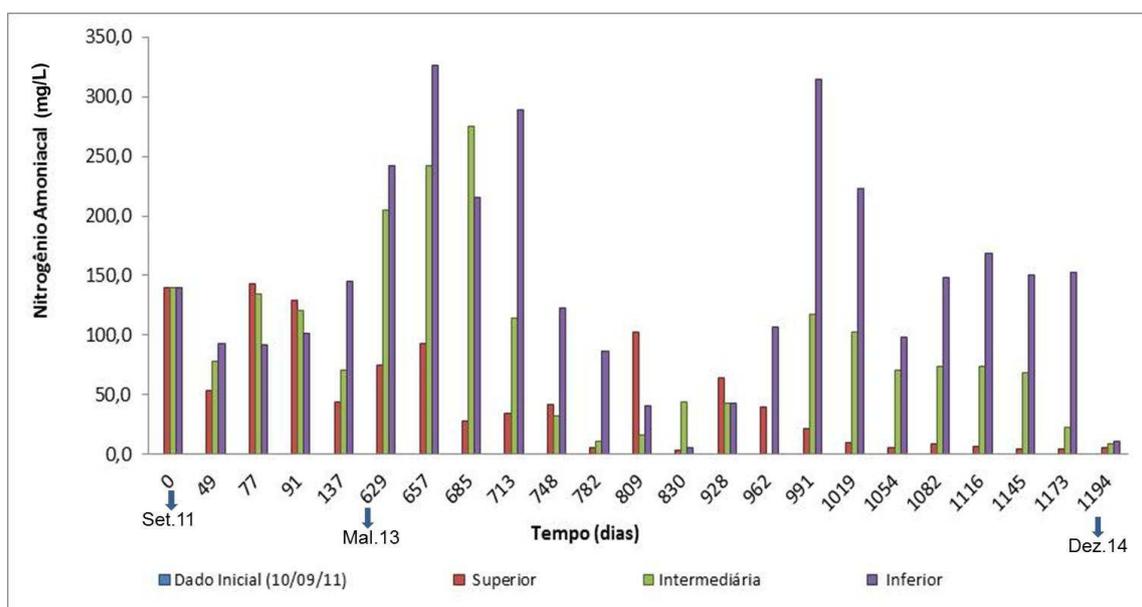


Figura 31 - Comportamento do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental

Após o período de 137 dias, houve uma interrupção no monitoramento da célula experimental devido a problemas técnicos e econômicos que inviabilizaram o seu estudo, e somente após 15 meses de suspensão do monitoramento é que este reiniciou-se, no tempo de 629 dias. Nesse período, as concentrações de nitrogênio amoniacal encontraram-se elevadas nas porções intermediárias e inferiores da célula experimental, sendo essa elevação notada no intervalo de 629 a 713 dias e posteriormente entre os 991 e 1173 dias.

Um fator que pode ter contribuído para o aumento das concentrações desse parâmetro, nestes intervalos de tempo e nestas camadas da célula experimental, é a entrada de oxigênio no seu interior, por meio das aberturas laterais existentes para coleta dos resíduos sólidos (Figura 6). De acordo com Castilhos Jr. *et al.* (2006) a presença de oxigênio na célula experimental pode favorecer a formação do nitrogênio amoniacal, isso por que o processo de nitrificação intermediado por micro-organismos acontece em condições aeróbias. Em condições anaeróbias, o nitrogênio amoniacal torna-se estável tendendo a ser recalcitrante ao processo de decomposição.

Um parâmetro indicativo da existência de oxigênio no interior da célula experimental são as bactérias aeróbias, visto que essas sobrevivem apenas em ambientes com presença de oxigênio. Na Figura 32, pode-se observar o comportamento dessas bactérias ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental, percebendo-se que o número de micro-organismos aeróbios apresenta-se praticamente constante ao longo de todo o tempo de monitoramento, indicando que embora as condições anaeróbias sejam adequadas ao processo decomposição dos resíduos sólidos em aterros sanitário, na célula experimental em estudo os processos de biodegradação, ocorrem tanto por meio de organismos aeróbios quanto anaeróbios e facultativos.

Além disso, a entrada de águas de chuva pelas paredes laterais da célula também contribui para presença do nitrogênio amoniacal, podendo ser este o fator determinante para observação das elevadas concentrações deste parâmetro vistas nesse intervalo de tempo. De acordo com Kupper e Verdade (1955) e Santos *et al.* (2006) as águas pluviais trazem consigo quantidades apreciáveis do nitrogênio nas formas nítrica e amoniacal. Assim, comparando a

Figura 31 com a Figura 29, que apresenta os índices médios de precipitações e evaporações pluviométricas da cidade de Campina Grande – PB percebe-se que as maiores intensidades de chuvas ocorreram no mesmo intervalo de tempo em que se obtiveram as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal, indicando que este fator provavelmente contribuiu para elevação deste parâmetro.

Resultados diferenciados daqueles observados nas camadas inferior e intermediárias (altas concentrações de nitrogênio amoniacal) foram vistos na camada superior da célula experimental, principalmente após os 629 dias, onde houve uma redução nas concentrações de nitrogênio amoniacal ao longo do tempo, com variações que podem estar associadas à heterogeneidade dos resíduos.

Essa redução pode ter sido gerada pelos baixos teores de água ocasionados pelas trocas de calor existentes na camada superior, que proporcionam elevados índices de evaporação (Figura 29), fato que é perceptível durante as coletas de resíduos sólidos, onde se observa que os resíduos localizados nas camadas inferiores apresentam maiores teores de água que aqueles situados na porção superior, como pode ser visto na Figura 28, que apresenta o comportamento do teor de água ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental. Além disso, a presença de oxigênio no interior da célula experimental também pode ter contribuído para o desenvolvimento do processo de nitrificação e conseqüentemente, para redução dos teores de nitrogênio amoniacal.

Realizando uma análise geral, do comportamento de nitrogênio amoniacal, observa-se que existem variações nas concentrações deste elemento ao longo do tempo e que a sua presença no meio, de acordo com Metcalf e Eddy, (1985), pode ser um indicativo de que ainda exista material orgânico a ser decomposto.

Embora exista uma tendência à redução desse parâmetro ao longo do tempo, sua concentração em aterros sanitários pode perdurar por dezenas de anos no meio. De acordo com Kurniawan *et al.* (2006), um aterro pode continuar a produzir lixiviados com concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal por até 50 anos após o encerramento de suas atividades. E

dependendo da espécie química em que se encontre, seus efeitos sobre o meio ambiente podem ser bastante danosos.

Analisando a Figura 31, observa-se que, embora existam variações expressivas nos teores de nitrogênio amoniacal, as concentrações médias dessa substância no interior da célula experimental estiveram em torno de 120mg/L, ao longo de todo tempo de monitoramento. De acordo com Liu e Sung, (2003), as concentrações abaixo de 200mg/L são benéficas para o processo anaeróbio, já que o nitrogênio é um nutriente essencial para microorganismos responsáveis pela atividade degradativa. Contudo, existem divergências na literatura a cerca das concentrações consideradas tóxicas ao processo de digestão, estando tais diferenças atribuídas, por exemplo, condições ambientais de pH e temperatura, como pode ser constatado em trabalho de Hashimoto,(1986) e Angelidaki e Ahring, (1994).

Sabe-se, que a elevação do pH resulta no aumento da toxicidade devido a transformação do íon amônio para amônia livre. Analisando a Figura 27, que retrata a evolução temporal do pH, percebe-se que, após os 412 dias, o pH eleva-se para valores próximos a 8,0. Nesta faixa, de acordo com Campos *et al.* (2010) (Figura 2), existe uma predominância no meio do íon amônio, não causador de toxicidade. Além disso, conforme Lay *et al.* (1998) (Tabela 1), em pH 8,0 a concentração crítica de amônia livre para inibição ocorre em torno de 890mg/L, já para inibição de cerca de 10% do processo, ocorre em 199mg/L. Na célula experimental, embora tenha se observado, em determinadas épocas do monitoramento, concentrações próximas a 350mg/L, capazes de promover efeito inibitório ao processo de digestão anaeróbia, esses teores representam o quantitativo de nitrogênio amoniacal total (soma das parcelas do íon amônio e da amônia livre). Nestas condições, a concentração da amônia livre apresenta-se inferior àquela capaz de causar toxicidade.

Contudo, as atribuições de Campos *et al.* (2010) ocorrem em temperaturas específicas de 25^oC. Na célula experimental em estudo, a temperatura média em seu interior foi de 30^oC. Conforme dito anteriormente, a temperatura, juntamente com o pH é um fator que influi nas concentrações de amônia. Segundo Chen *et al.* (2008) tanto a concentração de amônia livre, quanto a taxa de crescimento microbiano são afetados pela mudança de temperatura. Um aumento da temperatura do processo, em geral, tem um

efeito positivo sobre a taxa metabólica dos micro-organismos, mas também resulta numa maior concentração de amônia livre. Porém, embora a concentração de amônia livre possa ter aumentado, o pH do meio atua como regulador do seu efeito tóxico sob os organismos degradadores.

Dos micro-organismos responsáveis pelo processo de degradação, as *arqueas* metanogênicas são menos tolerantes a amônia, apresentando maior probabilidade de cessar o crescimento, devido à toxicidade deste parâmetro. Estudos desenvolvidos por Koster e Lettinga, (1988) mostraram que bactérias acidogênicas submetidas a concentrações de amônia superiores a 4000 mg/L quase não foram afetados, enquanto que bactérias metanogênicas reduziram sua atividade em 56,5%. Em função das concentrações observadas nesta pesquisa, bastante inferiores a relatada pelos autores, acredita-se que o desenvolvimento da população dos micro-organismos anaeróbios não foi afetado, visto que o processo de degradação vem ocorrendo, conforme apresenta o comportamento dos sólidos voláteis (Figura 30). Contudo, tal afirmação só poderia ser validada se as análises de bactérias anaeróbias tivessem sido realizadas.

Ainda que os teores nitrogênio amoniacal não interfiram no processo de degradação, sua concentração encontra-se acima dos valores preconizados pela portaria de potabilidade nº 2.914/11 do Ministério da Saúde, que é da ordem de 1,5mg/L. Assim, caso o lixiviado gerado no processo de decomposição, rico em nitrogênio amoniacal, atinja o solo e corpos receptores d'água pode afetar a fauna e a flora destes ambientes, além de inibir o metabolismo dos micro-organismos existentes, causar problemas de eutrofização na água e fitotoxicidade no solo.

Estudos acerca da toxicidade de lixiviados, realizados por Sisino *et al.* (2000) e Renou *et al.* (2008), utilizando vários organismos testes (*Vibrio fisheri*, *Daphnia* similares, *Artemia salina*, *Brachydanio rerio* etc.) mostraram o perigo potencial desses líquidos, especialmente aqueles ricos em amônia, indicando a necessidade de tratamento dos lixiviados, de forma a colocá-los dentro dos padrões exigidos pela legislação antes do seu lançamento em corpos receptores.

4.7 MICRO-ORGANISMOS AERÓBIOS

A Figura 32 ilustra o comportamento dos micro-organismos aeróbios na célula experimental. Observa-se que estas bactérias estiveram presentes ao longo de todo período de monitoramento em concentrações que variaram de 10^6 a 10^8 Unidades Formadoras de Colônias (UFC/ml).

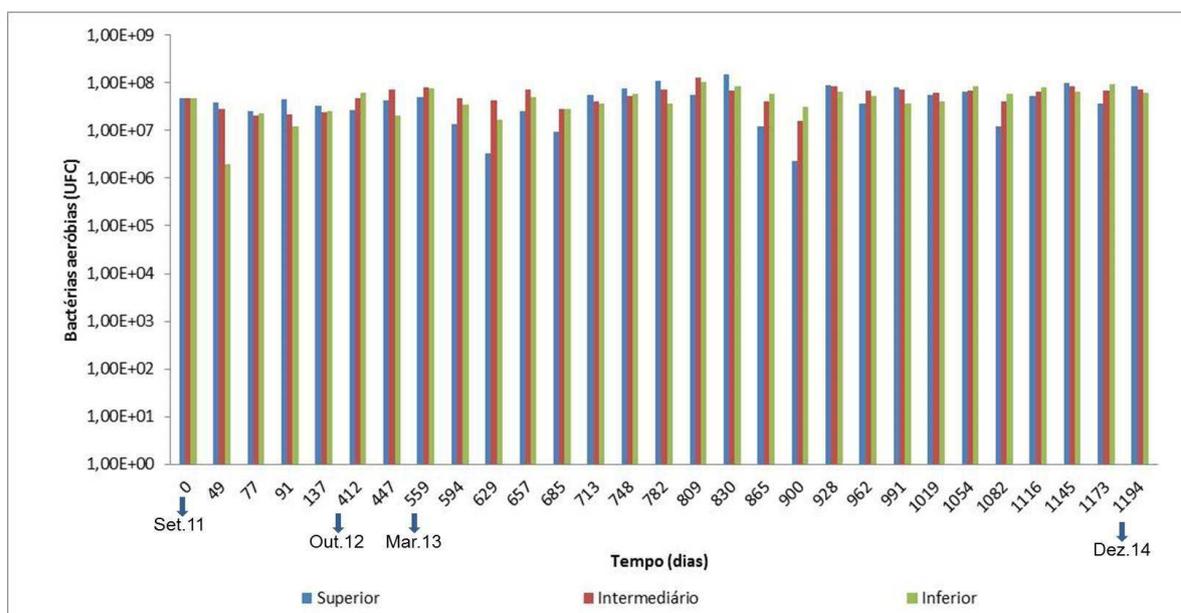


Figura 32 - Comportamento das bactérias aeróbias totais ao longo do tempo e da profundidade na célula experimental

Diferentemente do que se espera em um ambiente de aterro sanitário, onde a maior parte dos processos de degradação ocorre em condições anaeróbias, a célula experimental apresentou características diferenciadas com presença constante de oxigênio em todas as suas camadas, indicando que provavelmente exista, no ambiente, um grande número de bactérias facultativas que sobrevivem tanto na presença como na ausência do oxigênio.

Resultados semelhantes a estes foram obtidos por Leite (2008); Garcez (2009); Araujo (2011); Silva *et al.* (2015) e Aires (2013) que encontraram concentrações análogas de bactérias aeróbias ao longo de todas as camadas de células experimentais, mesmo naquelas mais profundas onde teoricamente há menor quantidade de oxigênio dissolvido. Em aterro sanitário Monteiro *et al.* (2002) relataram uma grande presença de espécies aeróbias nos resíduos de células cobertas a 5 anos no Aterro da Muribeca, localizado na região

metropolitana de Recife – PE, associando este fato a entrada de oxigênio pelos sistemas de cobertura e drenagem de gases.

O monitoramento das concentrações de gases na célula experimental (Figura 43) mostrou que, embora outros gases estejam presentes neste ambiente, concentrações de oxigênio foram observadas ao longo do todo tempo de monitoramento, contribuindo para presença constante de organismos aeróbios na massa dos resíduos sólidos. Alguns fenômenos podem ter contribuído para que isso ocorresse, a exemplo das aberturas existentes nas laterais da célula experimental, para coleta das amostras de resíduos, das fissuras existentes na camada de cobertura, além da entrada de água de chuva que traz consigo oxigênio dissolvido em sua composição.

A presença de matéria orgânica é um fator que contribui para presença destas bactérias no meio, indicando que ainda existe material a ser biodegradado no interior da célula experimental, isso porque, esses organismos dependem das fontes nutricionais presente na fração orgânica para se desenvolverem.

Analisando a Figura 30, que ilustra o teor de sólidos voláteis na célula experimental, observa-se que a degradação da matéria orgânica vem ocorrendo, ao longo do tempo e que, portanto, não está interferindo no desenvolvimento dos micro-organismos. Todavia, à medida que os teores de matéria orgânica forem reduzidos, compostos recalcitrantes irão surgir, interferindo na atividade das bactérias, uma vez que estes não são facilmente assimilados, podendo conferir características de toxicidade ao meio. Isso acontece, porque a atividade dos micro-organismos é eficiente na degradação da matéria orgânica, porém apresenta limitações na conversão de compostos de outras naturezas, a exemplo dos metais pesados e plásticos, que não são convertidos pelos micro-organismos em outros elementos diferentes, no máximo são imobilizados ou transformados biologicamente (ALVAREZ e ILLMAN, 2006).

O mecanismo bioquímico microbiano não é o da degradação do átomo contaminante (como ocorre na degradação de compostos orgânicos), mas aquele que produz uma mudança no estado de oxidação do metal para sua desintoxicação. Independente das reações ocorridas, provavelmente, o metal ainda permanecerá no local, pois se sabe que as bactérias possuem a

capacidade de concentrá-lo e removê-lo, seja em forma de precipitados ou de substâncias voláteis, conseqüentemente menos tóxicos e facilmente disponíveis. Em outras palavras, os micro-organismos podem apenas alterar a especiação dos contaminantes e convertê-los em formas não tóxicas (SINGH e CAMEOTRA, 2004); MELO *et al.* (2010).

4.8 METAIS - TESTES DE LIXIVIAÇÃO E SOLUBILIZAÇÃO

4.8.1 Alumínio, manganês e ferro

A Figura 33 ilustra as concentrações dos elementos químicos: alumínio, manganês e ferro, presentes na célula experimental, ao longo do tempo de monitoramento. Esses dados foram alcançados após obtenção do extrato lixiviado dos resíduos sólidos para enquadramento conforme a NBR 10.004/2004.

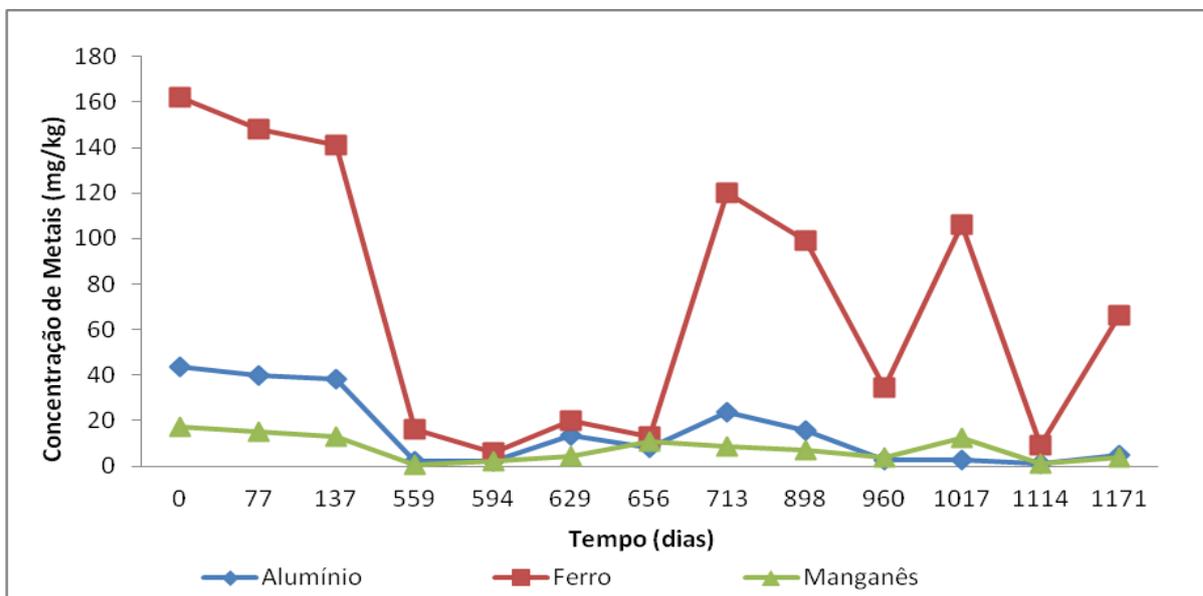


Figura 33 - Concentrações de alumínio, ferro e manganês na célula experimental

De maneira geral, observa-se que as maiores concentrações, destes elementos, encontradas na célula experimental foram de ferro, com teores superiores a 160mg/kg, seguidos de alumínio e manganês. Houve uma

tendência à redução desses elementos ao longo do tempo, com variações associadas à heterogeneidade dos resíduos sólidos. Para o ferro, essas variações foram mais pronunciadas, indicando que concentrações maiores desse elemento estão presentes na massa dos resíduos aterrados, e cuja origem pode estar associada à existência de materiais eletrônicos, latas e outros materiais ferrosos contidos nos RSU. Além do resíduo aterrado, o próprio solo utilizado para cobertura também é fonte de ferro. A Figura 38 ilustra a composição química do solo.

Embora a concentração do ferro seja elevada inicialmente, observa-se que, ao longo do tempo de monitoramento (aproximadamente 3 anos e 3 meses), os teores médios encontra-se próximos a 72mg/kg. De acordo com Tchobanoglous, *et al.* (1993), concentrações de ferro entre 3 e 280mg/kg, são características de aterro sanitário em fase metanogênica. Para o alumínio e o manganês, as concentrações médias foram de 15 e 8mg/kg, respectivamente.

Os limites máximos permissíveis para lixiviação de resíduos sólidos estão descritos no anexo F da NBR 10.004/2004. De acordo com essa norma, para que um resíduo seja enquadrado como classe I (perigoso), deve apresentar, após testes de lixiviação, ao menos um elemento com concentrações superiores aos LMP. Avaliando a Figura 33, percebe-se que inicialmente os níveis de alumínio (43,4mg/kg), ferro (162mg/kg) e manganês (17,4mg/kg), para os testes de lixiviação, encontram-se acima dos LMP, que são de 4, 6 e 2mg/kg, respectivamente.

Importante ressaltar que, em se tratando desses elementos, a NBR 10.004/2004 não apresenta valores máximos permissíveis para lixiviação. Seu enquadramento se dá por meio dos máximos permissíveis estabelecidos pela Portaria nº 518/2004, atualizada pela nº 2.914/2011, do Ministério da Saúde, conforme Brito (2007).

