



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

**ESTUDO DA DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS ATRAVÉS DOS
PARÂMETROS FÍSICOS E FÍSICO- QUÍMICOS EM UM BIORREATOR DE ESCALA
EXPERIMENTAL**

LIBÂNIA DA SILVA RIBEIRO

**Campina Grande, PB
2012**



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

**ESTUDO DA DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS ATRAVÉS DOS
PARÂMETROS FÍSICOS E FÍSICO- QUÍMICOS EM UM BIORREATOR DE ESCALA
EXPERIMENTAL**

Libânia da Silva Ribeiro

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Saneamento Ambiental

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

Co – orientador: Prof^o. Dr. Márcio Camargo de Melo

Campina Grande, PB

2012

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

R484e Ribeiro, Libânia da Silva.
Estudo da degradação dos resíduos sólidos urbanos através dos parâmetros físicos e físico-químicos em um biorreator de escala experimental / Libânia da Silva Ribeiro.-Campina Grande, 2012.
136f.: il. col.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.
Orientadores: Profª. Drª. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo.
Referências.

1. Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Degradação. 3. Parâmetros Físico-químicos. 4. Biorreator. I. Título.

CDU 628.312.1 (043)

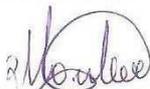
UFCG - BIBLIOTECA - CAMPUS I	
23-04-12	862-2012
decação	

**ESTUDO DA DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS ATRAVÉS DOS
PARÂMETROS FÍSICOS E FÍSICO- QUÍMICOS EM UM BIORREATOR DE ESCALA
EXPERIMENTAL**

Libânia da Silva Ribeiro

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

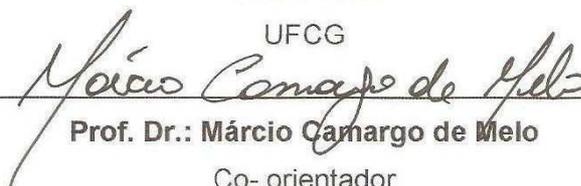
APROVADA EM: 28 DE FEVEREIRO DE 2012



Profª. Drª.: Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Orientadora

UFCG



Prof. Dr.: Márcio Camargo de Melo

Co-orientador

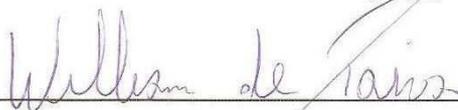
UFCG



Prof. Drª.: Marta Maria da Conceição

Examinadora Externa

UFCG



Prof. Dr.: William de Paiva

Examinador Interno

UEPB

A fé e a fidelidade a Deus nos ajudam a vencer os obstáculos, mesmo que eles pareçam ter a última palavra.

Dedico esta dissertação aos meus exemplos de vida, Luiz da Silva Ribeiro e Maria Das Dores Tavares que sempre me estimularam a dar este grande passo. Estas duas pessoas com muita sabedoria, discernimento, bom senso e dedicação estiveram ao meu lado me encorajando nas horas difíceis e me aplaudindo nos momentos de glória. Obrigada por serem meus pais, fonte de inspiração, apoio e ensino diário.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela existência, por me amparar nos momentos difíceis, me dar força interior para superar as dificuldades, mostrar os caminhos nas horas incertas e suprir-me em todas as minhas necessidades incendiando a minha alma de esperança.

Aos meus pais pela dedicação e amor sempre constante!

Aos meus queridos irmãos Luiz Júnior, Libória e Flaurinda por não serem irmãos apenas consangüíneos, mas por serem parceiros e amigos nas horas certas e incertas da vida não apenas com palavras, lágrimas, gestos, mas acima de tudo com amor, sentimento fundamental para a continuidade da existência!

Aos meus cunhados Patrícia e Deivyson e meus sobrinhos amados Allane Kelly e Arthur Henrique pelo apoio em mais uma realização!

Aos meus avôs Florêncio, João e Cecília Alice que não puderam esperar-me galgar este passo, mas que teriam certamente orgulho!

A minha avó Severina pela participação direta na continuidade dos meus estudos.

Enfim a toda minha família, pelo amor, alegria, cuidado e dedicação em especial meu tio Tenório.

A minha orientadora Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, não só pela orientação, apoio e paciência, mas pela sua amizade e confiança!

A Márcio Melo pela co- orientação, paciência e difusão do seu enorme conhecimento a cerca do assunto!

Ao Professor William de Paiva que é responsável pelos trabalhos estatísticos e que com sabedoria, paciência e dedicação proporciona a nós este breve conhecimento!

Ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) em especial Amanda e Cláudio pela colaboração, momentos de descontração, saidinhas e... é melhor parar por aqui.

Em especial a minha amiga Alessandra Santos que trilhou brilhantemente o mesmo percurso que eu (KKK), agradeço pela sua sincera amizade!

Aos que não trilharam o mesmo percurso, mas que a vida colocou no caminho e seguiram no coração, Elaine, Flaviano e Alessandra obrigada pelos momentos de pura alegria e de briguinha também faz parte, mas enfim pelos melhores momentos por nós vividos! Proporcionamo-nos os minutos mais fantásticos de cada dia, pois os vivenciamos com intensidade!

Aos meus amigos Leandro, Paulo, Manuel e Rafael pela ajuda constante durante todo período acadêmico e minha hospedagem por Campina Grande!

A todos os professores que participaram de toda a minha formação, pelos ensinamentos transmitidos.

Aos professores William de Paiva e Márcio por aceitar o convite para participar da banca examinadora!

A funcionária da secretaria de Pós - Graduação de Engenharia Civil Josete pela eficiência nos tramite dos processos sempre solicitados.

Aos funcionários do Laboratório de Engenharia Civil em especial Netinho pela ajuda.

A prefeitura Municipal de Campina Grande em especial na pessoa de Jomeres (Diretor de Limpeza Urbana) pela disponibilidade e dedicação em ajudar no que foi necessário para o enchimento do biorreator.

A EXTRABES por fornecer condições para a realização da pesquisa.

Ao CNPq e a Capes pelo apoio financeiro dispensado!

Enfim a todos que contribuíram direta ou indiretamente ou ainda o que o pensamento traiçoeiro insistiu em não lembrar, mas que de certa forma estão gravados no coração.

“Mesmo que seus sonhos não se realizem exatamente como você desejou, saiba que eles se concretizarão da maneira que Deus entendeu ser melhor para você”.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	22
1. ASPECTOS GERAIS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	22
1.1 OBJETIVO GERAL	23
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	23
1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	24
CAPÍTULO 2 – FUDAMENTAÇÃO TEÓRICA	25
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS	25
2.1.1 Classificação dos resíduos sólidos	25
2.2.2 Resíduos Sólidos Urbanos.....	29
2.3 DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	33
2.3.1 Lixões	33
2.3.2 Aterros controlados	34
2.3.3 Aterros sanitários	35
2.3.3.1 Geração de lixiviados.....	37
2.3.3.2 Geração de gases.....	38
2.4 DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)	39
2.5 PARÂMETROS FÍSICOS E FÍSICO – QUÍMICOS.....	42
2.5.1 Teor de Umidade	42
2.5.2 Composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos	43
2.5.3 Potencial Hidrogeniônico (pH).....	44
2.5.4 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)	44
2.5.5 Alcalinidade	46
2.5.6 Cloretos	46
2.5.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	47
2.5.8 Teor de Sólidos Voláteis	48
2.5.9 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal	51
2.6 TRATAMENTO ESTATÍSTICO	53
2.6.1 Estatística	53
2.6.2 Estatística Multivariada	54
2.6.3 Matriz de correlações.....	55
2.6.4 Análises dos Componentes Principais (ACP).....	55

CAPÍTULO 3- MATERIAL E MÉTODOS.....	57
3.1 CONSTRUÇÃO DO BIORREATOR.....	58
3.2 SISTEMAS DE IMPERMEABILIZAÇÃO DE BASE E COBERTURA.....	59
3.3 INSTRUMENTAÇÃO DO BIORREATOR.....	61
3.4 ETAPAS REALIZADAS PARA O PREENCHIMENTO DO BIORREATOR.....	64
3.4.1 Estudo de amostragem e coleta dos resíduos.....	65
3.4.2 Caracterização física dos resíduos.....	67
3.5 ENCHIMENTO DO BIORREATOR.....	73
3.5.1 Coleta das amostras sólidas.....	73
3.6 MONITORAMENTO DO BIORREATOR.....	75
3.7 ANÁLISES FÍSICO- QUÍMICAS.....	75
3.7.1 Potencial Hidrogeniônico – pH.....	76
3.7.2 Ácidos Voláteis.....	77
3.7.3 Alcalinidade Total.....	78
3.7.4 Cloretos.....	79
3.7.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	80
3.7.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅).....	83
3.7.7 Sólidos Voláteis.....	84
3.7.8 Nitrogênio Kjeldahl Total (NTK).....	85
3.7.9 Nitrogênio Amoniacal.....	85
3.7.10 Análise descritiva dos dados.....	86
CAPÍTULO 4- RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	89
4.1.1 Caracterização física dos resíduos depositados no biorreator.....	89
4.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	91
4.2.1 Potencial Hidrogeniônico – pH.....	99
4.2. 2 Ácidos Graxos Voláteis (AGV).....	101
4.2. 3 Alcalinidade Total.....	102
4.2. 4 Cloretos.....	104
4.2.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	106
4.2.6 Sólidos Voláteis (SV).....	110
4.2.7 Nitrogênio Kdjhal Total (NTK).....	111
4.2.8 Nitrogênio amoniacal.....	112
4.2.9 Resultados Estatísticos.....	115

4.2.9.1 Estatística descritiva	116
4.2.9.2 Matriz de correlação.....	117
4.2.9.3 Teste de Normalidade.....	118
4.2.9.4 Análise estatística dos Componentes Principais (ACP).....	119
5.CONCLUSÕES	121
5.1SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	122
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	123

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Classificação dos resíduos de acordo com sua periculosidade.....	Erro! Indicador não definido.
Figura 2: Classificação dos resíduos quanto à composição química.....	Erro! Indicador não definido.
Figura 3: Classificação dos resíduos quanto à característica física.....	Erro! Indicador não definido.
Figura 4: Destino dos RSU no Brasil (2009/2010).....	Erro! Indicador não definido.
Figura 5: Destino dos RSU no Brasil – (2009/2010).....	Erro! Indicador não definido.
Figura 6: Destino dos RSU no Nordeste - (2010).....	30
Figura 7: Destino dos RSU na Paraíba	Erro! Indicador não definido.
Figura 8: Disposição final dos RSU.....	Erro! Indicador não definido.
Figura 9: Lixão de Campina Grande- PB	Erro! Indicador não definido.
Figura 10: Aterro Controlado de Londrina	Erro! Indicador não definido.
Figura 11: Esquema de um aterro sanitário	Erro! Indicador não definido.
Figura 12: Degradação dos RSU	40
Figura 13: Ciclo do Nitrogênio.....	49
Figura 14: Divisão da estatística	53
Figura 15: Biorreator monitorado na cidade de Campina Grande	57
Figura 16: Desenho esquemático do biorreator	59
Figura 17 (a) e (b): Camada de base e cobertura respectivamente	58
Figura 18 (a) e (b): Placas de recalque.....	59
Figura 19: Piezômetro.....	60

Figura 20: (a) Termopares do tipo K e (b) termômetro elétrico.....	63
Figura 21: Tubo de drenagem de gás	63
Figura 22: Pontos de coleta das amostras	64
Figura 23: Etapas do enchimento	65
Figura 24: Mapa de Campina Grande – PB com destaque para os três bairros escolhidos	66
Figura 25 (a), (b), (c) e (d): Descarregamento, Homogeneização, formação da pilha e quarteamento das amostras de resíduos, respectivamente	67
Figura 26: Determinação da massa específica solta dos RSU	68
Figura 27: Determinação do teor de umidade	68
Figura 28: Determinação da composição gravimétrica.....	69
Figura 29: Esquema do recipiente utilizado para a realização da composição volumétrica.....	72
Figura 30: Realização da composição volumétrica	73
Figura 31: Preenchimento do biorreator.....	74
Figura 32: Amostrador utilizado para a realização das coletas	75
Figura 33 (a), (b) e (c): Amostras sendo picotadas, resúuos em repouso e extrato obtido.....	76
Figura 34: Determinação do pH	76
Figura 35: Determinação dos Ácidos Graxos Voláteis	77
Figura 36: Determinação da alcalinidade	78
Figura 37: Determinação de cloretos	80
Figura 38: Determinação da DQO.....	81
Figura 39: Determinação da DBO	84
Figura 40: Teor de umidade ao longo do tempo.....	89
Figura 41: Composição Gravimétrica dos resíduos depositados no biorreator.....	94