Ainda que o enquadramento dos RSU, para estes elementos, não seja feito por esta norma, é preciso levar em consideração os impactos que podem causar, uma vez que, de acordo com Chen *et al.* (2006), elevadas concentrações de determinado elemento metálico poderá favorecer a sua lixiviação e causar impactos ao meio ambiente em função da percolação do lixiviado.

Assim, atenção especial deve ser dada a esses teores, por estarem presentes na massa de resíduos sólidos aterrados em quantidades expressivas. Concentrações elevadas destes metais, no início do monitoramento, podem estar associadas ao baixo pH (Figura 27) que nessa fase, apresenta-se próximo a 4,0, favorecendo a decomposição ácida dos resíduos e a consequente solubilização dos materiais inorgânicos, que podem, desta maneira, apresentar altas concentrações de cálcio, ferro e metais pesados (CASTILHOS JR. *et al.*, 2006).

Sob a atividade biodegradativa, não existem muitas informações a cerca do efeito desses elementos na digestão anaeróbia. De acordo com Cabirol *et al.* (2003), o mecanismo de inibição de alumínio se dá devido à sua competição com ferro e manganês ou a sua adesão à parede celular dos micro-organismos, afetando seu crescimento. Em pesquisa, os autores verificaram que a atividade dos micro-organismos acetogênicos e metanogênicos foi inibida pela adição de $\text{Al}(\text{OH})_3$, após exposição a concentrações de 1000 mg/L durante 59 dias, sendo sua atividade específica reduzida a 50% nos organismos metanogênicos e 72% nos acetogênicos. Em geral, acredita-se que os organismos acidogênicos são mais resistentes a toxicidade dos metais pesados do que metanogênicos (ZAYED e WINTER, 2000).

Para enquadramento dos resíduos sólidos em classe II, a NBR 10.004/2004 apresenta em seu anexo G, os LMP para o alumínio, o ferro e o manganês. A Tabela 3 mostra os resultados obtidos nos testes de solubilização dos RSU da cidade de Campina Grande – PB para os elementos em questão. Observa-se que todos os elementos analisados, apresentaram teores acima dos LMP estabelecidos por esta norma, até os 77 primeiros dias de monitoramento. Após esse período, não foi possível realizar os testes de solubilização em virtude da obtenção de amostras em quantidades insuficientes para tal experimento.

Tabela 3 - Concentrações de metais e LMP estabelecidos pela NBR 10.004/04 para solubilização

	Sol. Inicial (mg/kg)	Sol. 42 dias (mg/kg)	Sol. 77 dias (mg/kg)	Concentração Média (mg/kg)	LMP – Sol. (mg/kg)
Alumínio	17,28*	2,6*	4,6*	8,16	0,04
Ferro	168*	560*	20,5*	249,5	1,2
Manganês	11,72*	10*	11*	10,9	0,4

Fonte: Dados da pesquisa (2011)

Sol. = Solubilização; LMP = Limites Máximos Permissíveis

*Valores assinalados estão acima dos LMP

A elevada solubilidade desses elementos, na fase inicial de monitoramento (Tabela 3), já era esperada, visto que a maioria dos metais apresentam potencial de solubilização em condições ácidas. De acordo com 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 toxicidade ao meio, em função da lixiviação dos micro-organismos e da acidez. Somente com o aumento do pH na fase metanogênica a concentração de metais tende a diminuir devido à precipitação que ocorre por causa da ação tamponante do meio e a formação de hidróxidos, que torna os metais menos solúveis e menos perigosos.

A grande preocupação relacionada à solubilidade dos resíduos está 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 e PENDIAS, 1992), sendo arrastada através da lixiviação contaminando solos e lençol freático.

Os teores de metais encontrados acima dos LMP para os testes de solubilização possibilitam a categorização dos resíduos em classe II A (não inertes). Embora este enquadramento indique que os resíduos sólidos sejam não perigosos, características como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água, os tornam potencial poluidor do ambiente em que

estejam inseridos. Isso porque, quando em contato com água, seja pelo seu próprio teor de água ou pelo contato com fontes externas, a exemplo das chuvas, os resíduos sólidos podem alterar suas características originais e lançar no meio ambiente substâncias potencialmente tóxicas.

Estudos realizados por Sisino (2003), visando classificar, de acordo com a NBR 10.004/2004, resíduos sólidos não inertes, dispostos em aterros controlados, indicaram que a presença de elementos como alumínio, ferro, manganês contribuíram para o agravamento do quadro de degradação ambiental observado nas áreas de disposição final dos resíduos. Esse agravamento se deu, principalmente, devido à presença do alumínio e do manganês, por estes possuírem capacidade de alterar a qualidade das águas subterrâneas localizadas próximas as áreas de disposição final dos resíduos sólidos.

Concentrações elevadas de alumínio, ferro, manganês na célula experimental são um indicativo do potencial tóxico que os RSU da cidade de Campina Grande - PB podem apresentar. Atualmente, de acordo com a ECOSAM, (2014), o município coleta 1500 toneladas de resíduos por mês, o que equivale a cerca de 50 toneladas por dia, um valor bastante abaixo da média nacional. Cirne (2010), naquele ano, já contestava os resultados divulgados por órgãos municipais acerca de tal quantitativo. Em seu trabalho, o autor indica a quantidade de RSU gerados na cidade de Campina Grande – PB, em 2009. Naquela época, o município apresentava uma geração diária total de 550t/dia, o que corresponde a uma geração per capita de 1,45Kg/hab.dia. Valores diferentes daqueles apresentados pelo município no mesmo ano, cuja geração per capita média era de 1,0Kg/hab.dia. O autor contrapõe os resultados divulgados pelo município, uma vez que não existiam ações concretas para determinação de tais quantitativos, sendo os dados fornecidos de forma verbal pela diretoria de limpeza urbana da Secretaria de obras e serviços urbanos do município.

Levando-se em consideração o quantitativo expresso pela ECOSAM, e sabendo-se que as concentrações médias aproximadas de alumínio, ferro e manganês, na célula experimental, são nesta ordem de 8, 249 e 11 mg/kg e que para o seu preenchimento foi utilizada uma massa de aproximadamente 8,4 toneladas (8.400kg) de resíduos, coletados, o quantitativo destes

parâmetros no interior da célula cresce para 67,2, 2091,6 e 92,4g respectivamente. Um valor bastante expressivo, quando se leva em consideração o impacto que a disposição inadequada destes pode causar. Podendo esses valores ser ainda maiores, quando considerados os quantitativos de RSU gerados de acordo com a média nacional ou, por exemplo, segundo os dados fornecidos por Cirne (2010).

A ausência de segregação nos resíduos do município de Campina Grande – PB agrava, ainda mais esta problemática, ao promover a junção de materiais antes isentos de toxicidade, a exemplo dos restos de alimentos, com outros de características tóxicas. De acordo com Egreja Filho *et al.* (1999), a contaminação da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos pode ocorrer por meio da adesão de partículas de pequeno diâmetro de óxidos metálicos, cinzas e limalhas à massa orgânica úmida. Isto ocorre em função das substâncias húmicas gerarem carga elétrica líquida negativa, originada a partir da dissociação de íons H^+ de certos grupos funcionais orgânicos, particularmente dos grupos carboxílicos e OH-fenólicos (KYZIOL *et al.*, 2006).

Contudo, conforme Denaix *et al.* (2001) e Cala *et al.* (2005) a influência desta adesão à matéria orgânica depende das condições de pH, que irá solubilizar ou imobilizar metais pesados, sendo sua eficiência dependente principalmente de sua forma coloidal, que irá ocasionar uma maior ou menor adsorção do metal.

Estudos desenvolvidos por Silva (2015) mostraram que, quando dispostos inadequadamente, sem segregação, os resíduos sólidos orgânicos podem ser contaminados, pelas demais frações de resíduos, ocasionando problemas à saúde pública e ao meio ambiente após disposição final. O autor avaliou o potencial tóxico de resíduos sólidos orgânicos gerados em uma instituição de ensino, localizada no município de Campina Grande – PB, e através de testes de classificação dos resíduos, encontrou concentrações dos metais alumínio, ferro e manganês acima dos limites estabelecidos pela NBR 10.004/2004.

Em concentrações elevadas, estes metais podem solubilizar-se e alcançar corpos de águas subterrâneos, comprometendo a qualidade das águas e a saúde de pessoas que fazem seu uso. Assim, a observância desses parâmetros dentro dos limites estabelecidos para qualidade das águas é de

vital importância, uma vez que são conhecidos os riscos de contaminação que águas estão submetidas, quando localizados próximos de áreas de disposição final de RSU.

A Tabela 4 contém os valores da Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA nº420/2009, para avaliação da qualidade do solo e das águas subterrâneas quanto à presença de substâncias químicas no gerenciamento de áreas contaminadas.

Tabela 4 - Valores referenciais para solo e águas subterrâneas, descritos pelo CONAMA nº 420/2009

	CONAMA nº420/2009	
	Solo (mg/kg de peso seco)	Água Subterrânea (mg/L)
Alumínio	-	3500**
Ferro	-	2450**
Manganês	-	400**
Níquel	30	0,07*
Cádmio	1,3	0,005*
Chumbo	72	0,01*
Cobalto	25	70
Cobre	60	2*
Cromo	75	0,05*

Fonte: BRASIL (2009)

* Padrões de potabilidade de substâncias químicas que representam risco à saúde definidos na Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde.

** Valores calculados com base em risco à saúde humana, de acordo com o escopo desta Resolução. Diferem dos padrões de aceitação para consumo humano definidos na Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde e dos valores máximos permitidos para consumo humano definidos no Anexo I da Resolução CONAMA nº 396/2008.

Analisando a Tabela 4, observa-se que os teores de metais encontrados na célula experimental são superiores aos estabelecidos pela resolução, podendo implicar em riscos a qualidade das águas localizadas próximo ao local de disposição final dos resíduos sólidos.

Na água, o alumínio é complexado e seu potencial tóxico influenciado por fatores como pH, temperatura e a presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. No homem, sua toxicidade está associada a complicações clínicas, podendo causar doenças e efeitos adversos nos sistemas neurológicos e cardiovasculares, nos ossos, bem como problemas hematológicos alérgicos, conforme descrito em trabalhos de Oliveira *et al.* (2005); Oga *et al.* (2008) e Silva *et al.* (2012).

O ferro não é um metal considerado tóxico por natureza e seu excesso afeta principalmente as propriedades organolépticas da água com a alteração de cor e do sabor. Sua presença está associada ao aumento de ferrobactérias que provocam problemas de contaminação biológica e podem afetar o abastecimento público.

Estudos realizados por Taveira (2012), objetivando avaliar o impacto causado na qualidade de águas superficiais e subterrâneas, localizadas próximo a aterros sanitários, indicam elevado potencial de contaminação dessas águas, ocasionado provavelmente pelo lixiviado gerado no processo de decomposição dos resíduos sólidos. Os resultados obtidos, entre outros, mostram que para as análises químicas, de teores de alumínio, ferro e manganês encontram-se acima dos padrões exigidos pela portaria de potabilidade nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde. Lopes *et al.* (2007) obtiveram valores de ferro acima do preconizado pelo Ministério da Saúde nas amostras de água subterrânea sob influência do aterro sanitário de São Carlos, na cidade de São Paulo.

4.8.2 Elementos traços

Segundo Martins *et al.* (2011) o termo elemento traço tem sido utilizado para definir elementos químicos que em baixas concentrações no ambiente podem vir a constituir uma fonte potencial para a poluição ambiental. Nesta pesquisa, em função das concentrações encontradas, os elementos: cádmio, cobre, cromo, chumbo e zinco serão assim denominados. A Figura 34 ilustra as concentrações dos elementos traços, presentes na célula experimental, ao longo do tempo de monitoramento.

Analisando a Figura 34, observa-se que as concentrações máximas encontradas foram de zinco e chumbo com teores maiores na ordem de 21 e 12mg/kg e menores de 0,25mg/kg para ambos elementos. Para o cobre e o níquel os teores médios foram de aproximadamente 1,1mg/kg. Já para cádmio e cromo as médias foram de 0,37 e 0,53mg/kg.

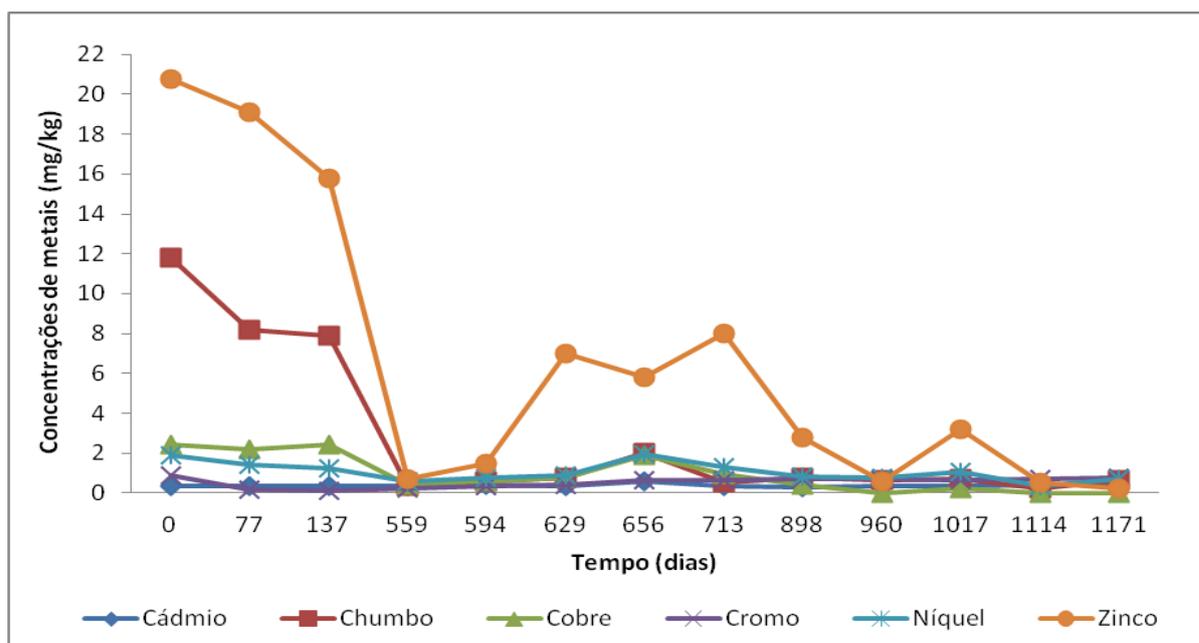


Figura 34 - Concentrações dos elementos químicos: cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco ao longo do tempo de monitoramento da célula experimental

De maneira geral observa-se que, até os 137 dias de monitoramento as concentrações desses elementos foram elevadas, e ao longo do tempo ocorreram reduções com variações associadas às características diferenciadas dos RSU depositados na célula experimental. Conforme dito anteriormente, esses teores mais elevados no início do monitoramento podem favorecer o potencial tóxico dos metais em condições de pH ácido (Figura 27). De acordo com Kabata Pendias e Pendias (2001), condições ácidas favorecem disponibilidade e ação tóxica dos metais pesados, uma vez que nestas condições o fenômeno de adsorção é mais importante na biodisponibilidade dos metais, enquanto reações precipitação ou complexação tem mais influência em condições neutras ou alcalinas.

Assim, à medida que o pH eleva-se, estes metais tendem a precipitar-se, reduzindo a sua disponibilidade no ambiente. Além disso, o tempo de contato dos elementos metálicos com os componentes presentes no meio também tem relação direta com a sua biodisponibilidade, segundo Joner e Leyval (2001) a biodisponibilidade dos metais pesados decresce com o aumento do tempo de contato. Assim, quanto mais velho o resíduo menor a concentração destes elementos em sua composição.

Em se tratando da classificação desses elementos para os testes de lixiviação, os LMP para cádmio, cobre e níquel, segundo a NBR 10.004/04, são respectivamente 10, 40 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 cromo, chumbo e o zinco, os valores máximos permitidos são, nesta ordem, 100, 20 e 100mg/kg, sendo bastante superiores aos encontrados nesta pesquisa.

De acordo com esta norma, para que os resíduos sejam classificados como perigosos, é necessário que apresente no mínimo um metal com teores acima do estabelecido. Observa-se que, de todos os elementos traços analisados, apenas o níquel apresentou, durante todo o período de monitoramento teores acima dos LMP da 10.004/2004. Esse valor elevado em relação ao estabelecido pela norma, conforme dito anteriormente, faz com que os RSU apresentem potencial perigoso de elevada toxicidade, comprometendo o meio ambiente no qual estão inserido, bem como as pessoas que permanecem em contato direto com os resíduos, uma vez que o níquel pode ser cancerígeno e apresenta possibilidade de ocasionar, no ser humano, problemas no sistema respiratório e cardiovascular.

Realizando estudos acerca do comportamento de metais em um lisímetro de RSU, Vieira Neto *et al.* (2014), encontraram teores de o alumínio, manganês, ferro e níquel acima dos limites estabelecidos pela NBR 10.004/2004 para testes de lixiviação e solubilização, classificando os resíduos sólidos como perigosos.

Os elevados teores de metais encontrados nesta pesquisa são um indicativo do grau de contaminação que os RSU da cidade de Campina Grande – PB podem ocasionar. Embora as concentrações presentes na célula experimental sejam reduzidas, em função das características de área/volume que esta apresenta, entende-se que os impactos negativos causados pelos resíduos sólidos nos locais de disposição final destes resíduos, podem ser bem maiores em função do quantitativo descartado diariamente, gerando impactos não só na área do aterro sanitário, como em suas proximidades, em virtude dos processos de lixiviação.

Estudos realizados por Kasassi *et al.* (2008), para avaliação das concentrações dos metais: cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco em

um aterro sanitário, localizado em uma área industrial no norte da Grécia, mostraram teores elevados destes metais, mesmo após a sua desativação, com concentrações máximas de chumbo, níquel, zinco e cobre de respectivamente 92,50, 63,75, 343,75 e 356,25mg/kg. Jain *et al.* (2005) avaliaram a concentração de diversos metais em frações do solo junto a um aterro municipal de resíduos sólidos, localizado na região centro-norte do Estado da Flórida, Estados Unidos e observaram concentrações ainda mais expressivas de chumbo, níquel, zinco e cobre iguais a 3.250, 743, 7.420 e 5.530mg/kg, nesta ordem.

Em relação à toxicidade de alguns destes elementos, Mellis, (2006) mostra que cobre, níquel e chumbo estão entre os metais que mais se destacam, em função do seu potencial tóxico. 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).

Para os testes de solubilização, realizados com os elementos traços: cádmio, cromo, cobre, níquel, chumbo e zinco, observa-se que de todos os metais analisados apenas o cobre e o zinco apresentaram teores abaixo dos LMP estabelecidos pela NBR 10.004/2004, conforme pode ser observado na Tabela 5.

Tabela 5 - Concentrações de elementos traços e LMP, estabelecidos pela NBR 10.004/2004, para solubilização

	Sol. Inicial (mg/kg)	Sol. 42 dias (mg/kg)	Sol. 77 dias (mg/kg)	LMP – Sol. (mg/kg)
Cádmio	0,2*	1,1*	3,4*	0,03
Cromo	<0,4*	12,2*	4,2*	0,2
Cobre	<0,4	0,62	0,86	8
Níquel	0,72*	4,2*	4,6*	0,08
Chumbo	1,64*	1,8*	4,4*	0,04
Zinco	11,56	5,6	5,6	20

Sol. = Solubilização; LMP = Limites Máximos Permissíveis

*Valores assinalados estão acima dos LMP

As concentrações de cádmio, cromo, níquel e chumbo foram superiores as estabelecidas pela NBR 10.004/2004, fato que poderia levar ao enquadramento dos RSU 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 sólidos que no início do monitoramento apresentava-se ácido, e como se sabe, os metais tem maior potencial de solubilização nesse pH.

A realização dos testes de lixiviação e solubilização para enquadramento dos RSU da cidade de Campina Grande – PB, conforme a NBR 10.004/2004 permitiu a obtenção de dados com teores acima do estabelecido, em ambos os testes, para os elementos alumínio, ferro, manganês e níquel. No entanto, preconiza-se seu enquadramento na Classe I, uma vez que o potencial de toxicidade desses elementos pode comprometer o ambiente no qual está inserido, causando sérios problemas ambientais.

Na prática, as características do ambiente em que estão inseridos é quem governa o grau de contaminação que a lixiviação desses elementos pode causar. Pesquisas têm demonstrado que cromo, cobre, níquel e chumbo apresentam baixa mobilidade, acumulando-se na camada superficial do solo. O cádmio e zinco, principalmente o zinco, são móveis e, portanto, apresentam maior potencial para percolar e contaminar o subsolo e as águas subterrâneas (OLIVEIRA *et al.*, 2005; NOGUEIRA *et al.*, 2008; MERLINO *et al.*, 2010).

O grande problema dos elementos metálicos, é que diferentemente dos compostos orgânicos, estes não podem ser degradados ou prontamente desintoxicados pelos micro-organismos, tornando-se um agravante ao problema de poluição, ao longo do tempo (OLIVEIRA *et al.*, 2010), principalmente por serem bioacumulativos e perdurarem na cadeia trófica por longos anos.

Contudo, dependendo das características do solo onde estão inseridos, esse grau de contaminação pode ser atenuado ou reduzido. Através do processo da sorção (impregnação de uma substância dissolvida em um fluido na parte sólida de um meio poroso durante a percolação), o soluto adere às superfícies das partículas do solo, especialmente argilo-minerais e matéria orgânica, devido a forças de atração decorrentes de cargas desequilibradas

nas superfícies dessas partículas, fazendo com que os íons mantenham intercâmbio com a solução do solo, proporcionando ora sua retenção junto à fração sólida, ora sua disponibilização no meio aquoso (TAGLIAFERRO *et al.*, 2011).