Figura 42: Composição Volumétrica dos resíduos soltos.....	95
Figura 43: Composição Volumétrica dos resíduos compactados	97
Figura 44: Evolução temporal do pH.....	97
Figura 45: Evolução dos ácidos voláteis	98
Figura 46: Evolução da alcalinidade total.....	103
Figura 47: Evolução dos cloretos.....	104
Figura 48: Evolução da DQO	106
Figura 49: Evolução da DBO	107
Figura 50: Relação DBO/DQO.....	109
Figura 51: Evolução dos sólidos voláteis	111
Figura 52: Evolução do NTK ao longo do tempo.....	1120
Figura 53: Evolução temporal nitrogênio amoniacal.....	1131
Figura 54: Análise em Componentes Principais.....	Erro! Indicador não definido.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais constituintes do lixiviado.....	37
Tabela 2: Ácidos voláteis e suas características.....	44
Tabela 3: Definições das formas do nitrogênio.....	48
Tabela 4: Análise descritiva dos dados.....	113
Tabela 5: Dados da matriz de correlação.....	114

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação dos resíduos quanto a sua origem.....	Erro! Indicador não definido.
Quadro 2: Pârametros físico-químicos avaliados no biorreator.....	75
Quadro 3: Teste de normalidade Kolmogorov - Smirnof.....	116

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1: Cálculo da Massa Específica.....	66
Equação 2: Cálculo do Teor de Umidade.....	66
Equação 3: Cálculo Composição Gravimétrica dos Resíduos.....	67
Equação 4: Cálculo do Volume dos Resíduos Compactados.....	69
Equação 5: Cálculo dos Sólidos Voláteis.....	70
Equação 6: Cálculo da Alcalinidade Total.....	77
Equação 7: Cálculo dos Ácidos Voláteis.....	78
Equação 8: Cálculo Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO).....	78
Equação 9: Cálculo Demanda Química de Oxigênio.(DQO).....	80
Equação 10: Cálculo de cloretos.....	82
Equação 11: Cálculo Nitrogênio Kjeldahl (NTK).....	82
Equação 12: Cálculo Nitrogênio Amomiacal.....	83

LISTA DE REAÇÕES

Reação 1: Oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito.....	52
Reação 2: Oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato.....	52
Reação 3: Processo da desnitrificação.....	53
Reação 4: Equilíbrio do nitrogênio amoniacal.....	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV – Ácidos Graxos Voláteis
ACP - Análise de componentes Principais
ABNT- Associação Brasileira de Normas e Técnicas
AT- Alcalinidade Total
APHA- American Public Health Association
CAGEPA Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CEMPRE Compromisso Empresarial para Reciclagem
CNPq - Conselho Nacional de Pesquisa
DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO - Demanda química de Oxigênio
DBO/DQO – Relação entre a demanda bioquímica e química
N₂ – Nitrogênio
N-Amoniacal
NH₄⁺ - íon amônio
NH₃⁻ - amônia
NBR- Norma Brasileira
NTK- Nitrogênio total Kjeldahl
O₂ – Oxigênio
PMCG - Prefeitura Municipal de Campina Grande
PNRS – Política Nacional dos Resíduos Sólidos
pH - Potencial hidrogeniônico
RSU - Resíduos Sólidos Urbanos
SV - Sólidos Voláteis
UEPB - Universidade Estadual da Paraíba
UFCG - Universidade Federal de Campina Grande

RESUMO

Os resíduos sólidos têm sido alvo de intensas discussões entre os ambientalistas, e a comunidade em geral, que tentam veementemente diminuir seus impactos. Sabe-se que a geração dos resíduos e o seu posterior abandono sem nenhum tratamento pode causar diversos problemas ambientais e de saúde pública. O presente trabalho tem como objetivo avaliar o comportamento da degradação dos resíduos sólidos urbanos (RSU) depositados em um biorreator de escala experimental na cidade de Campina Grande/PB, através de propriedades físicas e físico-químicas. Os RSU utilizados no enchimento do biorreator foram provenientes de três bairros da cidade de Campina Grande. O biorreator foi construído na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) tem 2,0m de diâmetro, 3,0m de altura e volume aproximado de 9m³, possui ao longo de sua altura três orifícios que permitem a coleta dos resíduos, em diferentes níveis de profundidade. Conta ainda com um sistema de impermeabilização de base e cobertura além de um sistema de drenagem de líquidos e gases, medidores nível de líquidos, medidores de recalque e medidores de temperatura. Foram realizadas neste estudo análises físicas (composição gravimétrica, composição volumétrica e teor de umidade) e análises físico-químicas (pH, alcalinidade, ácidos voláteis, sólidos voláteis, DQO, DBO, Cloretos, NTK e nitrogênio amoniacal). Os resultados das análises físico-químicas foram tabulados para a execução da análise estatística. Os resultados de composição gravimétrica e volumétrica obtidos mostraram que as maiores parcelas foram de matéria orgânica e plásticos. O teor de umidade não variou significativamente no período de monitoramento, esteve numa faixa de 40 a 60%, com exceção da camada superior. A evolução da concentração de cloretos indicou que os níveis de contaminantes estão mais concentrados na parte inferior do biorreator devido principalmente a processos de lixiviação. O pH apresentou-se inicialmente com características ácidas e ao longo do tempo apresentou características alcalinas o que evidencia a fase metanogênica que se encontra o biorreator. Os resultados de DQO e DBO obtidos demonstraram que os RSU encontram-se em estágio de degradação compatível com a idade de deposição dos resíduos, a DQO apresentou redução de mais de 50% enquanto que a DBO reduziu mais de 80%, padrão semelhante para os sólidos voláteis que decaíram significativamente ao longo do monitoramento. A alcalinidade aumentou para todos os níveis de profundidade enquanto que os ácidos voláteis decaíram ao longo do tempo. Tanto NTK quanto o nitrogênio amoniacal apresentaram inicialmente valores altos que tenderam a diminuir com o monitoramento, estes resultados corroboram com a literatura técnica pelo fato da fase atual que se encontra o biorreator que é a metanogênica.

Palavra – chave: resíduos sólidos urbanos, degradação, parâmetros físico – químicos, biorreator

ABSTRACT

Solid waste has been a matter of strong discussion between environmentalists and the community that emphatically try to reduce its impacts. It is known that the production of waste and its subsequent elimination without treatment can cause several environmental and public health problems. The purpose of this study is to evaluate the degradation procedure of municipal solid waste (MSW) deposited in a bioreactor in experimental scale, located in Campina Grande / PB. The research will be conducted through physical and physical-chemical properties of the residues. The MSW used in the bioreactor was composed by the residue of three different districts of the city of Campina Grande. The bioreactor, which was constructed at the Federal University of Campina Grande (FUCG), has a 2.0 m diameter, is 3.0 m in height and approximate 9m³ of volume. It also has three holes along its height that allow the collection of waste at different levels of depth. It has a system for sealing the bottom and coverage of the bioreactor and another system for draining liquids and gases. There are also liquid level measurement equipment and settlement and temperature measurement equipment. In this study physical (gravimetric composition, volumetric composition and moisture content) and physicochemical analyzes (pH, alkalinity, volatile acids, volatile solids, COD, BOD, Chloride, TKN and ammonia nitrogen) were performed. The results of physicochemical analyzes were tabulated for the execution of the statistical analysis. The results of gravimetric and volumetric composition showed that the largest portions of the material were of organic and plastic elements. The humidity percentage did not vary significantly in the monitoring period, remaining in a 40-60% range, except for the top layer. The evolution of chlorides concentration indicated that the levels of contaminants are concentrated at the bottom of the bioreactor, process mainly due to leaching. Initially the pH had acid characteristics. During the rest of the experiment it was alkaline, which confirm that the bioreactor is in a methanogenic stage. The COD and BOD results demonstrate that the degradation stage of the MSW is consistent with the waste disposal period. The COD was reduced by over 50%, whereas the BOD reduced more than 80%, a pattern similar to the volatile solids that declined significantly over the monitoring. The alkalinity increased for all depth levels while volatile acids decreased over time. Both TKN and ammonia nitrogen were initially at high values that tended to decrease during the period of monitoring. These results corroborate with the technical literature because the current phase the bioreactor presents is a methanogenic stage.

Key words: municipal solid waste, degradation, physicochemical parameters, bioreactor

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

1. Aspectos gerais dos resíduos sólidos urbanos

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) vêm se constituindo em um dos grandes problemas da sociedade. E isto não só corresponde ao aumento na produção de maiores quantidades de resíduos, mas também por possuírem cada vez mais substâncias recalcitrantes, as quais podem apresentar propriedades tóxicas.

Devido a estas características é que não se pode permitir que a geração dos resíduos e o seu posterior abandono, sem nenhum tratamento, sejam dados de forma aleatória e irresponsável, pois podem causar diversos problemas ambientais e de saúde pública.

Uma das técnicas de destinação final que corrobora com esta irresponsabilidade são os lixões, vazadouros a céu aberto que não engloba nenhum tipo de tratamento que contribua para a melhoria dos danos ambientais nem tão pouco soluções dos mais diversos problemas causados ao homem, devido ao seu potencial de contaminação. Segundo a ABRELPE (2010) esta técnica de disposição final corresponde ainda a 61% dos municípios brasileiros.

Uma alternativa para solucionar esta problemática constitui dos aterros sanitários, por serem fundamentados em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite com isso um confinamento mais seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública, no entanto devem ser monitorado ao longo do tempo com a finalidade, tanto de avaliar o comportamento da biodegradação, quanto o funcionamento operacional do aterro.

O aterro de RSU é um sistema dinâmico que envolve reações metabólicas, num ambiente formado por diferentes tipos de resíduos, que dispostos no mesmo espaço formam um sistema complexo. Devido a esta complexidade o estudo de aterros pode ser analisado a partir de células experimentais, denominadas de biorreatores ou lísímetros. O estudo em biorreatores permite avaliar melhor o comportamento dos resíduos sólidos ao longo do tempo (MONTEIRO, 2003).

De acordo com Levine *et al.* (2005) estudos utilizando biorreatores possibilitam avaliar o processo de degradação dos resíduos e geração de lixiviado e gases sob condições controladas. Além de contar com a possibilidade de realizar uma caracterização mais detalhada dos materiais presentes nos resíduos, o que se torna inviável quando dispostos em aterros.

O conhecimento destas informações sobre a caracterização e o comportamento biodegradativo dos RSU é essencial, pois é a partir deste conhecimento que podem ser definidas as características técnicas para a elaboração e dimensionamento de projetos, a escolha e a operação dos equipamentos, e a análise de reaproveitamento dos mais diversos tipos de resíduos sólidos urbanos.

Neste contexto estudar a biodegradação dos RSU é de fundamental importância para entender o comportamento das interações físicas e físico-químicas que ocorrem com os resíduos ao longo do tempo, e por isso é necessário analisar os diversos fatores que podem interferir neste processo degradativo.

1.1 Objetivo Geral

Avaliar o comportamento da degradação dos resíduos sólidos urbanos depositados em um biorreator de escala experimental na cidade de Campina Grande – PB.

1.2 Objetivos Específicos

- Determinar as propriedades físicas: massa específica aparente solta e compactada, composição gravimétrica e volumétrica, e teor de umidade;
- Determinar as propriedades físico-químicas: pH, ácidos voláteis, alcalinidade, sólidos voláteis, cloretos, DBO, DQO, NTK e nitrogênio amoniacal;
- Correlacionar os parâmetros estudados amostrados para entender o comportamento do biorreator durante o seu processo evolutivo.

- Analisar as correlações existentes ao longo do monitoramento, através da estatística descritiva.

1.3 Estrutura da Dissertação

Este trabalho está estruturado em 5 capítulos. No qual o capítulo 1 aborda na introdução, a problemática dos resíduos com enfoque ao uso de biorreatores como meio de facilitar o entendimento da decomposição destes quando depositados em aterros sanitários, além disso, este capítulo conta com os objetivos que nortearam a pesquisa.

No capítulo 2 apresenta-se a revisão bibliográfica que trata dos diversos aspectos relacionados ao estado da arte dos resíduos sólidos urbanos (RSU) bem como as mais variadas técnicas de disposição final que são aplicados aos resíduos.

O capítulo 3 traz a metodologia empregada durante todas as etapas de estudo desde a construção do biorreator até o monitoramento ao longo do tempo. Ainda neste capítulo pode-se visualizar as metodologias empregadas na realização das análises laboratoriais.

O capítulo 4 apresenta os resultados obtidos no decorrer do tempo de estudo levando-se em consideração os parâmetros físicos e físico-químicos e suas interações além das discussões respectivas de cada parâmetro.

As conclusões e sugestões destes para trabalhos futuros estão reunidas no Capítulo 5.

CAPÍTULO 2 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste capítulo será apresentado à problemática dos resíduos, sua classificação, destino final, degradação, subprodutos gerados e uma abordagem sobre os parâmetros físicos e físico-químicos que foram analisados nesta pesquisa, além do mais será apresentada uma abordagem sobre a estatística descritiva.