4.9 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO E DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

4.9.1 Caracterização física do solo

A Figura 35 ilustra a curva granulométrica do solo utilizado na camada de base e cobertura da célula experimental. A análise granulométrica do solo mostrou que este apresenta elevados teores da fração silte-argilosa, que corresponde a aproximadamente 42% dos grãos. De acordo com Sistema Unificado de Classificação (SUCS) o solo pode ser classificado como um CL (Clay Low) - argila de baixa compressibilidade.

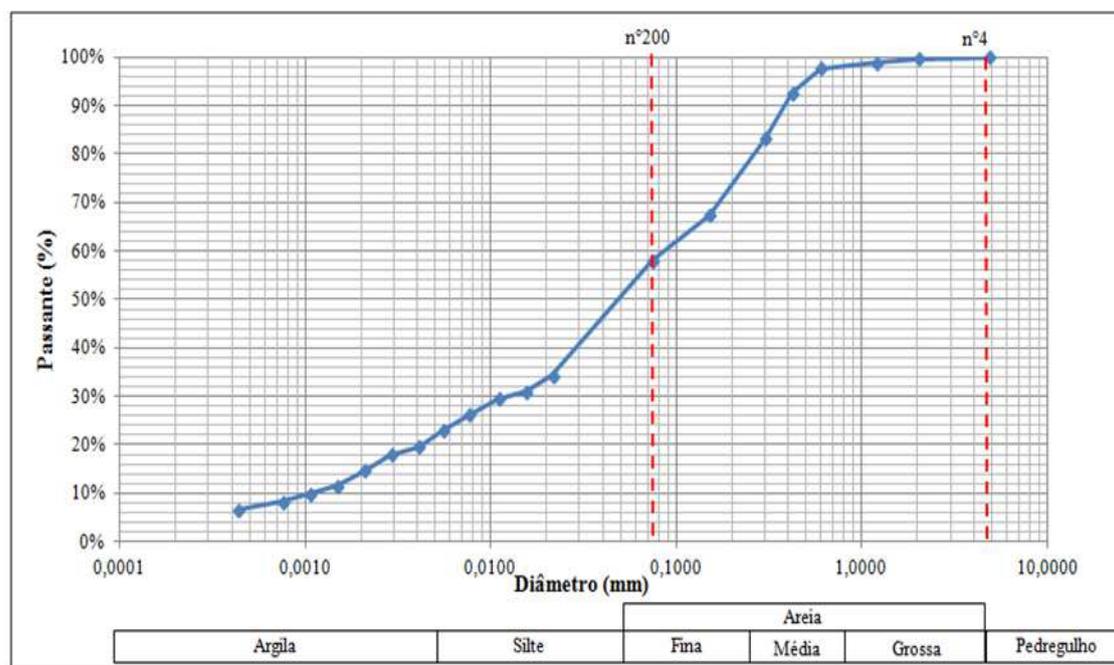


Figura 35 - Curva granulométrica do solo

A constante de permeabilidade determinada pelo ensaio realizado através do permeâmetro foi de $5,97 \times 10^{-7}$ m/s. Essa permeabilidade, da ordem

de 10^{-7} m/s, encontra-se dentro da faixa considerada adequada para utilização em sistemas impermeabilizantes, como é o caso dos aterros sanitários. De acordo Mariano *et al.* (2007) e Ferreira *et al.* (2006) coeficiente de permeabilidade variando entre 10^{-6} a 10^{-10} m/s, apresentam boa aplicabilidade em camadas de cobertura.

A Tabela 6 mostra a caracterização física do solo, com seus limites de consistência e dados de compactação. O comportamento argiloso do solo é melhor indicado pelos índices de consistência, uma vez que não só o teor de argila, mas também a sua atividade expressa tal comportamento. De acordo com a Tabela 6, o Limite de Liquidez (LL) e o Limite de Plasticidade (LP) do solo são de, respectivamente, 23,05 e 15,86. O valor do LL inferior a 50, indica que o solo apresenta característica de baixa compressibilidade, corroborando com a classificação feita a partir dos estudos da granulometria. O Índice de Plasticidade (IP) foi igual a 7,19. Valores de IP variando entre 7 e 15 indicam que o solo é medianamente plástico.

Tabela 6 – Caracterização física do solo

Índices de Consistência	Limites de Liquidez		23,05
	Limite de Plasticidade		15,86
	Índice de Plasticidade		7,19
	Índice de Atividade		0,69
Compactação	Laboratório	Massa específica aparente seca máxima (g/cm ³)	2,01
		Teor de água ótimo (%)	11,2
	In situ	Massa específica aparente seca máxima (g/cm ³)	1,998
		Teor de água ótimo (%)	11,05
	Grau de compactação (%)		99

O índice de atividade do solo foi igual 0,69, valor inferior a 0,75, indicando que o solo apresenta baixa atividade, com capacidade de contração e expansão reduzida. Contudo, embora inativo, foram observadas trincas e rachaduras no solo presente na camada de cobertura da célula experimental, (Figura 36), fato que pode estar associado as trocas de calor existentes entre a

camada de solo e a atmosfera. Por estar exposto em uma região de baixos índices pluviométricos, o solo presente na camada de cobertura da célula experimental apresenta uma constante perda de água, ocasionando as rachaduras, podendo assim, comprometer o papel selante da camada de cobertura, possibilitando, por exemplo, a emissão de gases para atmosfera e a entrada de líquidos para o interior da massa de resíduos.



Figura 36 – Fissuras e trincas presentes no solo da camada de cobertura da célula experimental

Estudos desenvolvidos por Albright *et al.* (2005) mostraram que a condutividade hidráulica do solo pode aumentar significativamente à medida que alterações, devido ao ciclo de umedecimento e secagem, ocorram na camada de cobertura de argila compactada, reduzindo sua eficiência como camada impermeabilizante. De acordo com Zornberg *et al.* (2003) a eficiência do papel impermeabilizante da camada de cobertura é maior em regiões de climas úmidos. Desenvolvendo estudos em regiões com baixos índices pluviométricos, os autores observaram, ao longo do tempo de monitoramento, a ocorrência de modificações significativas na camada de cobertura do solo, em função do aparecimento de fissuras, que afetaram a eficiência desta camada e modificaram as características iniciais do projeto, provocando aumento do custo de manutenção do aterro. Em regiões de climas úmidos temperados, esse processo não tem sido observado, uma vez que o excesso de chuva tende a manter saturada a cobertura de argila compactada e reduzido os seus efeitos.

A Figura 37 ilustra a curva de compactação do solo obtida em laboratório. A massa específica aparente seca encontrada em laboratório foi de

2,01g/cm³ e o teor de água ótimo foi de aproximadamente 11%, indicando que estas são as condições favoráveis de laboratório a serem obtidas *in situ* para uma boa compactação. De fato, os dados obtidos em campo foram semelhantes àqueles observados em laboratório, resultando em um elevado Grau de Compactação (GC).

Obtido através da relação existente entre os valores de massa específica de campo e laboratório, o GC do solo foi igual a 99%. Solos bem compactados apresentam GC próximo a 100%, visto que uma boa compactação diminui a infiltração de água, reduz os ciclos de umedecimento e secagem, fenômenos de expansão e contração, bem como a permeabilidade do solo. Realizando estudos em células experimentais de RSU Coelho *et al.* (2005), observaram que o processo de infiltração, em camadas de cobertura compactadas com GC de 90% ocorreu de forma semelhante em camadas de cobertura compactadas com GC de 100%.

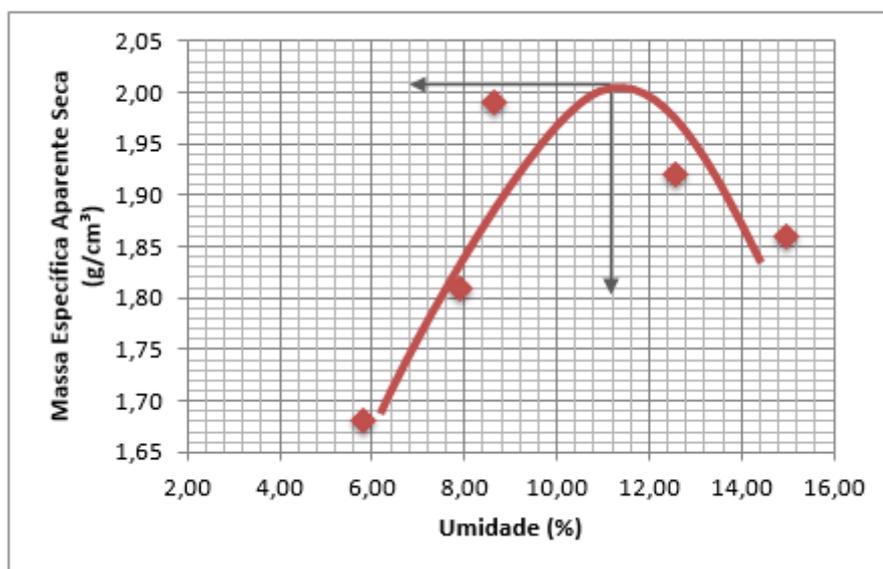


Figura 37 - Curva de compactação do solo

Diferentemente da camada de cobertura, na camada de base, o fenômeno das trincas provavelmente não ocorre, em função do teor de água existente no meio, sendo esta proveniente da massa de resíduos sólidos aterradas. Esta camada apresenta significativa importância no controle da contaminação do ambiente externo a célula experimental, atuando como impermeabilizante do meio. Sua principal função é evitar a infiltração do

lixiviado, gerado a partir da decomposição dos resíduos sólidos, no subsolo em aterros sanitários.

Contudo, diferentemente do esperado, a presença de líquidos lixiviados na célula experimental não foi notada, embora teores significativos de água tenham sido observados na massa dos RSU, especialmente nas épocas de chuvas. A ausência de tais líquidos pode estar associada às baixas precipitações ocorridas na cidade de Campina Grande – PB (Figura 29), que embora contribuam para o aumento do teor de água no interior da célula não são suficientes para gerar escoamento.

Algumas razões podem contribuir para ausência desse escoamento, por exemplo, a presença de bolsões no interior da massa dos resíduos, originados quer pela presença dos plásticos, que criam uma barreira para passagem desses líquidos, quer pela própria metodologia de coleta dos resíduos para monitoramento que criam vazios no interior da célula experimental, podendo servir de acúmulo para estes líquidos ou ainda, a própria característica expansiva do argilomineral esmectita, utilizado como camada de base da célula experimental, conforme pode ser observado na Figura 39.

As esmectitas, também chamadas de bentonitas podem ser divididas em dois grupos: bentonitas cálcicas ou bentonitas sódicas, em função do seu maior ou menor grau de hidratação (SOUZA SANTOS, 1992a).

As argilas bentonitas possuem capacidade de adsorção de água, em sua superfície, sendo essa característica mais efetiva na bentonita sódica do que na cálcica. Quando exposto à umidade atmosférica, as bentonitas sódicas, em meio aquoso, adsorvem água, inchando e aumentando seu volume (SOUZA SANTOS, 1992b). Tal fenômeno ocorre, devido à presença, em sua estrutura, do cátion sódio, que reduz as forças atrativas existentes na molécula da argila, permitindo que uma maior quantidade de água penetre entre suas camadas.

Na bentonita cálcica, a presença do cálcio torna mais intensa as forças de atração existentes entre as suas camadas, favorecendo as ligações entre as partículas, e conseqüentemente diminuindo a quantidade de água a ser adsorvida por essa argila. De acordo com Souza Santos, (1992a), quando expostas à umidade atmosférica, as bentonitas cálcicas adsorvem água até uma quantidade correspondente a três camadas moleculares; em meio aquoso,

a adsorção de mais camadas de moléculas de água não ocorre, o inchamento é pequeno.

Em se tratando do solo utilizado nesta pesquisa, este é caracterizado como argilas do grupo das esmectitas, onde predominam em sua composição bentonita do tipo cálcica. De acordo com Luz e Oliveira (2005) e Luz e Oliveira (2008), os depósitos de bentonitas, provenientes do município de Boa Vista – PB, são predominantemente cálcicos ou de argilas policatiônicas com elevada quantidade de cálcio e magnésio e, para serem utilizadas industrialmente, precisam ser ativadas com carbonato de sódio (barrilha), para serem transformadas em sódicas.

Embora a capacidade de adsorção da bentonita cálcica seja inferior que a bentonita do tipo sódica, sua plasticidade e elevada capacidade de expansão e contração faz com que a alta afinidade que essa argila possui com a água, aumente sua capacidade de retenção e dificulte a saída da água sob compressão. Tal fenômeno pode fazer com que esse argilomineral atue como agente adsortivo dos líquidos lixiviados gerados a partir da decomposição dos resíduos sólidos, dificultando assim, a sua percepção. Contudo, tal afirmação só pode ser validada se estudos mais específicos forem realizados.

4.9.2 Caracterização química e mineralógica do solo

A Figura 38 ilustra a composição química o solo utilizado como camadas de base e cobertura da célula experimental. A amostra apresenta perda de massa de 2,67%, que está relacionada provavelmente a perdas de água e a queima da matéria orgânica. Verifica-se ainda, que o solo apresenta composição química com maiores teores de óxidos de silício - SiO_2 (55%), alumínio - Al_2O_3 (23%), Ferro - Fe_2O_3 (9%) e potássio - K_2O (5%).

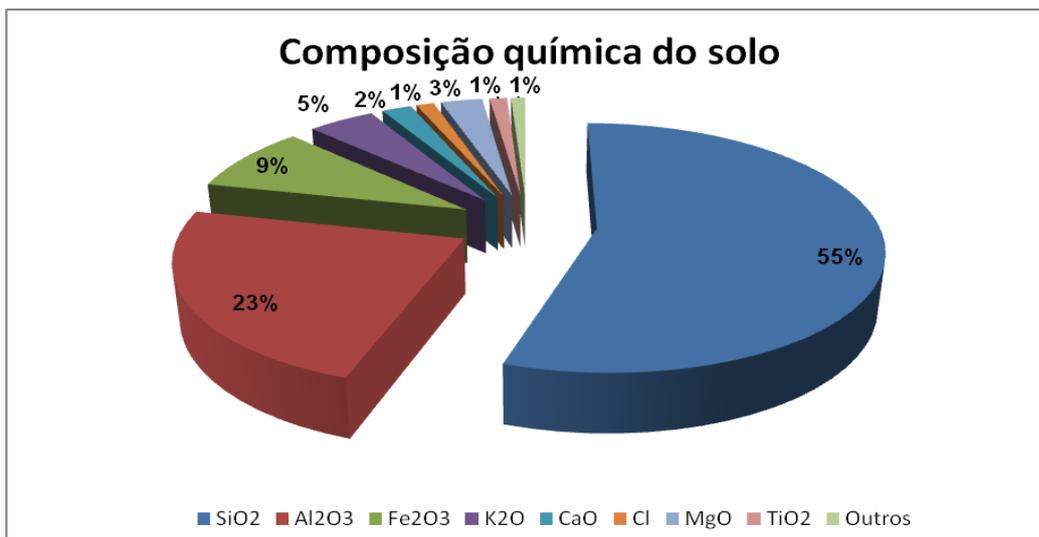


Figura 38 - Composição química por Fluorescência de Raios X do solo

De acordo com Gama *et al.* (2015), valores elevados de SiO₂ podem ser provenientes da camada tetraédrica do argilomineral esmectítico ou dos minerais acessórios como sílica livre, mica e feldspato. Os teores de Fe₂O₃ são originários da camada octaédrica presente no argilomineral ou de minerais acessórios com hematita, goetita e ilmenita. Tais valores, de acordo com Souza Santos (1989), são característicos das argilas do município de Boa Vista, PB, provenientes do reticulado cristalino da illita e dos argilominerais do grupo da esmectita.

Em estudos comparativos dos diferentes tipos de argilas bentoníticas, cujas ocorrências estão situadas no município de Boa Vista - PB, Amorim *et al.* (2006) observou composições químicas semelhantes às encontradas nesta pesquisa. Carrera *et al.* (2008), Barbosa *et al.* (2012) e Figueiredo (2013), ao estudarem argilas bentoníticas, também obtiveram resultados análogos.

A análise dos difratogramas de raios X do solo estudado é ilustrada na Figura 39. Observam-se picos característicos de esmectita, quartzo e feldspato na composição mineralógica do solo. A presença de argilomineral esmectítico é caracterizado pela distância interplanar de 9,96Å, a de quartzo pelas distâncias de 4,25Å, 3,34 Å e 1,82Å. Já o feldspato é encontrado pela distância de 3,19Å.

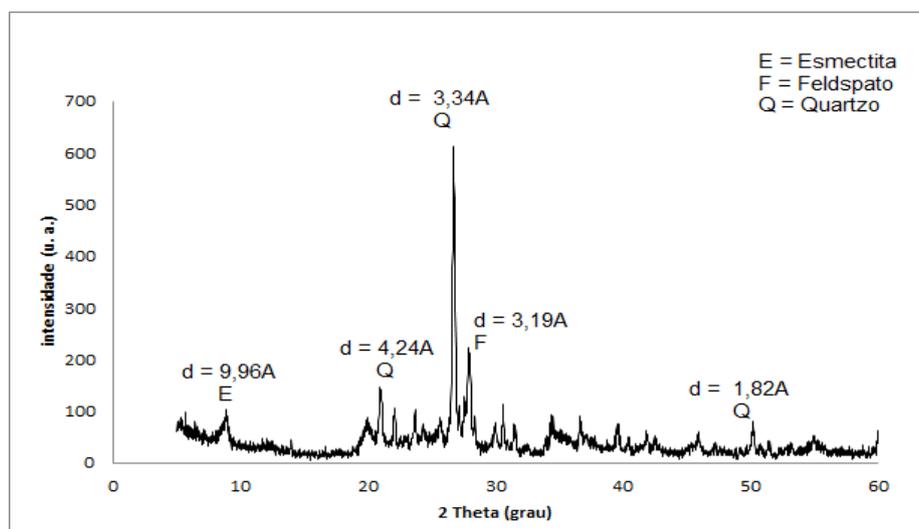


Figura 39 – Difratoograma de raios X do solo

Através das análises de DRX pode-se verificar que os Fe_2O_3 presentes nas amostras está provavelmente relacionado ao ferro presente na estrutura cristalina do argilomineral do grupo da esmectita, uma vez que não foram observadas goetita, ilita ou outras fases, que poderiam ser fontes de óxidos e hidróxidos de ferro (SOUZA SANTOS, 1992). Em suma, os espectros de difração de raios X mostram que o solo, utilizado nas camadas de base e cobertura da célula experimental, apresentam características de argilas bentoníticas compostas predominantemente por argilominerais do grupo da esmectita, provavelmente montmoriloníticos ou membros da série nontronita-beidelita (AMORIM, *et al.*, (2004).

A análise da composição química e mineralógica do solo pode revelar características intrínsecas deste, indicando seu papel como atenuante ao efeito de compostos tóxicos presentes no meio em que o solo esteja inserido. A presença de argilominerais no solo pode interferir em seus atributos químicos, uma vez que estes apresentam, em função do pequeno tamanho de suas partículas (<2mm), uma elevada área superficial e uma presença permanente de cargas negativas (ALLOWAY, 1995), que lhes conferem uma alta capacidade de troca iônica. Essa capacidade pode minimizar o efeito dos metais tóxicos presentes no solo, uma vez que proporciona a sua retenção.

A capacidade de troca iônica é observada em diferentes argilominerais, especialmente, nas esmectitas, uma vez que estas possuem estruturas lamelares nas quais as camadas constituídas de oxianions são separadas por

camadas de cátions hidratados. Esses cátions compensam as cargas elétricas da estrutura, e podem ser facilmente trocados, o que confere um elevado poder de troca catiônica a esse mineral argiloso (CARVALHO *et al.*, 2005).

Segundo Camargo *et al.* (2001), a troca iônica trata-se da retenção dos íons presentes na solução do solo pelas cargas de argilominerais, óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn através de forças eletrostáticas não específicas, fazendo com que o sistema permaneça eletricamente neutro. Neste tipo de reação forma-se uma nuvem catiônica ao redor da partícula sólida, assim, os íons podem ser trocados por outros presentes na solução, que não estão sob influência do campo elétrico da partícula.

A presença de elevados teores de sílica, ferro e alumínio, na composição química do solo (Figura 38) associado a elevada capacidade de troca iônica da esmectita, pode contribuir para redução dos impactos ocasionados pelos resíduos sólidos, à medida que promove a retenção dos metais pesados presentes nos resíduos, minimizando sua disponibilidade e diminuindo sua mobilidade no solo. De acordo com Alloway (1995), os óxidos de Al, Fe e Mn são os principais constituintes do solo envolvidos nas reações de adsorção. Os óxidos de Mn apresentam particularmente alta seletividade para Cu^{+2} , Ni^{+2} , Co^{+2} e Pb^{+2} , já os óxidos de Fe e Al, bem como os silicatos, adsorvem fortemente o Cu^{+2} e Pb^{+2} (McBRIDE, 1994). Na célula experimental, à medida que este fenômeno acontece, ele pode promover a atração de espécies metálicas presentes na massa de resíduos sólidos, contribuindo para minimizar a toxicidade em seu interior, bem como para atenuar os impactos ambientais ocasionados pelos metais.