2.1 Resíduos Sólidos

Atualmente os resíduos sólidos têm sido alvo de intensas discussões entre os ambientalistas e a comunidade em geral, que tentam veementemente diminuir seus impactos. Sabe-se que a geração dos resíduos e o seu posterior abandono sem nenhum tratamento pode causar diversos problemas ambientais e de saúde pública e, ainda transtornos a população.

De acordo com a norma brasileira NBR 10.004 da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), de maneira específica define os resíduos como: resíduos, nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos, nessa definição, os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água ou exijam, para isso, soluções técnicas e economicamente inviáveis, em face da melhor tecnologia disponível.

2.1.1 Classificação dos resíduos sólidos

Os resíduos por sua vez, são classificados de diversos tipos, a depender de determinadas características ou propriedades identificadas. De acordo com a ABNT (2004) – NBR 10.004/04, os resíduos são classificados quanto a sua periculosidade, composição química e características físicas. As Figuras 1, 2 e 3 apresentam a classificação desses resíduos.

Quanto à periculosidade os resíduos são classificados em:

Resíduos Classe I ou Perigos - constituídos por apresentar características tóxicas, corrosivas, reativas, patogênicas, em suma podendo apresentar riscos à saúde pública e ao meio ambiente.

Resíduos II A ou não inertes – apesar de não serem inertes esses resíduos não apresentam periculosidade, estes são basicamente os que têm características de lixo doméstico.

Resíduos Classe II B ou Inerte - são constituídos por aqueles que não tem nenhum de seus componentes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de portabilidade de água, quando submetidos a teste-padrão de solubilização.

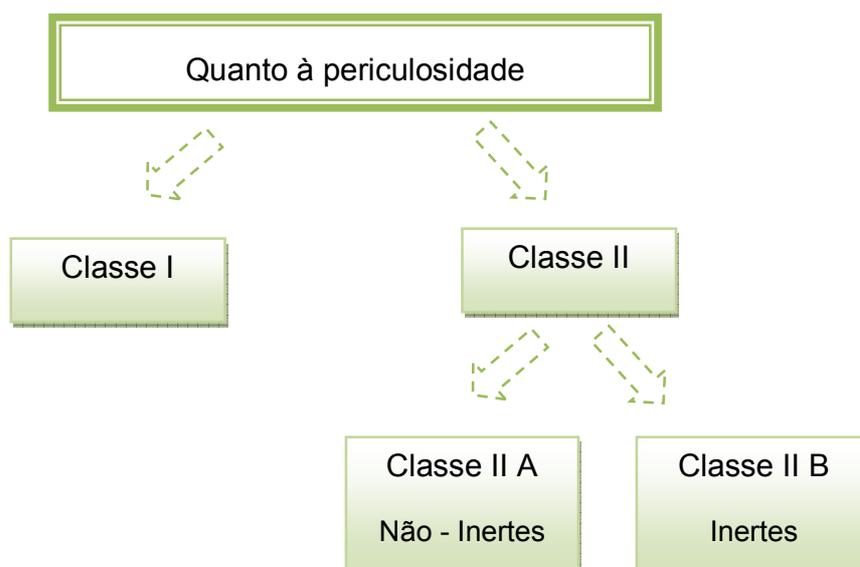


Figura 1: Classificação dos resíduos de acordo com sua periculosidade

Fonte: ABNT NBR, 10.004 (2004)

Quanto à composição química são classificados em: orgânicos e inorgânicos (Figura 2).

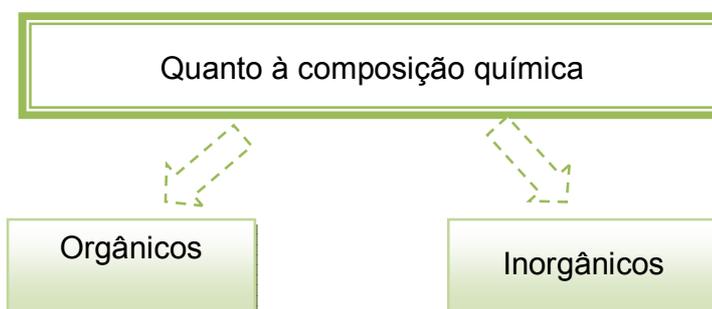


Figura 2: Classificação dos resíduos quanto à composição química

Fonte: ABNT NBR 10.004 (2004)

Orgânicos: originados principalmente da decomposição de plantas e animais, matéria orgânica, resíduos e esgotos domésticos, resíduos de podas e jardinagem, lodos de ETE, excrementos humanos e animais.

Inorgânicos: substâncias químicas minerais ou bioquímicas, relativamente estáveis ou capazes de alterar as condições físico-químicas e biológicas do meio, são praticamente os resíduos industriais de metalúrgicas, refinarias de petróleo, mineração (FERREIRA, 2006)

Quanto às características físicas, os resíduos podem ainda ser classificados em secos e molhados:

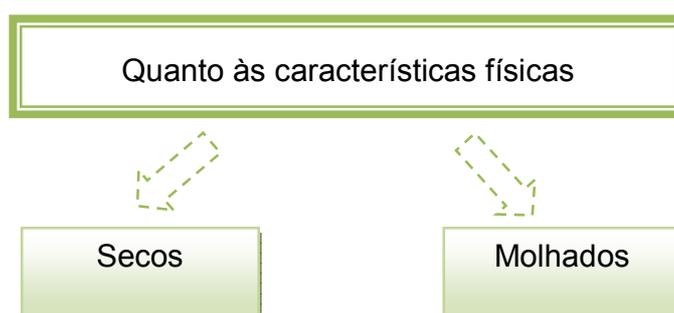


Figura 3: Classificação dos resíduos quanto à característica física

Fonte: ABNT NBR 10.004 (2004)

Secos: papéis, plásticos, metais, couros tratados, tecidos, madeiras, guardanapos e tolhas de papel, pontas de cigarro, isopor, lâmpadas, parafina,

cerâmicas, porcelana, espumas, cortiças, plásticos, vidros, borrachas, tecidos, metais, (alumínio, ferro, etc.), tecidos, entre outros.

Molhados: restos de comida, cascas, pó de café e chá, cabelos, restos de alimentos, cascas e bagaços de frutas e verduras, ovos, legumes, alimentos estragados, ossos, aparas e podas de jardim, entre outros.

A grande preocupação desses resíduos está relacionada ao seu tratamento e disposição final. Diante disso faz-se necessário o prévio conhecimento da caracterização desses materiais quanto a sua origem, que podem ser classificados conforme Quadro 1.

Quadro 1: Classificação dos resíduos quanto a sua origem

Resíduo	Origem	Responsabilidade
Domiciliar	Originados das atividades diárias nas residências, constituídos de restos de cascas de verdura e frutas, vidros, papéis, plásticos, papelões, latas entre outros.	Prefeitura
Comercial	Oriundo dos diversos estabelecimentos comerciais como: supermercados, lojas, bares, restaurantes e outros.	Prefeitura
Público	Aquele recolhido em serviços de limpeza pública urbana, proveniente de varrição, raspagem e capina de jardins, praças bem como de feiras livres.	Prefeitura
Industrial	Originados de diversas atividades do ramo industrial, tais como: química, petroquímica, metalúrgica, alimentícia, entre outras. Essa classe de resíduos é a grande responsável por diversas contaminações tanto no solo, quanto no ar e nos recursos hídricos, que na maioria das vezes é o próprio produtor que destina jogando-os em locais inadequados.	Gerador
Portos e Terminais rodoviários e ferroviários	Constituídos praticamente por resíduos de restos de comida, higiene pessoal.	Gerador

Serviços de saúde	Estes são originados em hospitais, casas de maternidade, laboratórios, postos de saúde, farmácias, clínica médica e odontológica entre outros serviços do setor. Estes resíduos compreendem, geralmente, dois tipos: Resíduos comuns, nos quais estão contidos os restos de atividades administrativas, embalagens, restos de alimentos. Resíduos sépticos os quais contêm ou pode conter potencial contaminante.	Gerador
Especial	Contêm substâncias que podem modificar o ambiente.	Gerador
Agrícola	Resíduos provenientes das atividades agrícolas e pecuárias como: embalagens de agroquímicos ¹ , ração, adubo, restos de colheitas entre outros.	Gerador
Entulhos	Resíduos da construção civil, como materiais de demolição e restos de obras.	Gerador

Fonte: RIBEIRO, (2007)

2.2 Resíduos Sólidos Urbanos

O problema dos resíduos sólidos vem se agravando como consequência do acelerado crescimento populacional, concentração das áreas urbanas, desenvolvimento industrial, mudanças de hábitos de consumo e desenvolvimento econômico, estes fatores são indicadores não só do aumento na geração de resíduos sólidos, mas também nas características peculiares que estes apresentam (OPAS, 2006).

A maior produção de resíduos tem um papel fundamental entre os fatores que afetam diretamente e/ ou indiretamente a saúde pública e a do meio ambiente, constituindo assim um motivo para que se implantem políticas e soluções técnicas adequadas para resolver os problemas da sua gestão e disposição final.

Com a instituição da Política Nacional de Resíduos Sólidos, através da Lei Federal nº. 12.305/2010, a população passou a contar com a definição legal do que são resíduos sólidos urbanos, nos termos da lei, podem ser entendidos como tais os resíduos domiciliares e os resíduos de limpeza urbana, ambos definidos no Quadro 1, esta definição não contempla os resíduos de mineração, agrícola e industrial (ABRELPE, 2010).

Com a lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos, a tarefa das prefeituras ganha uma base mais sólida com princípios e diretrizes, dentro de um conjunto de responsabilidades que tem o potencial de mudar o panorama dos resíduos no Brasil.

O crescimento nas quantidades de resíduos no Brasil e no Mundo torna-se preocupante, pois agrava o desafio de dispor estes em locais adequados com objetivo de minimizar os seus mais variados impactos. Só no Brasil são gerados mais de 170 ton/dia de RSU, dos quais cerca de 60% são dispostos em locais inadequados, conforme apresentado na Figura 4.

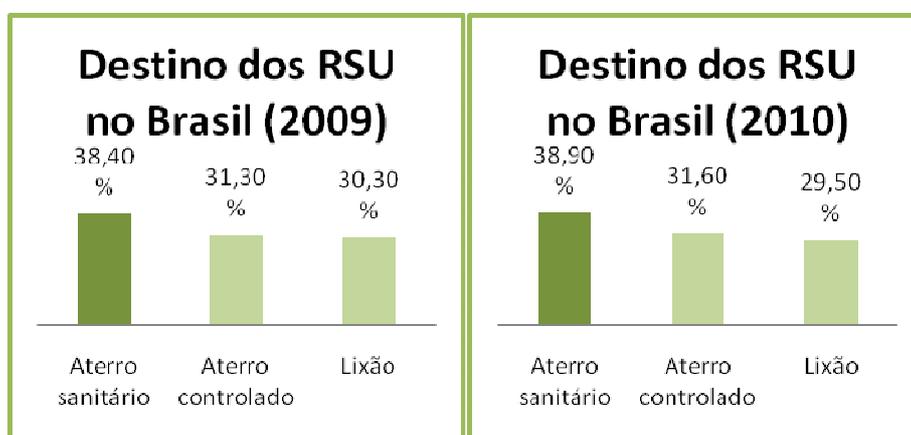


Figura 4: Destino dos RSU no Brasil (2009/2010)

Fonte: ABRELPE, (2010)

Conforme pode ser observado através da Figura 5 houve uma discreta evolução em termos percentuais na destinação final adequada em 2010 se comparados com o ano de 2009, mas a quantidade de RSU destinados inadequadamente aumentou e mais de 22 milhões de toneladas de resíduos sólidos foram destinados aos lixões ou aterros controlados, trazendo com isto consideráveis danos ao meio ambiente (ABRELPE, 2010).



Figura 5: Destino dos RSU no Brasil – (2009/2010)

Fonte: ABRELPE, (2010)

Em se tratando da região Nordeste este cenário muda, foram observados que mais de 65% dos resíduos coletados são dispostos em lixões ou aterros controlados (Figura 6), que do ponto de vista ambiental pouco diferem, haja vista, que ambos não possuem sistemas necessários para a proteção do meio ambiente.