4.9.3 Caracterização química e mineralógica dos Resíduos Sólidos Urbanos

A composição química dos resíduos sólidos urbanos é apresentada na Tabela 7. As amostras apresentaram perda de massa de 2,04%. Observa-se que esta composição apresentou características típicas de um solo argiloso, fato que pode estar associado à presença de argila nas camadas de base e cobertura da célula experimental, que ao sofrer fenômenos de lixiviação e difusão arrastam esses minerais para o seu interior, sendo esse arraste

normalmente promovido pelo regime hídrico do local e pela própria capacidade de retenção do solo (KASHEM *et al.*, 2007). Além destes fenômenos, a própria composição dos RSU, que apresenta em sua gravimetria materiais inorgânicos, também contribui para lhes conferir uma composição química semelhante às do solo utilizados em sua concepção.

Tabela 7 - Composição química percentual dos resíduos sólidos urbanos

	0	91	559	657	782	828	900	1019	1145	1173
	set/11	dez/11	mar/13	jun/13	out/13	dez/13	fev/14	jun/14	set/14	nov/14
SiO₂	54,77	45,79	38,33	33,97	29,22	33,83	30,67	33,26	41,03	28,77
CaO	8,51	13,29	23,20	19,94	17,46	13,83	18,08	14,54	12,95	18,86
Al₂O₃	12,89	13,23	11,86	10,17	14,11	11,70	12,20	16,60	15,35	10,90
Fe₂O₃	8,50	9,67	8,88	13,25	18,37	20,08	16,92	14,23	11,62	15,96
K₂O	5,13	5,26	4,66	6,40	5,32	5,11	4,77	5,68	4,97	5,86
Cl	2,05	2,24	2,58	5,51	4,47	3,60	3,35	3,67	2,19	4,34
P₂O₅	1,96	2,62	2,12	2,69	3,01	3,35	2,68	2,65	4,15	6,16
SO₃	1,06	1,69	1,88	2,19	2,22	2,35	4,66	2,59	2,08	2,81
Outros	2,40	3,48	4,05	3,58	3,68	3,02	3,51	4,60	3,53	3,23

Outro fator que pode ter contribuído para tal caracterização é a metodologia empregada para preparação da amostra em etapa anterior às análises. Antes da sua realização, os resíduos passavam por um processo de trituração e moagem, porém ainda não apresentavam partículas com diâmetros inferiores a 0,075mm (peneira 200), necessários à leitura do equipamento. Assim, eram submetido ao processo de destorroamento para redução de suas partículas, fato que pode ter contribuindo para retenção dos resíduos sólidos na peneira, e passagem apenas da fração argilosa, cooperando para tal semelhança nos resultados.

Analisando a Tabela 7 observa-se que dentre os elementos presentes na amostra destaca-se a presença majoritária dos óxidos de Si, Ca, Al e Fe. Além destes, outros elementos também foram encontrados, ainda que em menores concentrações. Essa grande diversidade de espécies químicas encontradas na amostra se deve à elevada heterogeneidade dos resíduos sólidos que apresentam elementos de diversas origens e composições.

De maneira geral, observa-se que existiram variações nas concentrações dos elementos ao longo do tempo, podendo tal variação estar

associada à heterogeneidade dos RSU coletados e à própria metodologia de coleta de resíduos no interior da célula experimental, que não permitia a homogeneidade da amostra durante a coleta, sendo o material representativo aquele obtido pelo amostrador manual.

observando Tabela 7, percebe-se que maiores teores encontrados foram de dióxido de silício, também conhecido como sílica (SiO_2), seguidos de óxidos de Cálcio (CaO). A presença de sílica está relacionada com argilominerais, micas, feldspatos e quartzo. Esses resultados foram semelhantes aos encontrados por Almeida (2007) que também identificou elevados teores de sílica na análise de resíduos sólidos provenientes de aterro sanitário, associando-as às argilas provenientes das camadas de base e cobertura.

De acordo com Motta *et al.* (2008), um material que apresenta alto teor de sílica e quantidades apreciáveis de óxido de cálcio (CaO) indica a presença do argilomineral montmorillonita. A montmorillonita é constituída por camadas compostas de duas folhas de silicato tetraédricas, com uma folha central octaédrica de alumina. No espaço entre as camadas encontram-se moléculas de água adsorvidas e os cátions trocáveis, que podem ser Ca^{2+} , Mg^{2+} e/ou Na^+ . Se o cátion predominante é o Ca^{2+} , a argila é denominada de bentonita cálcica (AMORIM, *et al.*, (2006)

Além do cálcio proveniente da própria argila, o cálcio presente nos componentes construtivos e da pintura da célula experimental (pasta de cimento endurecida, cal e gesso) também pode contribuir para presença desse elemento no meio. Em seus trabalhos Alcântara (2007) e Silva (2012) encontraram elevados teores de cálcio na composição de RSU presentes em células experimentais, fato que pode ter contribuído para concentrações elevadas desse elemento é a presença de argamassa de cimento Portland e areia, materiais utilizados para revestimento da célula experimental.

A alumina (Al_2O_3) e o óxido de ferro (Fe_2O_3), também denominado de hematita são os outros óxidos mais representativos nos resíduos presentes na célula experimental. A presença desses compostos pode esta relacionada, principalmente, à própria composição do solo, utilizado nas camadas de base e cobertura, bem como as embalagens e enlatados existentes na composição dos resíduos sólidos aterrados.

De maneira geral, a presença desses minerais em concentrações elevadas, no interior da célula experimental, pode mostrar-se como um atenuante ao efeito da toxicidade dos metais no meio. Isto porque, esses elementos têm grande afinidade com sedimentos finos (MARX e KAMBER, 2014), sendo a dimensão da partícula um dos fatores que mais influenciam a capacidade de adsorção dos metais contaminantes nas partículas inorgânicas.

De acordo com Souza *et al.* (2015), a fração fina (<63µm) é eletricamente ativa e possui uma grande superfície específica para adsorver os metais. Assim, os teores de argilominerais presentes na composição dos RSU podem adsorver os metais e minimizar o potencial tóxico destes elementos sobre o processo de biodegradação e sobre o meio ambiente.

Covelo *et al.* (2007) afirmam que a presença dos óxidos de ferro da fração argila e o ácido fúlvico da matéria orgânica favorecem, ainda mais, o processo de adsorção dos metais. Licht (2001) concluiu que os óxidos hidratados de Fe e Mn são os principais controladores da fixação de metais. Tais óxidos hidratados podem ainda incorporar por co-precipitação outros íons que não seriam afetados por modificações do pH e Eh (potencial de oxirredução) e, uma vez formados, apresentam a tendência de capturar ou adsorver espécies químicas com as quais entrem em contato.

Contudo, o efeito de adsorção desses elementos químicos pode ser beneficiado, em função das condições do pH. Quando elevado, a superfície de cargas negativas é aumentada, favorecendo a atração eletrostática entre o sorvente e o metal. De acordo com Silveira *et al.* (2003) o aumento do pH no solo elevará os níveis de CTC, além de favorecer a formação de complexos e quelatos, obtidos pela matéria orgânica, fato que minimiza a disponibilidade dos metais pesados às plantas e diminui sua mobilidade no solo. No entanto, a baixa capacidade de troca de cátion condicionada pela mineralogia oxidada (óxidos de Fe e Al), quando associada a condições de baixo pH favorecem a lixiviação e a disponibilidade dos metais pesados nos solos (CAMPOS, 2010). Assim, o pH acima da neutralidade, na célula experimental, contribui para minimizar o efeito tóxico dos metais, uma vez que sua mobilidade torna-se reduzida.

Na Figura 40, estão apresentados os difratogramas de raios X dos RSU obtidos em diferentes épocas de monitoramento da célula experimental: (a)

Setembro de 2011; (b) Junho de 2011; (c) Junho de 2013 e (d) Setembro de 2014. Embora a análise mineralógica dos RSU tenha sido realizada em praticamente todos os meses de monitoramento, os resultados obtidos mostraram semelhanças entre si. Desse modo, visando reduzir a repetitividade dos dados, optou-se por apresentar apenas alguns resultados, sendo estes escolhidos de maneira cronológica.

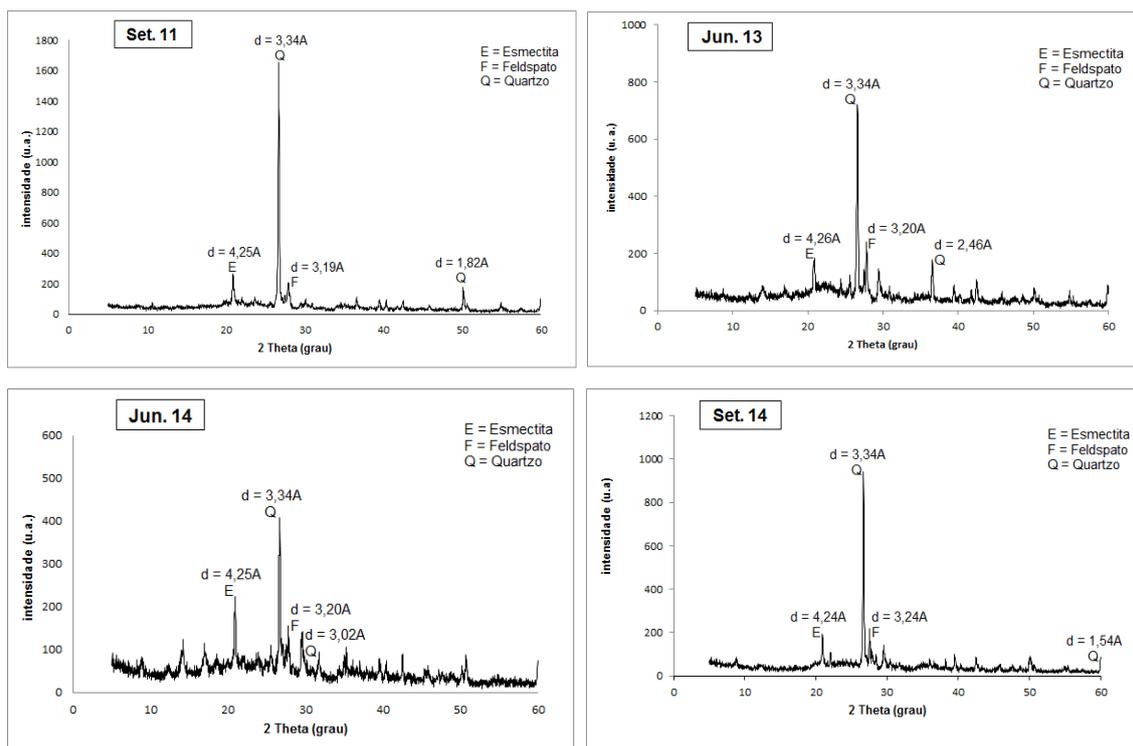


Figura 40 - Difrátogramas de raios X dos RSU obtidos em diferentes épocas de monitoramento da célula experimental: (a) Set11; (b) Jun.13; (c) Jun.14 e (d) Set14

*Set11 = Setembro de 2011; Jun.13 = Junho de 2013; Jun.14 = Junho de 2014; Set14 = Setembro de 2014.

Através da análise dos difratogramas de RSU obtidos em diferentes épocas do monitoramento da célula experimental (Figura 40), observa-se que, assim como a composição química, a caracterização mineralógica dos resíduos sólidos apresentou semelhança, tanto entre as amostras de RSU, quanto entre as amostras de resíduos sólidos e o solo utilizado nas camadas de base e cobertura da célula, indicando a provável existência de compostos inorgânicos na composição dos RSU, bem como a ocorrência de processos de lixiviação e arraste de minerais para o interior da célula experimental.

A Figura 40 (a) ilustra a análise de difração da amostra obtida em setembro de 2011. Esta apresenta pico a $4,25\text{\AA}$, característico da presença de argilomineral do grupo da esmectita; presença de quartzo, caracterizado pelas distâncias interplanares de pico a $3,34\text{\AA}$ e $1,82\text{\AA}$ e pico de feldspato a $3,19\text{\AA}$.

Na amostra de junho de 2013 (Figura 40 (b)), observa-se, também: pico a $4,26\text{\AA}$, característico da presença de esmectita; pico de quartzo, caracterizado pelas distâncias interplanares de $3,34\text{\AA}$ e $2,46\text{\AA}$ e pico de feldspato a $3,20\text{\AA}$.

Analisando a Figura 40 (c), referente aos difratogramas das amostra obtida em junho de 2014, qualitativamente observa-se que as amostras apresentam, semelhantemente, as seguintes fases mineralógicas: esmectita, caracterizada pela distância interplanar $4,25\text{\AA}$, quartzo caracterizada pelas distâncias de $3,34\text{\AA}$ e $3,02\text{\AA}$, e feldspato, caracterizado por $3,20\text{\AA}$.

Por fim, a Figura 40 (d), apresenta a análise de difração da amostra de RSU obtida em setembro de 2014. Percebe-se que, assim como as demais amostras, esta apresenta as fases mineralógicas: esmectita, em distância interplanar de $4,24\text{\AA}$, quartzo caracterizada pelas distâncias interplanares de $3,34\text{\AA}$ e 154\AA , e feldspato por $3,24\text{\AA}$.

Em geral, todas as análises realizadas apresentaram similaridade nas distâncias interplanares obtidas nos principais picos, com pequenas variações que podem estar associadas a erros de leitura do equipamento de análise e a própria heterogeneidade dos RSU. Tais picos são característicos da presença de esmectita, feldspato e quartzo. Tais argilominerais, indicam a presença de argilas bentoníticas na composição dos RSU, sendo estas compostas predominantemente por argilominerais do grupo da esmectita.

A obtenção de uma caracterização mineralógica, típica de solos nos RSU, também foi obtida em estudos desenvolvidos por Queiroz (2014). Nestes, o autor associa tal caracterização à presença do solo utilizado para recobrimento dos resíduos no biorreator. Alcântara (2007) também realizou estudos de DRX nos RSU e encontrou resultados semelhantes, sugerindo a presença de picos, característicos de minerais do solo.

4.10 FITOTOXICIDADE

Os testes de fitotoxicidade foram analisados através da GRS e do CRR, para as sementes de tomate e repolho, nas diferentes profundidades da célula experimental e ao longo do tempo de monitoramento. Esses resultados expressam a porcentagem de germinação das sementes e de crescimento das raízes em relação ao controle (amostra com água destilada), sendo ilustrados nas Figuras 41 e 42, respectivamente.

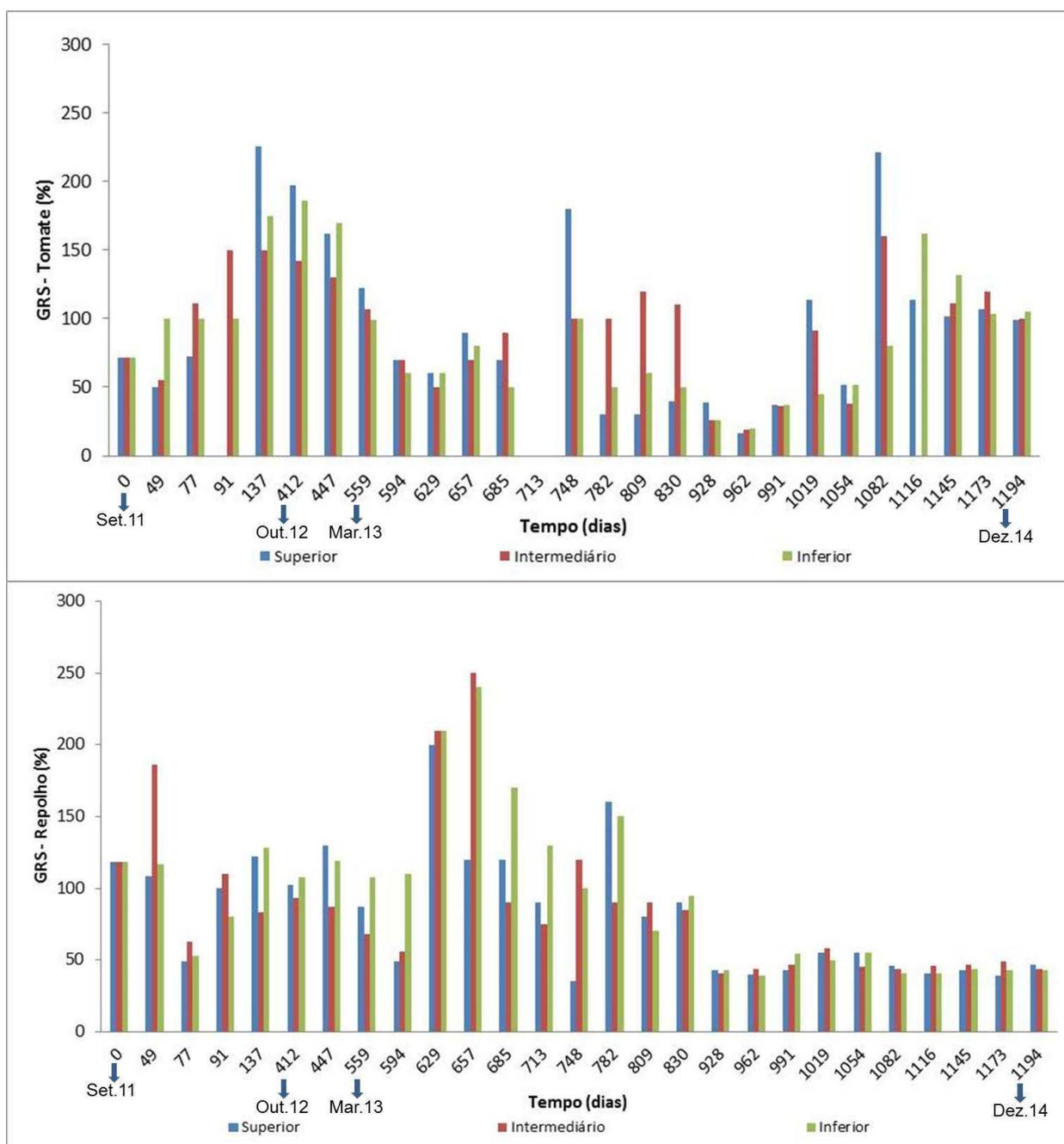


Figura 41 – GRS (%) de tomate e repolho

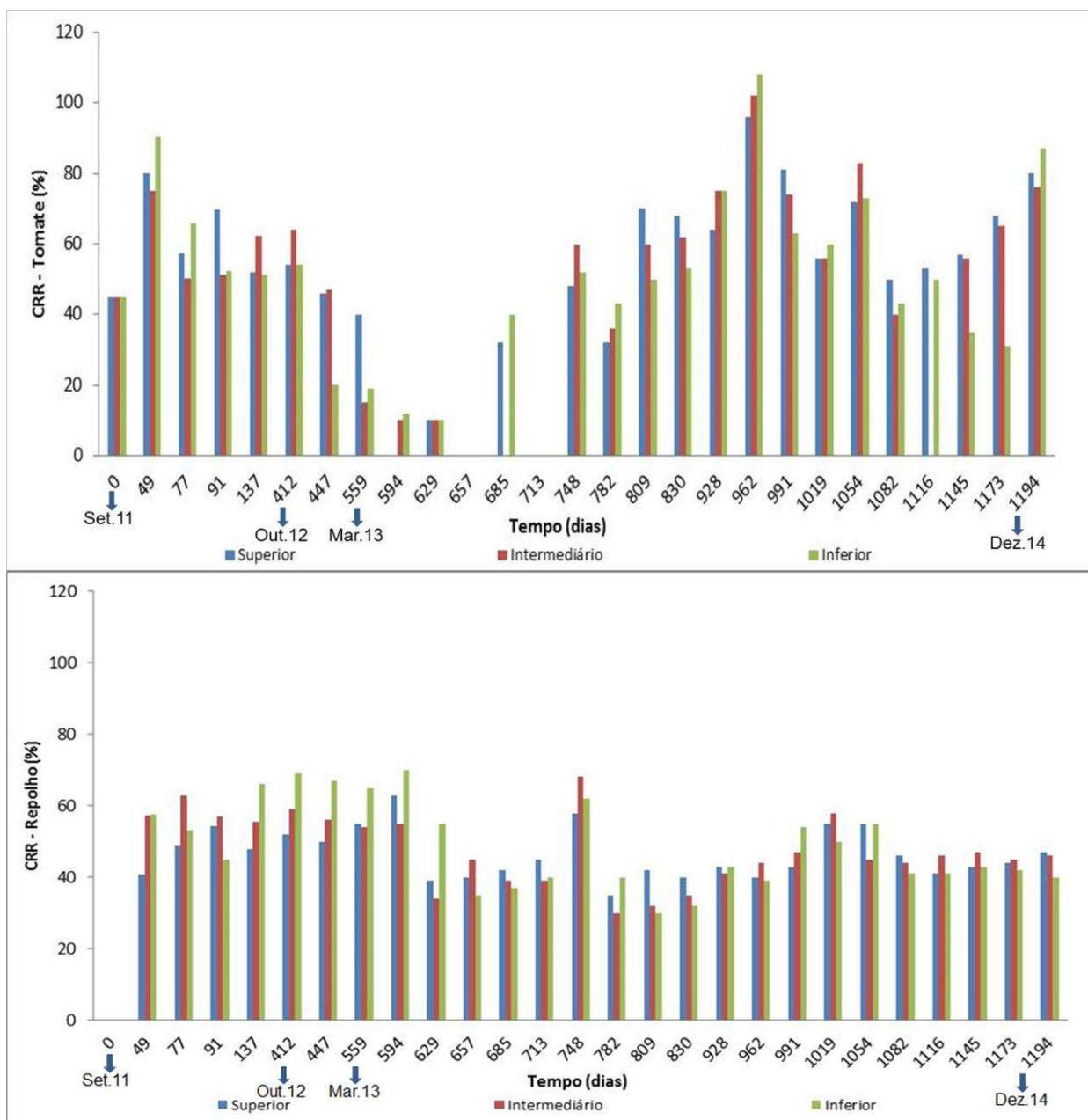


Figura 42 - CRR (%) das sementes de tomate e repolho

Observando as Figuras 41 e 42, pode-se perceber que, de maneira geral, as GRS (Figura 41) são maiores que os de CRR (Figura 42), com germinações que chegam a 230%. Para o CRR o percentual máximo de crescimento foi de 90%. Importante ressaltar 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).

Na prática, efeitos mais pronunciados do potencial tóxico, sobre o crescimento da raiz, já é esperado, quando se compara tais resultados com a germinação, uma vez que este último processo utiliza reservas da própria semente para desenvolver-se (ÁQUILA, 2000). De acordo com Silva *et al.* (2015), 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 Áquila, 2000; Melo (2003); Borella e Pastorini, (2009); Garcez (2009) e Silva (2015), utilizando substratos distintos, também encontraram índices de germinação maiores que o de crescimento,

Pelo fato da germinação ser uma etapa anterior ao crescimento, essa fase é menos influenciada pelo ambiente externo, visto que a energia necessária para que esse processo ocorra é promovida pelas próprias reservas que as sementes possuem. Além disso, a germinação depende principalmente da absorção de água pela semente, mediante fenômeno de embebição.

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. Khajeh-Hosseini *et al.* (2003) afirmam que, dos diversos fatores ambientais capazes de influenciar a germinação, a disponibilidade de água é um dos mais importantes, pois se constitui a matriz onde ocorre a maioria dos processos bioquímicos e fisiológicos. Os efeitos da disponibilidade hídrica se prolongam após a emergência do eixo embrionário, com reflexos sobre o desenvolvimento das raízes. O movimento e a disponibilidade de água para as sementes são fundamentais para a germinação, crescimento inicial do sistema radicular e emergência das plântulas, sendo estes fatores influenciados pelas características do complexo coloidal do substrato, ou seja, do seu potencial osmótico (BEWLEY e BLACK, 1994).

A temperatura, ainda que de forma menos pronunciada, quando comparada ao teor de água também pode favorecer o desenvolvimento das sementes. Nesta pesquisa, a temperatura de incubação das sementes, em estufa, foi de 21°C. De acordo com Faquin (2005), na faixa de 0 a 30°C a absorção de nutrientes tende a crescer de modo praticamente linear com a

elevação da temperatura. Isto se explica pelo fato de que dentro de limites há um aumento da atividade metabólica das plantas, principalmente a intensidade respiratória.

Avaliando o CRR (Figura 42) pode-se observar que, de maneira geral, até os 137 dias de monitoramento ambas as sementes apresentaram comportamento semelhante, com CRR médio de aproximadamente 55%, e que ao longo de todo o tempo monitorado as sementes de repolho apresentaram comportamento menos variável, em relação ao seu crescimento, do que as sementes do tomate.

Esse desempenho equivalente, nos primeiros meses de monitoramento, pode estar relacionado 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. Segundo Crouea *et al.* (2003), a presença de grupamentos funcionais da matéria orgânica pode complexar metais pesados presentes na solução, e desta forma diminuir a toxicidade de poluentes. Além do mais, a presença de sais e nutrientes provenientes do material orgânico, existente em grandes quantidades nessa fase do monitoramento, também pode contribuir para o desenvolvimento das sementes, visto que em alguns casos, os íons provenientes dos sais presentes no meio podem ser absorvidos pelas sementes, ativando rotas metabólicas que naturalmente não seriam ativas, o que pode favorecer a germinação (NAWAZ *et al.*, 2012).

Situação contrária também pode ocorrer quando o processo de absorção afeta negativamente a germinação, interferindo nos processos naturais de desenvolvimento das sementes (PACE *et al.* 2012), sendo essa resposta variável em função da espécie de semente estudada e do tipo de solução a qual foi submetida.

Ao longo do tempo existe uma tendência ao aumento dos efeitos fitotóxicos no meio, devido à redução do material orgânico na célula experimental, que torna os processos de biodegradação mais estáveis, contribuindo para geração de materiais recalcitrantes 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 raízes.

De acordo com Melo *et al.* (2006) o desenvolvimento 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, tal atividade não ocorrerá de maneira adequada.

De maneira geral, pode-se observar que maiores alterações no crescimento e na germinação foram identificadas para as sementes do tomate, mostrando que essas sementes foram mais sensíveis ao efeito fitotóxico do meio, fato que pode estar associado ao elevado teor de sais presentes na célula experimental. De acordo com Nawaz *et al.* (2012) a salinidade retarda a germinação das sementes de tomate, aumentando o tempo necessário para que esse processo ocorra. Esses resultados diferem de pesquisas realizadas por Melo (2003), Garcez (2009), Silva *et al.* (2015) e Silva (2015), nas quais os autores observaram maior sensibilidade ao desenvolvimento nas sementes de repolho, por estas apresentarem pequenas reservas de alimentos e assim necessitarem, mais rapidamente, de fontes externas de nutrientes para seu crescimento sendo, portanto, bastante sensíveis a alterações no meio. Contudo, esse efeito fitotóxico variável pode estar associado à própria coleta dos resíduos que não permite a sua homogeneização completa, podendo trazer consigo materiais pontuais de elevada toxicidade, para uma ou outra espécie, ou ainda, a presença agentes inibidores do desenvolvimento das sementes.

Um fato que pode ter contribuído para alterações no comportamento das sementes do tomate é o excesso de água utilizado em sua embebição. De acordo com Hobbs e Obendorf, (1972), em condições de excesso, a semente poderá absorver água muito rapidamente, ocasionando rupturas em seus tecidos e conseqüentemente retardo em seu desenvolvimento. Durante realização dos experimentos foi constatado que estas sementes não se desenvolviam conforme esperado, assim testes metodológicos foram sendo empregados visando identificar possível erro em sua aplicação. Após estes testes, que envolveu experimentos com variações de temperatura na estufa e teor de água (quantitativo de solução empregada na embebição), percebeu-se que o teor de água utilizado para realização do teste de fitotoxicidade era variável e por isso não havia germinação das sementes e nem crescimento das

raízes, inclusive naquelas realizadas com a amostra controle. Assim, diante desta observação, passou-se utilizar volume exato da solução, percebendo-se melhores respostas destas sementes em relação ao teste.

Atrasos no processo de germinação em função do processo de embebição, também foram percebidos em pesquisas desenvolvidas por Vanzolini *et al.* (2007), em seus trabalhos, os autores perceberam valores baixos de germinação, em experimentos realizados com sementes de soja em papel de filtro. Em testes de germinação em areia, onde a embebição se fez de forma mais homogênea e lenta, verificaram que tal efeito desapareceu, permitindo constatar a influência do excesso de água no desenvolvimento das sementes.

As elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal na célula experimental (Figura 31) é um fator que também pode ter contribuído para inibição do crescimento das raízes do tomate. Analisando a Figura 42, pode-se perceber que no período de 594 a 713 dias essas sementes apresentaram deficiências em seu crescimento, fato que pode estar associado às concentrações de nitrogênio amoniacal que neste mesmo período estiveram elevadas.

De acordo com Almeida (2011), quando presente em grandes quantidades, o nitrogênio promove a produção de tecidos suculentos e novos, podendo prolongar o estágio vegetativo e/ou retardar a maturidade da planta, criando condições favoráveis ao ataque de patógenos. Além disso, em muitas plantas superiores, o nitrogênio amoniacal, como fonte de nitrogênio, leva a sérias desordens fisiológicas e morfológicas, resultando em clorose (produção insuficiente de clorofila, resultado em coloração diferenciada), crescimento restrito, baixa absorção de cátions e em alguns casos à morte das plantas (KIRKBY e MENGEL 1967; PURITCH e BARKER 1967). Especialmente no tomate e em algumas variedades de milho, a presença do nitrogênio, acima dos níveis toleráveis, retarda o desenvolvimento destas espécies, formando folhas, pecíolos e caules arroxeados (KERBAUY, 2008).

Segundo Magalhães e Wilcox (1987), a presença de nitrogênio amoniacal leva a altas concentrações de amônia livre o que favorece vários desarranjos no desenvolvimento das plantas como danos na estrutura dos

cloroplastos, inibição da fotofosforilação e formação de ATP, afetando a atividade da enzima carboxilase, o que resulta na redução da fixação de dióxido de carbono, interferindo nas atividades respiratórias e conseqüentemente no crescimento do tomate.

Realizando estudos de toxicidade, com vistas a avaliar a influência do nitrogênio amoniacal, sobre testes de fitotoxicidade, Silva *et al.* (2015) não observaram influências significativas deste parâmetro no desenvolvimento das sementes do tomate. Contudo, as concentrações de nitrogênio amoniacal, observadas pelo autor eram bastante inferiores às obtidas nesta pesquisa. Enquanto naquela célula experimental, o autor, observou, após os 500 dias de monitoramento, concentrações médias de nitrogênio na ordem de 20mg/L, na célula em estudo, após esse mesmo período de tempo, os teores médios encontrados da ordem de 120mg/L, chegando a valores próximos a 350mg/L.

Além do Nitrogênio amoniacal, a presença de enzimas, a exemplo da esterase, pode interferir no desenvolvimento das sementes do tomate, uma vez que o aumento de sua atividade pode ocasionar perdas expressivas no desenvolvimento dessas sementes, visto que esta enzima está envolvida em reações de hidrólise de ésteres, ligando-se diretamente ao metabolismo de lipídios e ao processo degenerativo de membranas (SANTOS *et al.* 2004). Sendo a peroxidação de lipídeos um evento associado a danos de membrana das sementes, alterações podem levar à ocorrência de eventos deteriorativos, que podem contribuir para a redução na germinação das sementes à medida que é aumentado o fator salinidade (BASAVARAJAPPA *et al.* 1991). No entanto, a avaliação da influência dessa enzima na fitotoxicidade das sementes do tomate, cultivadas em resíduos sólidos, só pode ser feita se estudos mais específicos forem realizados.

Um parâmetro que também pode contribuir para a fitotoxicidade dos resíduos sólidos é o pH. Os efeitos dessa variável podem ser percebidos principalmente na fase inicial do monitoramento ($t = 0$), quando os resíduos sólidos apresentam pH em torno de 4,0 (Figura 27), provavelmente devido à fermentação inicial dos resíduos que acontece durante o tempo decorrido de sua disposição nos recipientes dos domicílios, a coleta e o transporte até a disposição final. Como se pode observar nas Figuras 41 e 42, respectivamente,

os índices de germinação das sementes e crescimento inicial das raízes foram um pouco inferiores aos medidos posteriormente. Para o CRR do repolho, este nem ocorreu. Sousa *et al.* (2013) realizou estudos nesta célula experimental e encontrou valores elevados de ácidos voláteis no início do monitoramento, com concentrações próximas a 900mg/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.

A presença destes ácidos, promove, na fase inicial de degradação, uma acidificação no pH, devido à fermentação inicial dos RSU, fato confirmado em estudos de Jahnel *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 5,0 e 6,0, fazendo assim, com que a fase fitotóxica seja também bastante rápida.

A presença de metais na célula experimental, especialmente àqueles encontrados em concentrações acima das estabelecidas pela NBR 10.004/2004: alumínio, ferro, chumbo e níquel, também podem contribuir para a fitotoxicidade dos resíduos sólidos. Por possuírem elevada capacidade de solubilização em baixos pH, esses elementos podem favorecer a fitotoxicidade do meio, reduzindo e/ou inibindo os índices de germinação e consequentemente crescimento das raízes.

De acordo com Salvador *et al.* (2000), o excesso de alumínio pode contribuir para baixa resposta do crescimento de plantas que, em solo com elevada acidez, pode tornar-se tóxico, causando graves anomalias ao sistema radicular, ao promover uma ação danosa sobre as membranas celulares, modificando os padrões de absorção e o metabolismo de nutrientes.

Contudo, a fitotoxicidade causada pelo alumínio, apresenta comportamento diferencial em função das espécies de plantas ou, até mesmo de cultivos dentro de uma mesma espécie. Embora o limite de toxidez possa variar de uma espécie para outra, bem como com as propriedades do local onde ele está inserido, Salvador *et al.* (2000), considera prejudicial para as

plantas teores de alumínio acima de 45mg/kg. Na célula experimental estudada, as concentrações de alumínio sempre foram inferiores a esta, contribuindo portanto, para redução do seu efeito tóxico sobre os testes de fitotoxicidade. Todavia, estudos mais aprofundados devem ser realizados a fim de conhecer o efeito tóxico real desse elemento sobre sementes de tomate e repolho.

O excesso de manganês, em condições ácidas, pode ser tóxico para plantas afetando mais severamente a parte aérea do que as raízes. Aparentemente, nestas condições, as plantas absorvem e transportam o manganês em quantidades excessivas, o que resulta acúmulo nas folhas, produzindo-se sintomas bem definidos (PAVAN e BINGHAM, 1981). As altas concentrações de ferro podem favorecer o retardamento no crescimento das raízes, podendo gerar estresse oxidativo e causar toxidez (STEIN, 2009).

A toxidade de níquel ocorre em ambientes com elevados teores deste elemento, causando distúrbios fisiológicos graves, até mesmo a morte de plantas. Em baixas concentrações, o níquel é considerado um nutriente essencial (BERTON *et al.*, 2006; PIRES e ANDRADE, 2006). De acordo com Revoredo e Melo, (2006), os maiores acúmulos de níquel são observados em raízes. Dada sua competição com o ferro e o zinco no processo de absorção, é comum observar inicialmente deficiência destes micronutrientes como o primeiro sintoma da toxidez de níquel (FAQUIN, 2005).

As concentrações dos elementos traços: cádmio, cobre, cromo, chumbo e zinco observadas na célula experimental foram inferiores àquelas consideradas fitotóxicas. Em relação ao cobre não se pode afirmar que houve interferência direta da presença desse elemento no crescimento e na germinação das sementes. A concentração média de cobre encontrada na célula (1,1mg/kg) foi inferior à concentração considerada ótima para crescimento, havendo um déficit da concentração desse elemento nos resíduos.

Em se tratando do chumbo, estudos mostram que o seu excesso pode causar diferentes sintomas de fitotoxicidade, como por exemplo, folha verde escura, murchamento das folhas velhas, folhagem deprimida, raízes curtas redução de crescimento (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992). Contudo, em se tratando das sementes de repolho elas possuem elevada tolerância ao

acumulo desse elemento (ALLOWAY, 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 àqueles que causam fitotoxidez, que são de 100 a 400mg/kg (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1985).

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.

Além disso, os efeitos tóxicos a serem observados sobre a germinação das sementes e o crescimento das raízes tornam-se reduzidos, quando comparados ao de plantas, uma vez que, somente após a fase de plântula, é que as espécies vegetais passam a depender diretamente do ambiente em que se estabeleceram, de acordo com as características morfológicas peculiares que desenvolveram (RESSEL *et al.*, 2004). Anteriormente, sobrevivem das suas próprias reservas, contudo, ao necessitarem de água para se desenvolver, essas sementes buscam-na no ambiente externo, que se contaminado afetam o seu desenvolvimento. Neste sentido, a utilização dos testes de fitotoxicidade torna-se plausível, uma vez que servem como um indicador do nível de contaminação e bioestabilização dos resíduos dentro da célula experimental.

4.11 GASES

O monitoramento das concentrações de gases gerados, durante o processo de decomposição dos RSU, é importante, uma vez que, através do monitoramento destas concentrações pode-se medir a estabilização dos

resíduos orgânicos, auxiliando na compreensão das fases de degradação dos resíduos sólidos. Além disso, pode também indicar o potencial de poluição ambiental e o grau de toxicidade que estes podem causar na atividade biodegradativa.

A Figura 43 ilustra as concentrações de Metano (CH_4), Dióxido de Carbono (CO_2) e oxigênio (O_2) observadas na célula experimental. Importante ressaltar que no início do monitoramento, não foi possível realizar as medições destes gases em função da ausência de equipamentos de leitura. Somente após os 441 dias de monitoramento (novembro de 2012) é que estas medições foram viabilizadas.

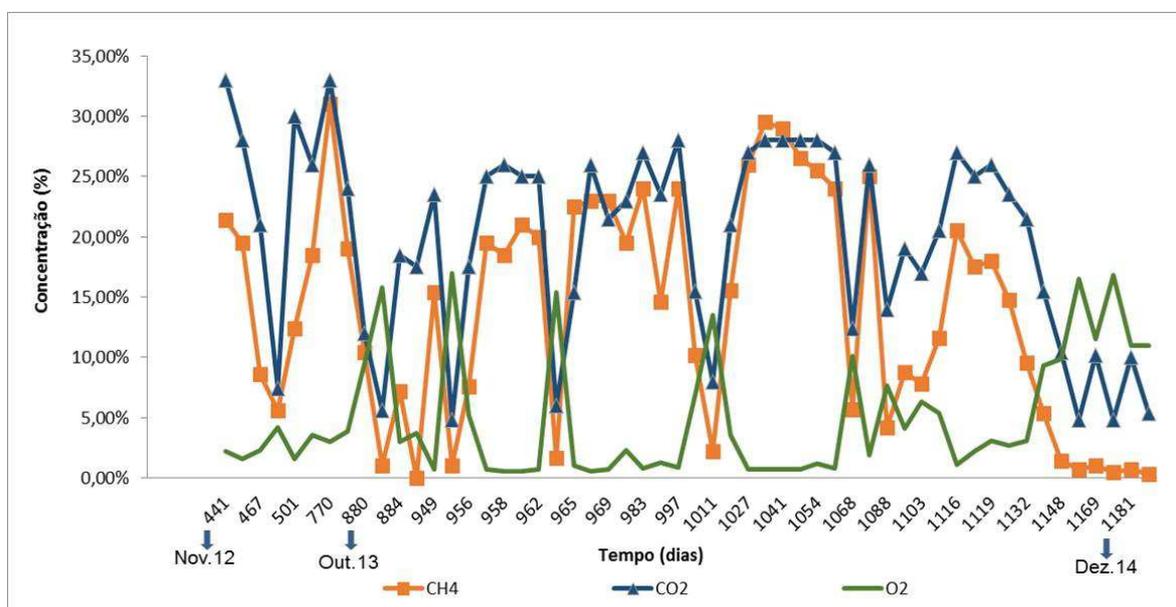


Figura 43 – Concentrações de gases na célula experimental

Analisando a Figura 43, observam-se variações expressivas nas concentrações percentuais de metano, dióxido de carbono e oxigênio ao longo do tempo de monitoramento dos gases, percebendo-se que, de maneira geral, à medida que as concentrações de metano e dióxido de carbono na célula experimental tendem a aumentar, os teores de oxigênio diminuem.

Comparando os dados de gases com os de pH (Figura 27) observa-se que, a partir dos 412 dias de monitoramento, o pH da célula apresenta valores elevados, acima de 7, indicando que provavelmente esteja ocorrendo a transição da fase de decomposição ácida para a fase metanogênica. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), a fase metanogênica ocorre em

valores de pH variando entre 6,8 e 8,0, sendo esta fase característica da produção de metano e dióxido de carbono, os principais gases gerados durante a biodegradação dos RSU.

Ao longo do tempo de monitoramento, observa-se que as concentrações médias de metano, dióxido de carbono e oxigênio foram, respectivamente 14%, 20% e 5%, sugerindo que existe uma prevalência de CO₂ no meio. Tal prevalência mostra-se atípica, em se tratando de ambientes de aterros sanitários em fase metanogênica, visto que nestes ambientes as concentrações médias esperadas são de 40% para CO₂ e 60% para CH₄ (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

Os maiores percentuais de CO₂, observados durante o monitoramento, indicam que este gás está sendo gerado como um subproduto da fermentação da matéria orgânica, estando essa fase caracterizada pelo aumento do pH, passando por valores ácidos até valores próximos da neutralidade. Isso ocorre devido ao acúmulo de ácidos orgânicos, e às elevadas concentrações de CO₂ no interior da massa de resíduos, em virtude da intensa atividade de micro-organismos hidrolíticos-fermentativos e da baixa atividade das *arqueas* metanogênicas (AIRES, 2013).

A presença de substâncias com características ácidas inibe a atividades das anaeróbias estritas, proporcionando assim, concentrações menores de metano. Além disso, a presença de oxigênio também contribui para tal afirmação. Conforme se verifica na Figura 43, as concentrações desse gás diminuem na proporção que as de oxigênio aumentam. Tal presença certamente ocorre em função da entrada de ar na célula experimental, estando essa entrada associada às aberturas presentes nas laterais da célula experimental e as fissuras existentes na camada de cobertura. Nesse sentido, percebe-se a necessidade de manutenção na célula experimental, a fim de isolar o ambiente, reduzir as entradas de ar e evitar que a presença de oxigênio no interior da massa de resíduos aterrados desestabilize o meio e interfira nos processos naturais de degradação.

Embora presentes durante todo monitoramento, pode-se dizer que em relação aos demais gases, às concentrações de O₂ na célula experimental, foram baixas, com níveis médios de 5%. A presença desse gás na célula experimental corrobora os dados de bactérias aeróbias (Figura 32), visto

que foi observado o desenvolvimento destes micro-organismos durante todo tempo de monitoramento. Provavelmente, no início do monitoramento esses percentuais foram maiores, em função da intensa atividade das bactérias aeróbias, tendendo a reduzir ao longo do tempo, à medida que o meio anaeróbio se estabelece. Todavia, a ausência desses dados, não permite verificar tais constatações.

Durante o período de monitoramento, percebe-se que o aumento da concentração de O_2 corresponde a uma redução de CH_4 , indicando, que o oxigênio atua como agente inibitório na redução da atividade metanogênica. Elevadas concentrações de O_2 podem ser prejudiciais ao sistema, mas pequenas concentrações podem até ser úteis, desde que não afetem o metabolismo dos anaeróbios estritos, uma vez que podem otimizar a taxa de hidrólise da celulose, criando microambientes aeróbios (ALCÂNTARA, 2007; AIRES, 2013).