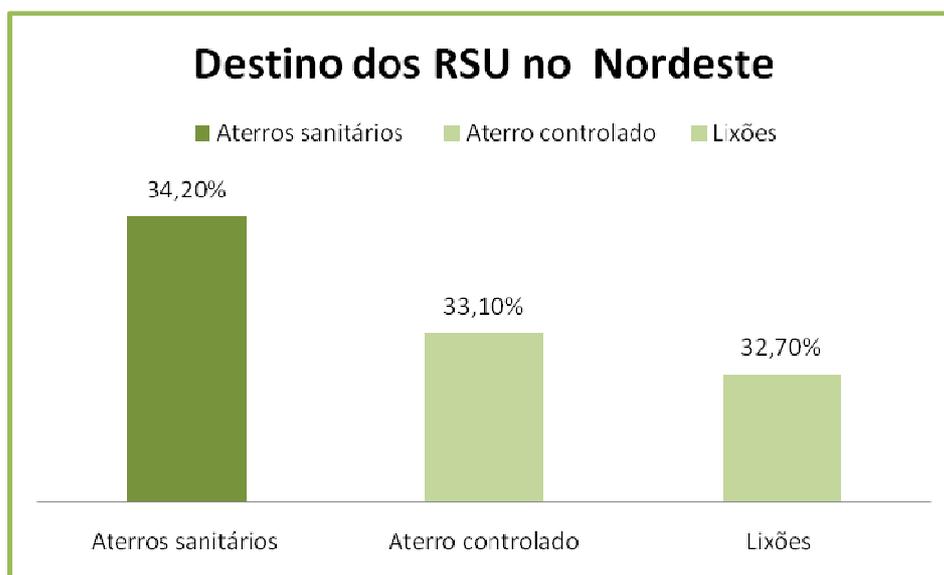


Figura 6: Destino dos RSU no Nordeste - (2010)

Fonte: ABRELPE, (2010)

No tocante a Paraíba, que conta com uma população de mais de 2.800.000 e geração de resíduos superior a 3.000 ton/dia dos quais são coletados cerca de 2.700 ton/dia, mais de 60% são lançados de forma inadequada, conforme pode se observar na Figura 7.

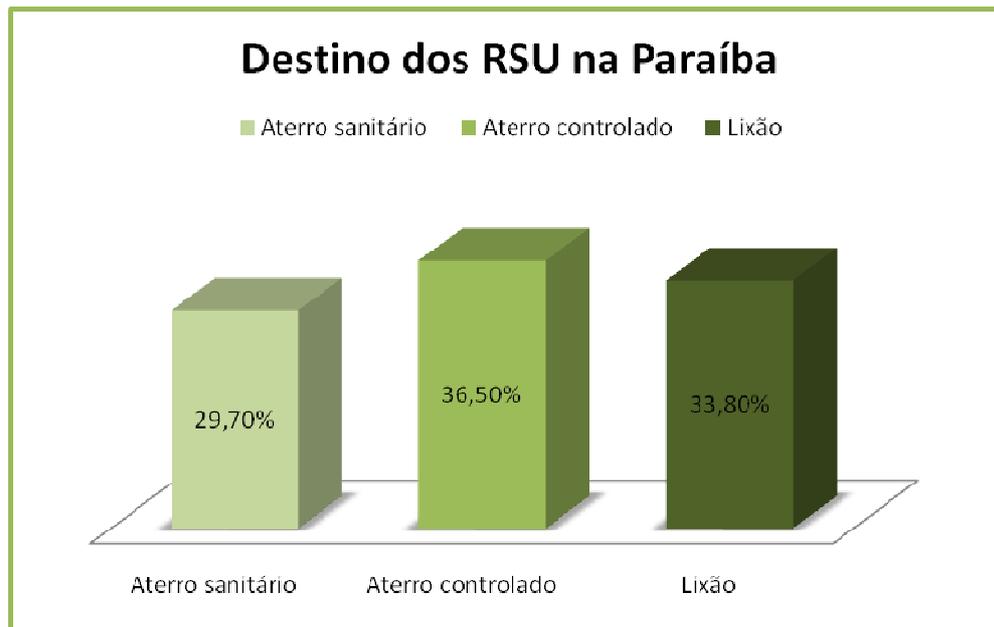


Figura 7: Destino dos RSU na Paraíba

Fonte: ABRELPE, (2010)

Na cidade de Campina Grande–PB, localizada na mesorregião agreste do Estado da Paraíba a situação não era diferente da maioria destes municípios, nela são produzidos em média 240 toneladas de resíduos por dia com taxa *per capita* de 540g/hab/dia que segundo Leite (2008) deste montante produzido diariamente, cerca de 80% tem capacidade de reaproveitamento, mas o município não dispõe de programas específicos para a reutilização destes materiais, que eram encaminhados até pouco tempo para o lixão existente na cidade. Atualmente, os resíduos urbanos coletados na cidade, são encaminhados para um aterro sanitário consórcio que fica localizado na cidade de Puxinanã.

2.3 Disposição final dos resíduos sólidos urbanos

Existe uma infinidade de opções para disposição dos RSU no Brasil, no entanto as principais técnicas de disposição final são lixões, aterro controlado e aterros sanitários (Figura 8):



Figura 8: Disposição final dos RSU

2. 3.1 Lixões

Lixões se caracterizam por deposições feitas em um espaço aberto, sem aplicação de medidas de proteção ambiental (Figura 9). É a forma mais prejudicial ao ser humano e ao meio ambiente, pois nestes locais geralmente se estabelece uma economia informal, resultante da catação dos materiais recicláveis e ainda a criação de animais (CONTRERA, 2008). Diversos problemas tanto de caráter sanitário - ambiental quanto à questão de saúde pública está relacionado ao lançamento desses resíduos, tais como:

1. Proliferação de insetos;
2. Danos à flora e fauna;
3. Contaminação de lençóis freáticos pelo lixiviado formado, sob união da chuva com os resíduos dispostos sobre esses;
4. Poluição do ar, dos solos;
5. Disseminação de doenças contagiosas de toda ordem;

Além de causar problemas ambientais de caráter irrelevante é também uma grande questão social, pois os catadores assim conhecidos por estarem trabalhando nestes locais em busca de materiais comercializáveis ou muitas vezes algo que sirva de

alimento, ao remexerem os resíduos vazados, à procura desse material se expõem a todos os riscos de contaminação presentes nestes, além dos riscos à sua integridade física por acidentes causados pelo manuseio destes materiais. Estas populações, que normalmente vivem próximas a esses lugares, servem de vetores para a propagação de doenças originadas dos impactos desses resíduos.



Figura 9: Lixão de Campina Grande- PB

Fonte: Eco cidades, (2011)

2. 3.2 Aterros controlados

Os aterros controlados constituem mais uma alternativa de acondicionamento dos resíduos sólidos. É tido como lixão remediado, a Figura 10 mostra um exemplo de um aterro controlado com alguns detalhes técnicos.