Embora haja indícios da predominância da fase metanogênica na célula experimental, em função das suas características área/volume, as fases de degradação não podem ser definidas com exatidão, podendo haver o estabelecimento de mais de uma fase ao mesmo tempo, conforme pode ser observado na Figura 27, que retrata o comportamento do pH, ao longo do tempo de monitoramento. Analisando-a, percebe-se, uma tendência à redução do pH na camada superior e a elevação nas camadas intermediária e inferior.

Comportamentos distintos de pH, concorrem para o desenvolvimento de diferentes fases de degradação simultaneamente. Enquanto na camada superior, a desestabilização do ambiente, possivelmente ocasionado pela redução do pH pode favorecer a prevalência do CO_2 , nas camadas intermediária e inferior a elevação pode permitir a predominância do CH_4 .

A análise das concentrações de gases podem fornecer indícios da toxicidade no interior da célula, bem como dos potenciais de poluição ambiental que estes podem ocasionar ao serem lançados no meio ambiente. Além disso, presença de determinados gases fornece um indicativo da evolução das fases de degradação e da consequente estabilização da atividade microbiológica. As baixas concentrações de metano observadas no estágio atual de degradação dos resíduos sólidos podem ser um indicativo do efeito inibitório que a presença do oxigênio pode ocasionar na atividade das *arqueas* metanogênicas,

contudo, tal constatação só poderia ser validada caso as análises de micro-organismos anaeróbios tivessem sido realizadas nesta pesquisa.

4.12 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

4.12.1 Média, Desvio Padrão e Coeficiente de Variação

A Tabela 8 mostra os valores de Média, Desvio Padrão (DP) e Coeficiente de Variação (CV) dos parâmetros monitorados ao longo do tempo na célula experimental. A partir da análise de dispersão dos dados, percebe-se a ocorrência de uma alta variabilidade nos valores encontrados, estando essa variabilidade diretamente relacionada à magnitude do seu coeficiente de variação. Segundo 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 8 - Média, desvio padrão e coeficiente de variação dos parâmetros monitorados na célula experimental

	Média	Desvio Padrão	Coef. de Variação (%)
pH	7,21	1,11	15,37
Sólidos voláteis	42,68	15,64	36,64
Teor de água	53,87	7,22	13,41
Nitrogênio amoniacal	119,37	54,98	46,06
Aeróbios	4,45E+07	1,90E+07	42,67
GRS Repolho	87,27	61,44	70,40
GRS Tomate	73,63	49,40	67,09
CRR Repolho	41,42	19,89	48,03
CRR Tomate	36,52	33,26	91,08
Alumínio	15,29	15,79	103,24
Ferro	72,38	59,09	81,63
Manganês	7,78	5,64	72,50
Cádmio	0,37	0,06	17,50
Chumbo	2,70	3,89	144,11
Cobre	0,99	0,89	90,09
Cromo	0,53	0,25	47,45
Níquel	1,05	0,48	46,12
Zinco	6,62	7,34	110,84

Analisando a Tabela 8, observa-se que apenas os parâmetros pH e teor de água apresentam CV inferior a 15%, sugerindo alta homogeneidade dos dados. O cádmio tem média dispersão, apresentando CV igual a 17% e todos os demais parâmetros têm dispersão alta, indicando elevada variabilidade dos dados. Essa elevada variabilidade dos dados está associada à heterogeneidade dos RSU, que por apresentar composição variável não proporciona à obtenção de dados homogêneos.

A baixa dispersão observada nos parâmetros pH e teor de água, já era esperada em função das pequenas variações vistas durante o monitoramento. No caso do pH, por tratar-se de uma escala que varia de 0 a 14, e as medições da célula variarem de 4,2 a 8,7, os valores obtidos encontram-se próximos da média, conferindo aos dados DP e CV baixos. Contudo, embora as variações deste parâmetro sejam da ordem de unidades, pequenas mudanças já se mostram significativas, uma vez que, o pH é um dos parâmetros mais importantes para entendimento das dinâmicas e alterações ocorridas no interior da célula experimental. Baixo CV para o teor de água é um indicativo da predominância de água no interior da massa de resíduos. Na prática, a existência desse teor de água, dentro da faixa considerada adequada para desenvolvimento dos micro-organismos, favorece o processo de biodegradação.

De maneira geral, todos os elementos metálicos apresentaram CV elevados, exceto o cádmio, estando tal fato associado ao fenômeno de precipitação destes metais ocasionado pela elevação do pH. Tal fenômeno reduz a solubilidade dos metais, reduzindo suas concentrações na célula e conseqüentemente, gerando diferenças discrepantes entre os teores máximos e mínimos de cada elemento em seu interior. Para o cádmio, isso não ocorreu em função deste elemento apresentar concentrações baixas durante todo o tempo de monitoramento.

Assim como os metais, os sólidos voláteis também apresentam tendência à redução ao longo do tempo, uma vez que, à medida que o tempo passa, esse parâmetro converge para percentuais menores, em função do consumo da matéria orgânica pelos micro-organismos. Tal fato justifica valores diferenciados de amplitude e dados com elevada dispersão.

Os parâmetros nitrogênio amoniacal, bactérias aeróbias e aqueles relacionados aos testes de fitotoxicidade, também apresentaram CV elevados, superiores a 42%, estando essa dispersão associada à variabilidade dos dados. Diferentemente dos sólidos voláteis, pH e metais, para estes parâmetros não houve um comportamento tendencial ao longo do tempo, visto que mudanças de comportamento foram observadas ao longo de todo monitoramento. Descrições detalhadas a cerca destas variações foram feitas anteriormente nos itens 4.6, 4.7 e 4.10, respectivamente.

4.12.2 Matriz de Correlação

4.12.2.1 Parâmetros físico-químicos e microbiológicos

Na Tabela 9 estão contidos os dados da matriz de correlação. A análise da correlação amostral estuda o comportamento conjunto de duas variáveis distintas, ao medir o grau de associação entre elas.

Dados da matriz de correlação podem variar de -1,0 a 1,0. Na prática, quanto mais próximo de 1,0 (independente do sinal) maior é o grau de dependência estatística entre as variáveis. Segundo Dancey e 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. Neste trabalho, serão consideradas correlações significativas, aquelas que apresentam valores superiores a 0,70.

De maneira geral, analisando a Tabela 9 pode-se perceber que existem diversos 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 sólidos voláteis, alumínio, chumbo, cobre e zinco. Reduções no teor de sólidos voláteis ao longo do tempo, já eram esperadas, uma vez que, à medida que o tempo passa a matéria orgânica vai sendo degradada e conseqüentemente esse parâmetro vai reduzindo.

Tabela 9 - Matriz de correlação para as variáveis analisadas nesta pesquisa

	Dias	pH	Sólidos voláteis	Teor de água	N. amoniacal	Aeróbios	GRSR	GRST	CRRR	CRRT	Alumínio	Ferro	Manganês	Cádmio	Chumbo	Cobre	Cromo	Níquel	Zinco	
Dias	1,000																			
Ph	0,495	1,000																		
Sólidos volateis	-0,900	-0,548	1,000																	
Teor de água	-0,104	0,306	0,195	1,000																
N. amoniacal	-0,403	0,232	0,486	0,756	1,000															
Aeróbios	0,468	-0,091	-0,202	-0,039	-0,318	1,000														
GRS R	-0,368	-0,010	0,466	0,673	0,728	-0,142	1,000													
GRS T	-0,356	-0,284	0,359	-0,282	-0,141	0,168	0,180	1,000												
CRR R	0,055	0,487	-0,085	0,091	0,108	0,166	0,091	0,488	1,000											
CRR T	0,099	-0,377	-0,195	-0,524	-0,637	0,357	-0,394	0,286	0,164	1,000										
Alumínio	-0,840	-0,670	0,723	-0,119	0,069	-0,492	0,162	0,210	-0,314	0,031	1,000									
Ferro	-0,540	-0,599	0,385	-0,183	-0,230	-0,324	-0,189	0,100	-0,336	0,221	0,846	1,000								
Manganês	-0,632	-0,591	0,519	0,055	0,173	-0,351	0,189	0,173	-0,300	0,110	0,799	0,838	1,000							
Cádmio	0,117	0,028	0,059	0,277	0,480	0,287	0,571	0,216	0,112	-0,216	-0,291	0,465	0,014	1,000						
Chumbo	-0,857	-0,831	0,796	-0,187	0,068	-0,283	0,159	0,400	-0,282	0,221	0,902	0,735	0,801	-0,101	1,000					
Cobre	-0,887	-0,595	0,816	0,032	0,367	-0,397	0,459	0,406	-0,139	-0,062	0,865	0,592	0,796	0,180	0,884	1,000				
Cromo	0,477	-0,307	-0,270	0,032	-0,182	0,406	-0,151	-0,510	-0,666	0,104	-0,208	0,006	0,051	0,204	-0,122	-0,277	1,000			
Níquel	-0,621	-0,482	0,580	0,363	0,514	-0,264	0,524	0,032	-0,315	-0,145	0,647	0,526	0,849	0,375	0,661	0,823	0,122	1,000		
Zinco	-0,888	-0,685	0,805	-0,020	0,215	-0,445	0,289	0,286	-0,226	0,051	0,967	0,778	0,847	-0,144	0,941	0,918	-0,218	0,728	1,000	

A redução dos sólidos voláteis, ao longo do tempo, é um indicativo de que o processo de degradação está ocorrendo, e que os componentes tóxicos existentes na célula experimental não estão interferindo na atividade biodegradativa. Ao favorecer a precipitação dos metais por causa do efeito tampão que ocorre no meio, e a formação de hidróxidos, o aumento do pH torna os metais menos solúveis e portanto, menos tóxicos.

Além do número de dias, os metais também apresentaram correlações negativas com o pH. Com o chumbo essa correlação foi forte, da ordem de -0,84, já com o alumínio e o zinco apresentou-se de moderada a forte, com valores próximos a 0,70. As concentrações de metais ao longo do tempo também tende a reduzir, já que a elevação do pH, ocasionada pelo desenvolvimento das fases de degradação, favorece a precipitação destes elementos, diminuindo sua solubilidade e conseqüentemente as suas concentrações. Tal afirmação pode ser constatada através da observância das correlações negativas existentes entre o pH e os elementos metálicos: alumínio, chumbo e zinco.

O teor de água apresentou correlação positiva forte com o nitrogênio amoniacal, da ordem de 0,75, indicando que maiores concentrações deste parâmetro ocorrem quando os maiores percentuais de água foram encontrados na célula experimental. Tal constatação acontece, pois o aumento do teor de água, normalmente causado pela entrada de águas de chuva, contribui para o aumento das concentrações de nitrogênio amoniacal, uma vez que as águas de chuva são fontes de nitrogênio.

Para os testes de fitotoxicidade, expressos por: GRSR, GRST, CRRR e CRRT não foram observadas correlações significativas, mostrando que não existe uma relação direta (tendencial) do comportamento das variáveis estudadas com tais testes. Na prática, a influência dos parâmetros tóxicos no desenvolvimento das sementes ocorre de maneira pontual em cada teste realizado. Isso porque, a primeira condição para que elemento seja absorvido pelas sementes é que ele esteja na forma disponível e em contato com a sua superfície. Nos RSU, em função da sua heterogeneidade, cada amostra coletada apresenta características específicas, lhes conferindo resultados peculiares a cada teste.

Assim, a resposta dos testes de fitotoxicidade é dada em função da composição dos resíduos sólidos, indicando que haverá maior crescimento e germinação quando a presença de compostos, ainda que tóxicos, estiverem em concentrações que não afetem o desempenho das plântulas, e desse modo, atuem como nutrientes para as sementes, ocasionando maior germinação e crescimento, em relação ao controle (amostra com água destilada). Contrariamente, quando os agentes tóxicos estiverem em concentrações elevadas, estes irão retardar o desenvolvimento das sementes e conferir menores índices de germinação e crescimento nos testes de fitotoxicidade.

4.12.2.2 Difractogramas de Raios-X

A Tabela 10 apresenta a matriz de correlação para as análises de difração de raios-x realizadas com o solo utilizado nas camadas de base e cobertura da célula experimental e com as amostras de RSU coletadas nos períodos de setembro de 2011, junho de 2013, junho de 2014 e setembro de 2014.

Tabela 10 – Correlação para as análises de difração de raios-x

	Solo	Set.11	Jun.13	Jun. 14	Set.14
Solo	1				
Set.11	0,999	1			
Jun.13	0,964	0,965	1		
Jun. 14	0,861	0,863	0,965	1	
Set.14	0,997	0,996	0,940	0,818	1

Analisando a Tabela 10, percebe-se a ocorrência de correlações muito fortes, próximas a 100%, indicando o elevado grau de associação entre as variáveis. A análise das distâncias interplanares existentes entre o solo e as amostras de resíduos sólidos, coletadas na célula experimental, indica que os RSU apresentam picos característicos dos argilominerais presente no solo, sugerindo semelhanças entre eles.

Conforme mencionado anteriormente, tal semelhança pode estar relacionada ao fato de que as amostras de RSU também apresentam solo em sua composição, sejam provenientes de sua própria constituição ou dos processos de lixiviação do solo proveniente das camadas de base e cobertura da célula. Contudo, embora seja esperada a presença de tais partículas na caracterização mineralógica dos RSU, a heterogeneidade destes materiais sugere a comparência de outros compostos que não foram observados nas análises, fato que pode estar associado à utilização de metodologia inadequada para realização de tal experimento.

A existência de uma perfeita correlação é um indicativo da presença de somente materiais argilosos na amostra de resíduos sólidos, sugerindo que a mineralogia do solo é igual a dos RSU. De fato, a heterogeneidade dos resíduos não permite tal afirmação, sugerindo a necessidade do desenvolvimento de novas metodologias para a preparação das amostras de RSU para análises de caracterização tanto mineralógica, quanto química destes resíduos.

4.12.3 Análise de regressão

A análise de regressão foi realizada para os parâmetros: Sólidos Voláteis (SV), Alumínio (Al) e Tempo (T) (número de dias). O parâmetro sólidos voláteis foi escolhido por este apresentar relação direta com o processo de degradação dos resíduos sólidos. Já o alumínio, foi indicado por apresentar concentrações acima dos limites máximos permissíveis pela NBR 10.004/2004, e, portanto oferecer riscos ao meio ambiente e a saúde pública, ao conferir aos RSU características de periculosidade.

Através da análise de regressão percebe-se a obtenção de um coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,81. O R^2 indica a correlação gerada pelo próprio modelo de regressão linear, sugerindo que cerca de 81% da variabilidade do processo é esclarecida pelo modelo.

A Tabela 11 apresenta a análise de regressão para as variáveis estudadas. Os dados obtidos indicam que o modelo gerado explica bem o comportamento das variáveis analisadas, uma vez que o valor-P do modelo é

inferior a 0,05, com nível de confiança de 95%. Portanto, o modelo de regressão apresenta significância estatística.

Tabela 11 - Análise de regressão para os parâmetros sólidos voláteis e alumínio

	Coeficientes	valor-P	95% inferiores	95% superiores
Interseção	70,58419	4,19X10-5	47,79162	93,37675
Tempo (dias)	-0,03978	0,002677	-0,06216	-0,01741
Alumínio (mg/kg)	-0,11243	0,66119	-0,66714	0,442279

A análise da regressão linear múltipla apresenta os sólidos voláteis como variável dependente e o alumínio e o tempo como variáveis independentes. Analisando a Tabela 11, observa-se que o coeficiente tempo apresenta p-valor muito pequeno, próximo à zero, o que significa que existe uma relação direta entre o comportamento das variáveis tempo e sólidos voláteis. À medida que os dias passam, os percentuais de sólidos voláteis tendem a diminuir.

O alumínio apresentou p-valor alto, indicando que esse parâmetro não exerceu influência direta no processo de redução dos sólidos voláteis. Embora a redução do alumínio ocorra a cada variação de sólidos voláteis, conforme pode ser observado na Equação 6, tal relação não é bem explicada pelo modelo gerado, uma vez que o p-valor do alumínio foi superior a 0,05, valor considerado ideal para que o modelo apresente significância estatística.

Na prática, essas correlações já eram esperadas, uma vez que, existe uma tendência à redução desses parâmetros ao longo do tempo de monitoramento. À medida que os dias passam e o processo de degradação se intensifica, os sólidos voláteis diminuem. A concentração de alumínio também reduz, contudo essa redução não apresentou influência direta com a redução dos sólidos voláteis. Embora as concentrações de alumínio, observadas no interior da célula experimental apresentem-se elevadas, elas não interferiram na atividade biodegradativa e, portanto, na redução dos sólidos voláteis, parâmetro que indica de forma indireta a degradação na matéria orgânica.

Através da análise do coeficiente linear igual a aproximadamente 70,58 (Tabela 11), percebe-se que, mantendo constante o nível de alumínio (Al), na Equação 6, a cada variação de Sólidos Voláteis (SV) tem-se uma variação na

ordem de 0,03978, no número de dias, ou seja, a medida que os dias passam os percentuais de sólidos voláteis diminuem. Inversamente, mantendo-se constante o número de dias, a cada variação de SV o Al varia 0,11243. Tal representação pode ser observada na Equação 6, gerada pelo modelo de regressão.

$$SV: 70,58419 - 0,03978T - 0,11243Al \quad \text{Eq. (6)}$$

Os valores de coeficientes superiores e inferiores a 95% também estão expressos na Tabela 11. Tais valores indicam que embora exista uma tendência à distribuição linear dos dados estudados, alguns pontos podem estar distribuídos de forma dispersa, estando tais pontos localizados entre os limites superiores e inferiores do modelo.

A Figura 44 ilustra a análise tridimensional da relação existente entre os parâmetros: Tempo (número de dias), SV e Al, indicando o comportamento das variáveis de acordo com a análise de regressão. Analisando-a, percebe-se, conforme mencionado anteriormente, que existe uma tendência à redução no percentual de sólidos voláteis e nos teores de alumínio à medida que os dias passam.

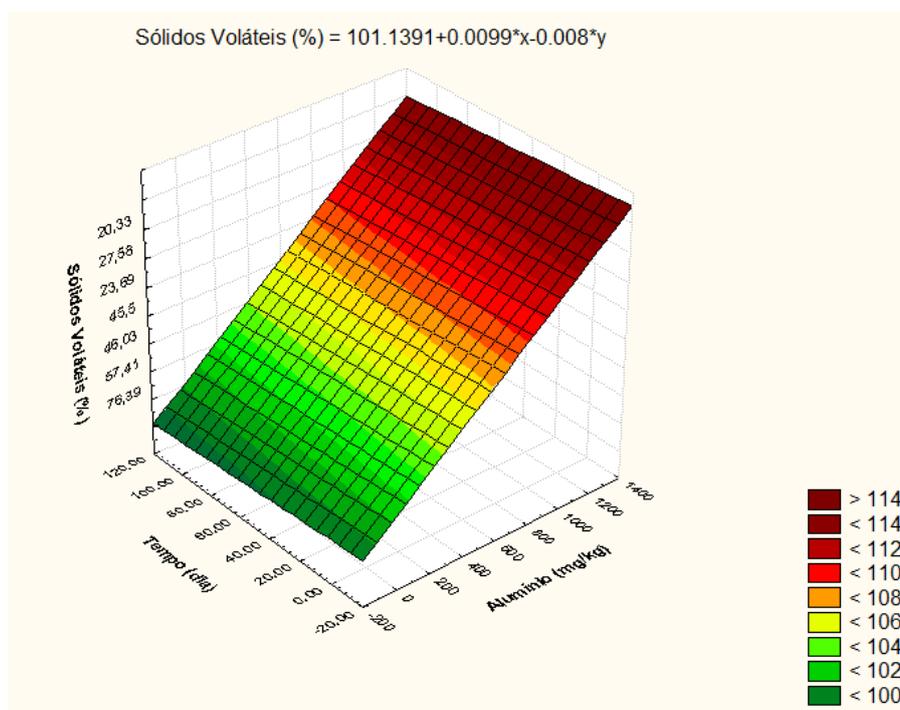


Figura 44 - Avaliação das correlações existentes entre sólidos voláteis, alumínio e tempo (número de dias)

Através da análise da Figura 44, observa-se que o aumento no número de dias concorre para redução da concentração percentual de SV e dos teores de alumínio. À medida que os dias passam o teor de sólidos voláteis tende a diminuir em função do consumo da matéria orgânica pelos micro-organismos decompositores. Esse parâmetro representa, de forma indireta, o rendimento das atividades microbianas envolvidas no processo de biodegradação, sendo que eficiência de transformação da massa de sólidos totais voláteis se deve a presença de materiais de fácil biodegradação, tais como proteínas, açúcares, lipídios e amido.

Para o alumínio, a evolução do processo de degradação, ao longo do tempo, promove o estabelecimento das fases subsequentes de degradação, que por sua vez ocasiona a elevação do pH, diminuindo a solubilidade dos metais, favorecendo sua precipitação e conseqüentemente a redução do seu potencial tóxico.

Na prática, a redução destes parâmetros, ao longo dos dias, é um indicativo que a presença de elementos tóxicos, na composição dos RSU não está interferindo no processo biodegradativo e que, portanto, ainda que exista toxicidade no interior da célula, está não está afetando o desenvolvimento dos micro-organismos.

5 CONCLUSÕES

- Através da análise dos efeitos dos compostos tóxicos, presentes nos RSU, é possível inferir o grau de contaminação que a massa de resíduos sólidos pode apresentar, após aterramento.
- O desenvolvimento do planejamento estatístico para caracterização dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB mostrou-se significativo, uma vez que, os resultados obtidos foram semelhantes aos observados em outros estudos de composição gravimétrica realizados no município com uso de outras metodologias.
- Os plásticos e os metais são as principais fontes, consideradas potencialmente perigosas, presentes nos RSU da cidade de Campina Grande - PB.
- A ausência de programas de coleta seletiva no município de Campina Grande - PB contribui para agravamento do potencial danoso destes resíduos, em função da ausência de segregação.
- Os RSU da cidade de Campina Grande – PB apresentaram concentrações de alumínio, manganês, ferro e níquel acima dos limites máximos estabelecidos pela NBR 10.004/2004 e pela portaria de potabilidade nº 2.914/11 do Ministério da Saúde, para os testes de lixiviação, fato que permite o enquadramento em resíduos de classe I (perigosos).
- Para os testes de solubilização, os elementos metálicos: alumínio, manganês, ferro, níquel, cádmio, cromo e o chumbo apresentaram valores acima do estabelecido pela NBR 10.004/2004, fato que possibilita o enquadramento destes resíduos em classe IIA (não inertes).
- Os elementos metálicos e o nitrogênio amoniacal apresentaram concentrações superiores aos limites máximos permissíveis pelas normas

e legislações brasileiras, contudo não influenciaram no processo de biodegradação dos RSU aterrados.

- A influência dos componentes tóxicos, metais e o nitrogênio amoniacal, sobre os testes de fitotoxicidade, em função da heterogeneidade dos resíduos sólidos, ocorreu de maneira pontual, em amostras isoladas de RSU coletadas na célula experimental.
- Através do monitoramento dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e mineralógicos pode-se observar que, embora o ambiente da célula experimental possa interferir na atividade biodegradativa, o efeito tóxico medido se dará a partir das inúmeras interações e processos dinâmicos que ocorrem, ininterruptamente, no interior da massa dos resíduos.
- A toxicidade do nitrogênio amoniacal e dos metais, se dá em função das características do pH predominante no meio.
- A análise dos parâmetros pH, temperatura, teor de água, sólidos voláteis, nitrogênio amoniacal, gases e bactérias aeróbias, permitiu constatar, na célula experimental, comportamento semelhante ao observado em aterros sanitários, ainda que com condições peculiares características das diferenças geometria impostas aos diferentes sistemas.
- A presença de minerais argilosos presentes na composição dos RSU contribui para redução dos efeitos dos compostos tóxicos da massa dos resíduos sólidos, pois promovem a retenção de elementos metálicos em sua superfície.
- Os RSU da cidade de Campina Grande – PB apresentam potencial tóxico ao meio ambiente e a saúde pública, no entanto não são tóxicos para o processo biodegradativo dos resíduos aterrados.

6 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Realizar ensaios de classificação dos resíduos sólidos levando em consideração características de reatividade, inflamabilidade, corrosividade e patogenicidade conforme estabelecido pela NBR 10.004/2004.
- Aperfeiçoar metodologias para desenvolvimento dos testes de fitotoxicidade em resíduos sólidos urbanos utilizando outras espécies de sementes, com o intuito de obter maior representatividade nos resultados.
- Avaliar as interações existentes entre os metais e as camadas de base e cobertura da célula experimental, visando identificar a capacidade atenuante de contaminação do solo, bem como a influência do solo no resíduo sólido.
- Elaborar estudos específicos no solo, proveniente das jazidas do município de Boa Vista – PB, a fim de validar sua aplicabilidade como barreira impermeabilizante em aterros sanitários.
- Realizar análise térmica diferencial do solo, com o intuito de verificar os percentuais mineralógicos dos materiais argilosos presentes em sua composição, e assim comprovar, se o quantitativo de argilas bentoníticas é suficiente para atuar na adsorção do lixiviado gerado na decomposição da massa de resíduos sólidos.
- Comparar resultados da análise térmica diferencial dos resíduos sólidos urbanos e do solo, a fim de verificar quantitativamente os percentuais de cada elemento presentes no solo e na massa de resíduos e validar a inadequação da metodologia de peneiramento utilizada durante a preparação das amostras de resíduos.

- Desenvolver metodologias para peneiramento dos resíduos sólidos urbanos em peneira 200, visando prepará-lo para realização de ensaios de caracterização térmica, química e mineralógica.
- Avaliar os impactos da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos no ambiente externo a célula experimental, bem como seus efeitos sobre a saúde pública.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIRES, K. O. **Monitoramento das concentrações de gases em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande – PB**. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, 118p. 2013.

ALBRIGHT, W. H.; BENSON, C. H.; GEE, G. W.; ABICHOU, P. E.; TYLER, S. W.; ROCK, S. Field performance of a compacted clay landfill final cover at a humid site. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, ASCE. 2005

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, 366p. Recife, 2007.

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

ALLOWAY, B. J. Soil processes and the behaviour of metal. In: ALLOWAY, B. J (ed.). **Heavy metals in soils**. 2ed. London: Blackie Academic, p.11–37, 1995.

ALMEIDA, M. V. A. **Identificação de fungos filamentosos presentes em um biorreator de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, 65p. Campina Grande, 2015.

ALMEIDA, R. F. Adubação nitrogenada de tomateiros. **Revista verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável**. Mossoró – RN – Brasil, v.6, n.5, p. 25 –30, Dezembro de 2011(Edição especial).

ALMEIDA, S. **Estudo Térmico e Caracterização Química de Amostras de Resíduos Sólidos de Aterro Sanitário**. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2007.

ALMEIDA, T. L.; SCHALCH, V. Estudo da atenuação de Cd, Pb e Zn de líquidos percolados no solo. In: **I Congresso Mundial da International Solid Waste Association e Association Para el Estudio de Lós Resíduos Sólidos**, 2005, Buenos Aires - Argentina. CD-ROM.

ALVAREZ, P. J. J.; ILLMAN, W. A. **Bioremediation and natural attenuation: process fundamentals and mathematical models**. 609 p. New Jersey: John Wiley & Sons, 2006.

AMORIM, L. V.; GOMES, C. M.; LIRA, H. L.; FRANÇA, K. B.; FERREIRA, H. C. Bentonites from Boa Vista, Brazil: Physical, Mineralogical and Rheological

Properties. **Materials Research**. São Carlos - SP - Brasil, v.7, n.4, p.583-593, 2004.

AMORIM, L. V.; VIANA, J. D.; FARIAS, K. V.; BARBOSA, M. I. R.; FERREIRA, H. C. Estudo Comparativo entre Variedades de Argilas Bentoníticas de Boa Vista, Paraíba. **Revista Matéria**. Rio de Janeiro - RJ - Brasil, v.11, n.1, p.30 – 40, 2006.

ANGELIDAKI, I.; AHRING, B.K. Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature. **Water Res**. Londres - Reino Unido, v.28, n.3, p.727–731, Março de 1994.

APHA. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**. 22. ed. Washington, DC: Supplement, 2012.

AQUILA, M. E. A. Efeito alelopático de *Ilex paraguariensis* A. St.-Hil. na germinação e crescimento inicial de *Lactuca sativa* L. **Iheringia (Série Botânica)**. Porto Alegre, v.53, p.51-66, 2000.

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

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.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457**: Amostras de solo – Preparação para os ensaios de caracterização e ensaios de compactação. 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14545**: Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6459**: Solo – Determinação do Limite de Liquidez. 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Solo – Análise Granulométrica. 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7280**: Solo – Determinação do Limite de Plasticidade. 1984.

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 2014.

BAIRD, C. **Química ambiental**. Trad. Mara Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. 2.ed. 622 p. Porto Alegre: Bookeman, 2002..

BARBOSA, R.; MORAIS, D. D. S.; ARAUJO, E. M.; MELO, T. J. A. Caracterizações de argilas bentoníticas e síntese de argilas organofílicas para uso em nanocompósitos poliméricos: parte II. **Cerâmica**. São Paulo - SP - Brasil, v.58, n.347, p.363-367, Julho de 2012.

BENGTSSON, S.; HALLQUIST, J.; WERKER, A.; WELANDER, T. Acidogenic fermentation of industrial wastewaters: Effects of chemostat retention time and pH on volatile fatty acids production. **Biochemical Engineering Journal**, v.40, p.492-499, Julho de 2008.

BERTON, R. S.; PIRES, A. M. M.; ANDRADE, S. A. L. DE; ABREU, C. A. DE; AMBROSANO, E. J.; SILVEIRA, A. P. D. Toxicidade do níquel em plantas de feijão e efeitos sobre a microbiota do solo. **Revista Brasileira de Engenharia**. 2006.

BEWLEY, J. D.; BLACK, M. **Seeds: physiology of development and germination**. 2ed. New York: Plenum Press,. 445 p. 1994.

BOHRZ, G. I. **Geração de metano em lagoa anaeróbia: um estudo de caso em abatedouro de bovinos**. 2010. 153p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

BORELLA, J.; PASTORINI, L. H. Influência alelopática de *Phytolacca dioica* L. na germinação e crescimento inicial de tomate e picão-preto. **Biotemas**. Florianópolis - SC - Brasil, v. 22, n.3, p.67-75, 2009.

BORGLIN, S. E.; HAZEN, T. C.; OLDENBURG, C. M.; ZAWISLANSKI, P. T. Comparison of Aerobic and Anaerobic Biotreatment of Municipal Solid Waste. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v.54, p.815–822, 2004.

BOUALLAGUI, H.; BEN CHEIKH, R.; MAROUANI, L. E.; HAMDY, M. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. **Bioresource Technology**, v.86, p. 85-89, 2003.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**; Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, n.147, p.3, 03 de agosto de 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria Nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, 2011.

BRITO FILHO, L. F. **Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Ciências - Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 222p. Rio de Janeiro, 2005.

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

BRITO-PELEGRINI, N. N. B.; PATERNIANI, J. E. S.; BROTA, G. A.; TEIXEIRA, R. Avaliação da redução da poluição do chorume tratado por processo fotoquímico. **Revista Augmdomus**. La Plata - Argentina, v. 3, p. 20-30, 2011.

CABIROL, N., BARRAGA´N, E.J., DURA´N, A., NOYOLA, A. Effect of aluminum and sulphate on anaerobic digestion of sludge from wastewater enhanced primary treatment. **Water Sci. Technol.**, v.48, n.6, p.235–240, 2003.

CALA, V.; CASES, M.A.; WALTER, I. Biomass production and heavy metal content of Rosmarinus officinalis grown on organic waste-amended soil. **Journal Arid Environments**, v.62, p.401-412, 2005.

CALLI, B., MERTOGLU, B., INANC, B. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. **Chemosphere**, v.59, p.819–829, 2005.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B. V.; ABREU, C. A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal, CNPq/FAPESP/POTAFOS, p.89–119, 2001.

CAMMAROTA, M. C.; RUSSO, C.; SANT'ANNA JR, G. L. Tratabilidade do chorume gerado no aterro sanitário metropolitano do Rio de Janeiro. In: **I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais**, Rio de Janeiro, v2, p.453-473. 1994.

CAMPOS, D. C.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; RAMOS, P. C. A. Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. **TECNO-LÓGICA**. Santa Cruz do Sul - RS - Brasil, v.14, n.2, p.52-60, jul./dez. 2010.

CAMPOS, M. C. C. Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. **Revista Ambientia**. Guarapuava - PR - Brasil, v.6, n.3, p.547 - 565, Set/Dez. 2010.

CAPOBIANGO, R. A.; VESTENA, S.; BITTENCOURT, A. H. C. Alelopatia de *Joanesia princeps* Vell. e *Casearia sylvestris* Sw. sobre espécies cultivadas. **Revista brasileira de farmacognosia**. João Pessoa - PB - Brasil, v.19, n.4, p.924-930, out./dez. 2009.

CARRERA, M. M.; VARAIÃO, A. F. D. C.; GONÇALVES, M. A. Caracterização Mineralógica das Argilas da Península de Santa Elena, Equador. **Revista Escola de Minas**, v.61, n.1, p.97-105, 2008.

CARVALHO, W. A.; DAL BOSCO, S. M.; JIMENEZ, R. S. **Removal of Toxic Metals from Wastewater**. Brazilian Natural Science. J. Coll. Interface Sci., 281:424–431. 2005.

CASTILHOS JR. A. B., LANGE, L. C., GOMES, L. P., PESSIN, N. Resíduos sólidos urbanos: Aterro sustentável para municípios de pequeno porte. **Projeto PROSAB - RIMA, ABES**. Rio de Janeiro - RJ - Brasil, 294p, 2003.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **ABES**. Rio de Janeiro - RJ - Brasil, 494p, 2006.

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

CAUDURO, F. ROBERTO, S. Avaliação comparativa de testes de lixiviação de resíduos sólidos. In: **XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais... Cancun – México: Outubro de 2002.

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

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.

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 (Doutorado em Biotecnologia) - Universidade Federal do Amazonas, 870p. Manaus, 2008.

CHEN, G. C.; HE, Z. L.; STOFFELLA, P. J.; YANG, X. E.; YU, S.; YANG, J. Y.; CALVERT, D. V. Leaching potential of heavy metals (Cd, Ni, Pb, Cu and Zn) from acidic sandy soil amended with dolomite phosphate rock (DPR) fertilizers. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v.20, p.127–133, 2006.

CHEN, Y.; CHENG, J. J. CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology**, v.98, n.12, p.2415-2457, Setembro de 2007.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process. A review. **Bioresource Techonology**, v.99, n.10, p.4044-4064, 2008.

CHERNICHARO C. A. L. Reatores Anaeróbios - Cap. 2 - **Fundamentos da Digestão Anaeróbia**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte: 2000.

CIRNE, L. E. M. R. **A Coleta Seletiva como Subsídio à Criação de um Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS) em Campina Grande - PB: Implicações Ambientais, Econômicas e Sociais**. Tese (Doutorado em Recursos Naturais), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande, 212p. 2010.

COELHO, H.M.G.; LANGE, L. C.; SIMÕES, G.F.; FERREIRA, C. F. A.; VIANA, D. F. **Avaliação do Desempenho de Camadas de Cobertura Intermediária e Finais em Células Experimentais de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2005. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 04 mai. 2015.

CONTRERA, R. C. **Estudo da tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reatores anaeróbio e aeróbio operados em bateladas seqüenciais e em um filtro biológico anaeróbio contínuo de fluxo ascendente**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2008.

COSTA, C. N.; MEURER, E. J.; BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. In: **Fundamentos de química do solo**. 3ed. Porto Alegre: Evangraf, p.213 – 250. 2006.

COVELO, E. F.; VEGA, F. A. ANDRADE, M. L. Competitive sorption and desorption of heavy metais by individual soil components. **Journal of Hazardous Materials**, v.140, n.1-2. p.308-315, 2007.

CROUÉ, J. P.; BENEDETTI, M. F.; VIOLLEAU, D.; LEENHEER, J. A. Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the South Platte River: Evidence for the presence of nitrogenous binding site. **Environmental Science & Technology**, Washington - USA, v.37, n.2, p.328-336, 2003.

CUEVAS, J. A. N. **Determinación de metales pesados em La fracción orgânica de los residuos sólidos confinados em El antiguo relleno de**

tierra de Morelia. Tese de mestrado – Universidade Michoacana de San Nicolas de Hidalgo. 77p. Julho, 2009.

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

DENAIX, L.; SEMLALI, R. M.; DOUAY, F. Dissolved and colloidal transport of Cd, Pb, and Zn in a silt loam soil affected by atmospheric industrial deposition, **Environmental Pollution.** Amsterdam - Holanda, v.113, p. 29-38, 2001.

ECOSAM, Empresa de Consultoria em Saneamento Ambiental. Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos do município de Campina Grande – PB: Diagnostico da situação atual dos resíduos sólidos urbanos. 2014. 289p. Disponível em: <http://sesuma.org.br/estudos/Diagnostico_2204_VF.pdf> Acesso em: Maio de 2014.

EDEN, R. **Removal of ammonia from leachate in hong kong.** **Organics Ltd,** The Barclay Centre, University of Warwick Science Park. Coventry, Reino Unido: Organics Ltd, 2001.

EGREJA FILHO, F. B.; REIS, E. L.; JORDÃO, C. P. & PEREIRA NETO, J. T. Avaliação quimiométrica da distribuição de metais pesados em composto de lixo urbano domiciliar. **Química Nova**, v.22, n.3, p.324-328, 1999.

ELLIOT, P.; RICHARDSON, S.; ABELLAN, J. J.; THOMSOM, A.; HOOGH, C.; JARUP, L.; BRIGGS, D. J. **Geographic density of landfill sites and risk of congenital anomalies in England.** *Occup Environ Med.* p.81-89. 2009.

EMBERTON J.R. **The biological and chemical characterization of landfills.** Poceedings Conference UK Departement of Energy and US Departement of Energy, p.150-163. 1986.

FAQUIN, V. **Nutrição Mineral de Plantas.** Universidade Federal de Lavras. IN: Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância: Solos e Meio Ambiente. 2005.

FENG C, SHIMADA S, ZHANG Z, MAEKAWA T. A pilot plant two-phase anaerobic digestion system for bioenergy recovery from swine wastes and garbage. **Waste Manage**, v.28, p.1827-1834, 2008.

FERREIRA, A. G.; AQUILA, M. E. A. Aleopatia: uma área emergente da ecofisiologia. **Revista Brasileira de fisiologia vegetal.** Campinas, SP. p.175-204. Edição especial. 2000.

FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. **Germinação do básico ao aplicado.** Porto Alegre. Artmed. 323p. 2004.

FERREIRA, M. A. S.; MAHLER, C. F. **Avaliação do Solo das Camadas de Cobertura Intermediárias e Finais - Estudo de Caso**. 2006. p.1377-1382. In: COBRAMSEG 2006. v. 3.

FIGUEIRÊDO, J. M. R. **Organofilização de Argilas Esmectíticas Purificadas para Uso em Fluidos de Perfuração e em Diferentes Bases Orgânicas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) - Universidade Federal de Campina Grande, 104p. Campina Grande, 2013.

FILH, J. L. O. P.; SOUZA, M. J. J. B.; SANTOS, E.G.; GÊ, D. R. F.; FILHO, P. C. Monitoramento dos teores totais e disponíveis de metais pesados no lixão do município de Apodi – RN. **Revista Verde**. Mossoró – RN – Brasil, v.7, n.1, p.141-147, jan./mar. de 2012.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 213p. Porto Alegre, 2003.

FUENTES, M., SCENNA, N., AGUIRRE, P. A. MUSSATI, M. C. Application of two anaerobic digestion models to biofilm systems. **Biochemical Engineering Journal**, v.38, p.259-269, 2008.

GAMA, A. J. A.; MENEZES, R. R.; NEVES, G. A.; BRITO, A. L. F. Avaliação da caracterização mineralógica de diversos depósitos de argilas esmectíticas do estado da Paraíba utilizando análise estatística de variância. **Revista Eletrônica de Materiais e Processos**, v.10, n.1. p.45–49. 2015.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande –PB**. Dissertação (mestrado em engenharia civil e ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, 113p. Campina Grande - PB, 2009.

GIUSTI L. A review of waste management practices and their impact on human health. **Waste Manage**, v.29, n.8, p.2227-2239, 2009.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência e Saúde Coletiva**, p.1503-1510, 2012.

GUEDES, M. R. **Metais pesados em solos: ocorrência**. 2008. Disponível em:< <http://scienceblogs.com.br/geofagos/2008/07/metais-pesados-em-solos-ocorrencia.php>>. Acesso em: 29 jan. 2015.

HANSEN, K. H.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. **Water Research**, v.32, n.1, p. 5-12, 1998.

HANSON, J. L.; YESILLER, N.; OETTLE, N. K. Spatial and Temporal Temperature Distributions in Municipal Solid Waste Landfills. **Journal of Environmental Engineering, ASCE**. EUA, v.136, p.804-814, ago. 2010.

HASHIMOTO, A.G. Ammonia inhibition of methanogenesis from cattle waste. **Agric. Wastes**, v.17, p.241–261, 1986.

HOBBS, P. R.; OBENDORF, R. L. Interaction of initial seed moisture and imbibitional temperature on germination and productivity of soybean. **Crop Science**. Madison - EUA, v13, p.664-667, 1972.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL (IBAM). **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 200p. 2004.

IBGE. **Censo 2010**. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: Agosto de 2011.

INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal>. Acesso em: Agosto de 2014.

JAHNEL, M. C; MELLONI, C; ELKE, J. B. N. Maturidade de composto de lixo urbano. **Scientia Agrícola**, v.56, n.2, p.301-304, 1999.

JAIN, P.; KIM, H.; TOWNSEND, TG. Heavy metal content in soil reclaimed from a municipal solid waste landfill. **Waste Management**, v.25, n.1, p.25-35, 2005.

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, p.4079-4087, 2002.

JONER, E. J.; LEYVAL, C. Time-course of heavy metal uptake in maize and clover as affected by root density and different mycorrhizal inoculation regimes. **Biology Fertility Soils**. Amsterdam - Holanda, v.33, p.351–357, 2001.

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

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

KAPPES, C.; ANDRADE, J. A. C.; HAGA, K. I.; FERREIRA, J. P.; ARF, M. V. Germinação, vigor de sementes e crescimento de plântulas de milho sob condições de déficit hídrico. **Scientia Agraria**, v.11, p. 125-134. n.2, março-abril, 2010.

KASASSI, A.; RAKIMBEI, P.; KARAGIANNIDIS, A. Soil contamination by heavy metals: measurements from a closed unlined landfill. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 18, p. 8578-8584. 2008.

KASHEM, M. A.; SINGH, B. R.; KAWAI, S. Mobility and distribution of cadmium, nickel and zinc in contaminated soil profiles from Bangladesh. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.77, n.2, p.187-198, 2007.

KERBAUY, G. B. **Fisiologia Vegetal**. 2.ed. 452p. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2008.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: Maturação e qualidade do composto**. 171p. São Paulo: Piracicaba, 1998.

KIRKBY, E. A.; MENGEL, K. Ionic balance in different tissue of the Lonicera plant in relation to nitrate, urea, or ammonium nutrition. **Plant Physiol.**, v.42, p.6-14, 1967.

KOSTER, I.W., LETTINGA, G. Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations. **Biol. Wastes**, v.25, p.51-59, 1998.

KUPPER, A.; VERDADE, F. C. **Nitrogênio nítrico e amoniacal nas águas pluviais**. *Bragantia*, v.14, p.21-23, 1955.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHAN, G. Y. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v.129, p.80-100, 2006.

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. In: **XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária E Ambiental**, 2002. Cancun - México: Outubro de 2002.

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 Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria y Ambiental, 2002. Cancún, México. 27 al 31 de Octubre, 2002.

LAY, J.; LI, Y. Y.; NOIKE, T. The influence of pH and ammonia concentration on the methane production in high-solids digestion processes. **Water Environ. Res.**, v 70, n.5, p.1075-1082, 1998.

LEITE, G. F.; CUNHA NETO, F. R.; RESENDE, A. V. Produtividade agrícola da cana de açúcar adubada com dejetos líquidos de suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.33, n.1, p.132-138, jan/fev. 2009.

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

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da influência e aplicabilidade de um sistema integrado de tratamento de resíduos sólidos e chorume.** Dissertação (Mestre em Saneamento, meio ambiente e recursos hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, 2002.

LICHT, O. A. B. **A geoquímica multielementar na gestão ambiental: identificação e caracterização de províncias geoquímicas naturais, alterações antrópicas da paisagem, áreas favoráveis à prospecção mineral e regiões de risco para a saúde no Estado do Paraná.** Tese (Doutorado em Geologia) - Universidade Federal de Paraná, 236p. Curitiba, 2001.

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

LIPOR. Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grandeporto. **Caderno técnico**, n.1, 142p. 2000.

LIU, T.; SUNG, S. **Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion.** Chemosphere. v.53, n.1, p.43-52, 2003.

LOPES, A. A.; BRIGANTE, J.; SCHALCH, V. Influência do aterro sanitário de São Carlos (SP), Brasil, na qualidade das águas superficial e subterrânea. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v.2, n.2, p.115-127, 2007.

LUTZ, M. **“Amostragem estatística”.** Estatística. Apostila. Instituto Federal Farroupilha – Campo Alegre - RS: 2010.

LUZ, A. B.; OLIVEIRA, C. H. **Bentonita.** CETEM – Centro de Tecnologia Mineral. Comunicação Técnica CT2005-115-00. Cap.11, p.217-230, Rio de Janeiro, 2005.

LUZ, A.B.; OLIVEIRA, C. H. **Argila Bentonita.** CETEM – Centro de Tecnologia Mineral. Comunicação Técnica CT2008-163-00. Cap.11, p.239-253, Rio de Janeiro, 2008.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos urbanos da Muribeca.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, 173p. Recife. 2003.

MACIEL, F. J. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, 354p. Recife, 2009.

MAGALHÃES, J. R.; WILCOX, G. E.; Interação entre formas de nitrogênio e reguladores de crescimento na absorção de nutrientes e produção de matéria seca pelo tomateiro. **Pesquisa agropecuária brasileira.** Brasília - DF - Brasil, v.22, n.6, p.579-585, jun. 1987.

MANNARINO, C. F. **Uso de Wetland Sub-superficial no Tratamento de Efluente de Estação de Tratamento de Chorume por Lodos Ativado**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 106p. Rio de Janeiro, 2003.

MARIANO, M. O. H.; MACIEL, F. J.; FUCALE, S. P.; JUCÁ, J. F. T.; BRITO, A. R. de. **Composição gravimétrica e volumétrica dos RSU da célula piloto do aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 24^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007

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**, v.31, n.2, p.57-70, 2009.

MARTINS, C. A. S.; NOGUEIRA, N. O.; RIBEIRO, P. H.; RIGO, M. M.; CANDIDO, A. O. A dinâmica de metais-traço no solo. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.17, n.3-4, p.383-391, jul-set, 2011.

MARX, S. K., KAMBER, B. S. Trace-element systematics of sediments in the Murray–Darling Basin, Australia: Sediment provenance and palaeoclimate implications of fine scale chemical heterogeneity, **Appl Geochem**, v.25, p.1221 – 1237, 2014.

MATA-ALVAREZ, J. **Fundamentals of the anaerobic digestion process. In: Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes**. p.91-109. London: IWA Publishing, 2003.

MATEUS, S. F. **Determinação de componentes inorgânicos em plásticos pelo método de análise por ativação neutrônica**. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear - Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, 85p. São Paulo, 1999.

McBRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 406p. 1994.

MCCARTY, P. L. **Anaerobic waste treatment Fundamentals III**. Public Works, p.91-94, Nov, 1964.

MCCARTY, P. L. MCKINNEY, R. E. **Salt toxicity in anaerobic digestion**. J. WPCF. v.33, n.4, p.399-415, 1961.

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

MELLIS, E. V. **Adsorção e dessorção de Cd, Cu, Ni e Zn, em solo tratado com esgoto**. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 173p. Piracicaba, 2006.

MELO, E. F. R. Q.; MENEGHETTI, L. R. R.; ASTOLFI, R. M.; CAVELHÃO, G. Monitoramento da atenuação natural do solo de cobertura em um aterro de resíduos sólidos urbanos em passo fundo, RS. **Revista de Ciências Ambientais**. Canoas - SC - Brasil, v.4, n.2, p.5-16, 2010.

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

MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D.; NEVES, M. L.; ARAÚJO, J. M. & JUCÁ, J.F.T. Estudos de toxicidade em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos. **Revista Biotecnologia**, v.28, p.48-52. 2006.

METCALF & EDDY. INC. **Ingenieria Sanitaria - Tratamiento, Evacuación y Reutilización de Aguas Residuales**. 2.ed. 969p Barcelona - Espanha: Editorial Labor, S.A., 1985.

METCALF, L.; EDDY. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. 2.ed. 1819p. Boston - USA: McGraw-Hill, 2003.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília. 104p. Fevereiro, 2012. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/E99F974D/Doc_PNRS_consult_aspublicas1.pdf. Acesso em: Junho de 2015.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento de aterro da muribeca**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, 232p. Recife, 2003.

MONTEIRO, V.E.D, MELO, M.C. E JUCÁ, J.F.T. **Biological degradation analysis in Muribeca Solid Waste Landfill associated with local climate**, Proceedings of The Fourth International Congress of Environmental Geotechnics (ICEG), Rio de Janeiro, Brasil, v.2, p.799-803. 2002.

MOREIRA, D. A.; MARTINEZ, M. A.; SOUZA, J. A. R.; MATOS, A. T.; REIS, C. REIS, E. L. Determinação das características de resíduo sólido urbano aterrado. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal - SP - Brasil, v.7, n.1, p.099-108, 2010.

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. In: **24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 2007. Belo Horizonte - MG - Brasil: Setembro de 2007.

MOTTA, J. F. M.; LUZ, A. B.; BALTAR, C. A. M.; BEZERRA, M. S.; CABRAL JÚNIOR, M.; COELHO, J. M. Argila plástica para cerâmica branca. In: **Rochas e minerais industriais**. Rio de Janeiro: Luz, A. B.; Lins, F. A. F, Cap. 34, p.771-791. 2008.

MOURA, D. A. G. **Remoção de Amônia por Arraste com Ar de Lixiviados de Aterros Sanitários/ Denise Adelina Guimarães Moura**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. 131p. Rio de Janeiro, 2008.

NAKAMURA, C. Y.; MARQUES, E.; VILELA, P.; ODA, T.; LIMA, L., COSTA, R.; AZEVEDO, I. C. Avaliação da qualidade da água subterrânea no entorno de um aterro sanitário. **Águas Subterrâneas**, v.28, n.2, p.28-40, 2014

NAWAZ, A.; AMJAD, M.; JAHANGIR, M. M.; KHAN, S. M.; CUI, H.; HU, J.; Induction of salt tolerance in tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill) seeds through sand priming. **Australian Journal of Crop Science**. Lismore - Escócia, v.6, n.7, p.1199-1203, 2012.

NOGUEIRA, T. A. R.; OLIVEIRA, L. R.; MELO, W. J.; FONSECA, I. M.; MELO, G. M. P.; MELO, V. P.; MARQUES, M. O. Cádmio, cromo, chumbo e zinco em plantas de milho e em latossolo após nove aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa - MG - Brasil, v.32, n.5, p.2195-2207, 2008.

OGA, S.; CAMARGO, M. M. A.; BATISTUZZO, J. A. O. **Toxicologia do alumínio. Fundamentos de toxicologia**. 3. ed. 677p. São Paulo: Atheneu Editora, 2008.

OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.9, n.3, p.211-217, 2004.

OLIVEIRA, K. W.; MELO, W. J.; PEREIRA, G. T.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Heavy metals in oxisols amended with biosolids and cropped with maize in a long-term experiment. **Scientia Agricola**. Piracicaba – SP. v.62, n.4, p.381-388, 2005.

OLIVEIRA, L. F. C.; FREITAS, J. S.; GENEROSO, C. M.; FIA, R. Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science** - v.9 n.2 Taubaté - Apr./Jun. 2014.

OLIVEIRA, S. M. R.; BERTAGNOLLI, D.; BOHRER, D.; NASCIMENTO, P. C.; POMBLUM, S.; ARANTES, L. C.; BARROS, E. J. G. Nível sérico de alumínio: influência da água e de alimentos ingeridos por pacientes com insuficiência renal crônica mantidos em hemodiálise. **Revista Brasileira de Análises Clínicas**, v.3, p.102-09, 2005.

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

PACE, R.; BENINCASA, P.; GHANEM, M. E.; QUINET, M.; LUTTS, S. Germination of untreated and primed seeds in rapeseed (*Brassica napus* var *Oleifera* Del.) under salinity and low matric potential. **Experimental Agriculture**, v.48, n.2, p.238-251, 2012.

PAIVA, W. **Aplicação da estatística para descrever o comportamento de um solo expansivo**. Tese (doutorado em engenharia civil). Universidade Federal de Pernambuco – Recife, 2009.

PALMER, S.R.; DUNSTAN, F. D. J.; FIELDER, H.; FONE, D. L.; HIGGS, G.; SENIOR, M. L. Risk of congenital anomalies after the opening of landfill sites. **Environ Health Pesp**. p.1362-1365, 2005.

PAVAN, M. A; BINGHAM, F. T. Toxidez de metais em plantas. I. Caracterização de toxidez de manganês em cafeeiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília - DF - Brasil, v.16, n.6, p.825-821, 1981.

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 Nordestino de Resíduos Sólidos**. Anais... Campina Grande – PB: Maio de 2010.

PIERZYNSKI, G. M; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soil and environmental quality**. 2ed. CRC Publishers Inc., Boca Raton, 459p. 2000.

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.

PINTO, F. A. F.; MIYAMARU, E. S.; KLAUSSNER, M. A.; RAUCCI, C. Avaliação de degradabilidade de embalagens plásticas utilizadas no acondicionamento de resíduos sólidos urbanos. **Revista de saúde, meio ambiente e sustentabilidade**, v.9, n.1, 2014.

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. 27p. Botucatu: FEPAF, 2006.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. Metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. In: Sposito, C.; Ribeiro, W. (ed.). **Gestão de resíduos na agricultura e agroindústria**. Botucatu: FEPAF. p.205-232. 2006.

PUKKALA, E.; PÖNKÄ, A. Increased incidence of câncer and asthma in houses built on a former dump area. **Environ Health Perspect**. p.1121-1125. 2001.

PURITCH, G. S.; BARKER, A. V. Structure and function of tomato leaf chloroplasts during ammonium toxicity. **Plant Physiol**, v.42, p.29-38, 1967.

PUTNAM, A. R.; DUKE, W. B. Allelopathy in agroecosystems. **Annual Review of Phytopathology**. Palo Alto - CA - EUA, v.16, p.431-451, 1978.

QUEIROZ, A. S. P. **Análise da degradação e do poder calorífico de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba. 124p. 2014.

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

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v.150, n.3, p.468-493, 2008.

RESSEL, K.; GUILHERME, F. A. G.; SCHIAVINI, I. Ecologia morfofuncional de plântulas de espécies arbóreas da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.27, n.2, p.311 - 323, 2004.

REVOREDO, M. D.; MELO, W. J. **Disponibilidade de níquel em solo tratado com lodo de esgoto e cultivado com sorgo**. *Bragantia*, v.65, p.679-685, 2006.

RIBEIRO, L. S. **Estudo da degradação dos resíduos sólidos urbanos através de parâmetros físicos e físico-químicos em um biorreator de escala experimental**. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, 136p. 2012.

RODRIGUES, C. L. **Influência da disposição de resíduos sólidos domésticos e infiltração do chorume na região do lixão de Ilha Bela - SP**. Dissertação (Mestrado em Geociências) –Universidade de São Paulo, 98p. São Paulo,. 2002.

RODRIGUES, L. R. A.; RODRIGUES, T. J. D.; REIS, R. A. **Alelopatia em plantas forrageiras**. Jaboticabal: FUNEP, 68p. 1992.

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. 122p. 2005.

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, N. L. V. B.; PAWLOWSKY, U. Testes de toxicidade aguda através de bioensaios no extrato solubilizado dos resíduos classe II A – não

inertes e classe II B – inertes. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v.12, n.1, jan./mar, 2007.

ROUSSEAU, P.; CASTILHOS JR., A.B. de; VERMANDE, P. & NAVARRO, A. Estimativa da distribuição e dos teores dos metais pesados nas diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil. **Bio**, v.1, p.57-60, 1989.

RUSSO, M. A. T. **Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade do Minho - Escola de Engenharia. 320p. Maio, 2005.

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**, v.24, n.4, p.787-796, 2000.

SANTOS FILHO E.; SOUZA, E.; SILVA, R.; BARRETO, H. H. C.; INOMATA, O. N. K.; LEMES, V. R. R.; KUSSUMI, T. A.; ROCHA, S. O. B. Grau de exposição a praguicidas organoclorados em moradores de aterro a céu aberto. **Saúde Pública**. p:515-522, 2003.

SANTOS, C. M. R.; MENEZES, N. L.; VILLELA, F. V. Alterações fisiológicas e bioquímicas em sementes de feijão envelhecidas artificialmente. **Revista Brasileira de Sementes**. Brasília - DF - Brasil, v.26, n.1, p.110-119, 2004.

SANTOS, M. A.; ILLANES, C. F.; DAMASCENO, T. V. F.; FONTENELE, A.P.G.; PEDROTTI, J. J.; FORNARO, A. Determinação de compostos de nitrogênio em águas de chuva: NH₄⁺, NO₂⁻ e NO₃⁻. In: **29ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química**. Águas de Lindóia – SP: 2006.

SILVA, A. S. **Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB**. Dissertação (Dissertação de mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, 139p. Campina Grande - PB - Brasil, 2012.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; ARAÚJO, E. P.; FARIAS, R. M. S.; MONTEIRO, V. E. D. Identificação dos componentes potencialmente perigosos presentes nos resíduos sólidos urbanos da cidade de campina grande – PB, através da sua composição gravimétrica. In: **I Conferência Internacional em Gestão Ambiental Colaborativa (CIGAC)**. Anais... Sousa – Paraíba: Junho, 2012.

SILVA, E. M. **Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande - PB**. Dissertação (Dissertação de mestrado), Centro de Tecnologias e recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande. 81p. Campina Grande, 2015.

SILVA, F. N.; TEIXEIRA, D. S.; PAIVA, O.; ZIOTO, P.; MARCHIORO, S.; SAICK, K. W.; ULIANA, M. P.; LAIGNIER, E. P.; LOOS, R. Riscos relacionados à intoxicação por alumínio. **Infarma – Ciências farmacêuticas**, v.24, n.1-3, 2012.

SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n.2, p.160-168, 2007.

SILVA, W. R.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; BARROS, A. J. M. Digestão Anaeróbia de Resíduos Vegetais com Baixa Concentração de Sólidos em Reator Compartimentado. **Revista Gaia Scientia**, v.7, n.1, p.42-49, 2013.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. S.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB. **Revista Matéria**. Rio de Janeiro. v.20, n.4, p.840-851, 2015.

SILVEIRA, M. L. A.; ALLEONI, L. R. F.; GUILHERME, L. R. G. Biosolids and heavy metal in soils. **Scientia Agricola**, v.60, p.793-806, 2003.

SINGH, P.; CAMEOTRA, S. S. Enhancement of metal bioremediation by use of microbial surfactants. **Biochemical and Biophysical Research Communications**, v.319, p.291–297, 2004.

SISINNO, C. L. S. & OLIVEIRA, R. M. **Impacto Ambiental dos Grandes Depósitos de Resíduos Urbanos e Industriais**. In: Resíduos Sólidos, Ambiente e Saúde: Uma Visão Multidisciplinar. p 59-78. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2000.

SISINNO, C. L. S. Disposição em aterros controlados de resíduos sólidos industriais não-inertes: avaliação dos componentes tóxicos e implicações para o ambiente e para a saúde humana. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.19, n 2, p.369-374, mar./abr, 2003.

SISINNO, C. L. S.; FILHO, E. C. O.; DUFRAYER, M. C.; PAUMGARTTEN, F. J. R. Toxicity evaluation of a municipal dump leachate using zebrafish acute tests. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v.64, n.1, p.107-113, 2000.

SISSINO, C. L.S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Cad Saude Publica** 1996; 12(4):515-523.

SOUSA, B. A.; FARIAS, R. M. S.; NÓBREGA, B. M. A.; MONTEIRO, V. E. D. Análise da capacidade tamponante do meio de degradação dos resíduos sólidos urbanos dispostos em um lisímetro. In: **24º. Encontro Técnico AESABESP**. São Paulo: Agosto 2013.

SOUZA PINTO, C. **Curso Básico de Mecânica dos Solos**, 3ª Edição. Oficina de Textos, São Paulo, 2006.

SOUZA SANTOS, P. **Ciência e tecnologia de argilas**, v.1, São Paulo, 2a ed., Editora Edgar Blücher, 35p. 1992a.

SOUZA SANTOS, P. **Ciência e tecnologia de argilas**, v.2, São Paulo, 2a ed., Editora Edgar Blücher, , 611p. 1992b.

SOUZA SANTOS, P. **Ciência e Tecnologia de Argilas**, v.2, São Paulo, Editora Edgard Blücher, 609p. 1989.

SOUZA, V. L. B.; LIMA, V.; HAZIN, C. A; FONSECA, C. K. L.; SANTOS, S. O. **Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão**. Braz. J. Rad. Sci. 2015.

STEIN, J. P. **Excesso de ferro em arroz (*Oryza Sativa L*): efeitos tóxicos e mecanismos de tolerância em distintos genótipos**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 197p. Porto Alegre, fevereiro de 2009.

SUKREEYAPONGSE, O.; HOLM, P. E.; STROBEL, B. W.; PANICHSAKPATANA, S.; MAGID, J.; HANSEN, H. C. B. pH-dependent release of cadmium, copper, and lead from natural and sludgeamended soils. **Journal Environmental Quality**, v.31, p.1901–1909, 2002.

TAGLIAFERRO, G. V.; PEREIRA, P. H. F.; RODRIGUES, L. A.; SILVA, M. L. C. P. Adsorção de chumbo, cádmio e prata em óxido de nióbio hidratado preparado pelo método da precipitação em solução homogênea. **Química Nova**, v.34, n.1, p.101-105, 2011.

TAVEIRA, M. M. V. **Impactos de aterros sanitários de três municípios de minas gerais na qualidade da água lavras – MG**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Lavras – UFLA, 111p. Lavras – MG. 2012.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management. Engineering principles and management issues**. New York. 1993. 978p.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**. Part V. Closure, Restoration and Rehabilitation of Landfills. Ed. Irwin McGraw-Hill. 1993.

TELLEZ, J. C. H. **Caracterizacion de metales pesados em lixiviados del basurero municipal de Morelia, Michoacán, usando arcillas como fuente de retención de lós metales**. Tese. Faculdade de químico-farmacobiologia. 74p. 2008.

TÍQUIA, S.M.; N.F.Y & HODGKISS, I.J. **Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter**. Hong Kong. p.249-256. 1996.

VAN ASSCHE, F.; CLIJSTERS, H. Effect of metals on enzyme activity in plants. **Plant, Cell and Environment**, v.13, p.195-206, 1990.

VANZOLINI, S.; ARAKI, C. A. S.; SILVA, A. C. T. M.; NAKAGAWA, J. Teste de comprimento de plântula na avaliação da qualidade fisiológica de sementes de soja. **Revista Brasileira de Sementes**, v.29, n.2, p.90-96, 2007.

VIEIRA NETO, J. M.; BEZERRA, E. B. N.; MELO, M; C.; MONTEIRO, V. E. D. Estudo do comportamento de metais em um lisímetro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ciência e Tecnologia**, v.17, n.31, p.54-66, jul./dez. 2014.

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

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**, Ed. Elsevier. v.251, p.29-48. 2001.

ZAYED, G., WINTER, J. Inhibition of methane production fro whey by heavy metals-protective effect of sulfide. **Appl. Microbiol. Biotechnol.** v.53, p.726–731, 2000.

ZORNBERG, J. G.; LAFOUNTAIN, L.; CALDWEL, J. A. Analysis and design of evapotanspirative cover for hazardous wast landfill. **Journal of Geotechnical and geoenvironmental engineering**, v.129, n.6, p 427–438. 2003.