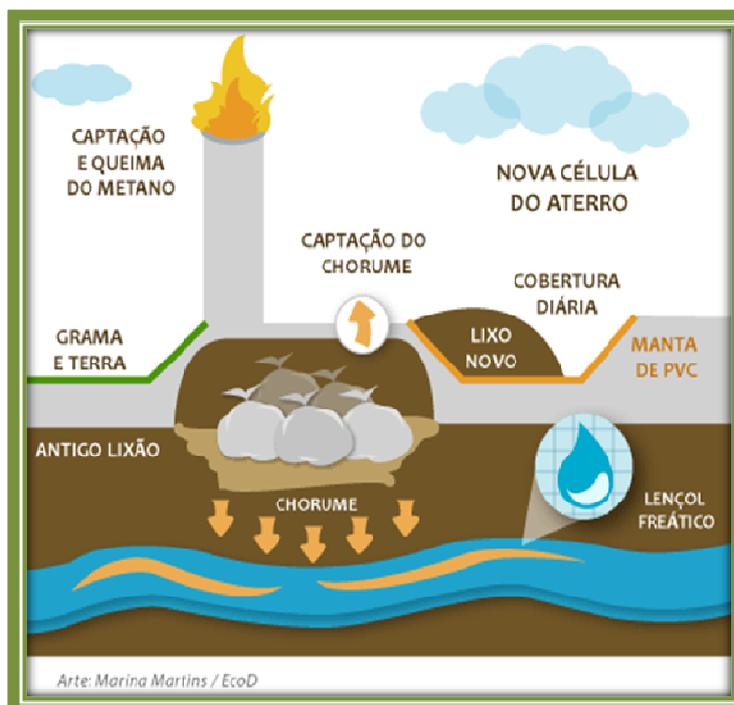


Figura 10: Aterro Controlado de Londrina

Fonte: Rumo Sustentável, 2011

Nos aterros controlados ocorre que ao final de cada jornada de trabalho é jogada uma camada de material inerte para evitar a presença de vetores, mas geralmente não dispõe de impermeabilização de base, favorecendo a percolação do lixiviado gerado pela decomposição, comprometendo com isso a qualidade das águas subterrâneas, segundo D'Almeida e Vilhena (2000).

2.3.3 Aterros sanitários

O destino dos resíduos para aterros sanitários constitui uma das técnicas mais seguras para o seu armazenamento.

Segundo a ABNT (1992) – NBR 8.410 define aterros sanitários como sendo a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível

e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

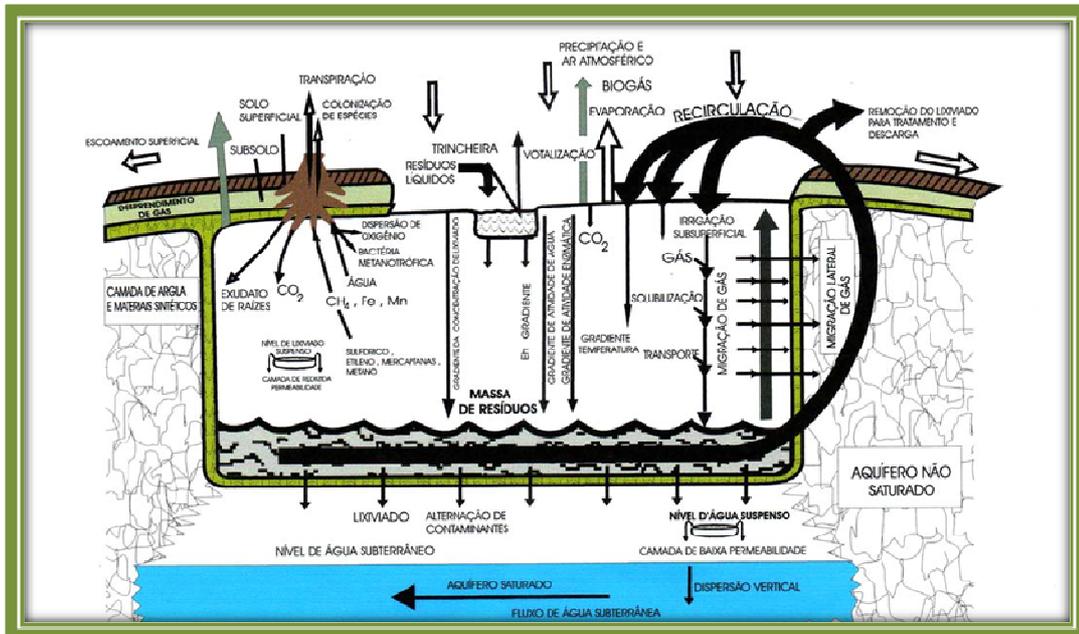


Figura 11: Esquema de um aterro sanitário

Fonte: Senior & Balba, 1987

Segundo Alcântara (2007) o aterro de RSU é um sistema dinâmico, pois promovem diversas interações físicas, físico-químicas, químicas e microbiológicas na massa de resíduos devido a heterogeneidade destes. Além da composição interferir na biodegradação, existem também fatores internos e externos que auxiliam nas relações existentes na massa dos resíduos, conforme apresentado na Figura 11.

Os aterros sanitários tendem a serem operados como verdadeiros biorreatores de grandes dimensões, apresentando como vantagens o aumento da densidade efetiva dos resíduos e, à aceleração da decomposição dos resíduos reduzindo o período de monitoramento e o custo global do empreendimento (BARLAZ *et al.*, 1990; BENSON *et al.*, 2007).

Avaliar o comportamento de aterros quanto à eficiência na degradação dos resíduos torna-se necessário para entender e aperfeiçoar essa técnica de disposição e reaproveitamento de áreas (MONTEIRO, 2006).

Atualmente, existe uma tendência mundial em se reduzir o volume de resíduos aterrados, devendo-se aterrar apenas resíduos rejeitados das técnicas de reutilização devido à utilização de grandes áreas, portanto, faz-se necessário intensificar cada vez mais programas de coleta seletiva, separando-se a maior parcela possível de resíduos que podem ser reciclados além da separação da matéria orgânica para compostagem,

2.3.3.1 Geração de lixiviados

Após a disposição em aterro sanitário, os resíduos sólidos urbanos sofrem transformações físicas, químicas e biológicas. O resultado dessas transformações é a geração de lixiviado que é um líquido escuro e de odor desagradável, altamente tóxico e poluente de composição extremamente complexa. O lixiviado é gerado a partir da percolação da água de chuva pela massa de resíduos aterrada, das transformações bioquímicas que ocorrem nas células do aterro e da umidade dos próprios resíduos aterrados (DINIZ, 2010).

O lixiviado pode apresentar, em sua composição, elevadas concentrações de matéria orgânica, sais inorgânicos e nitrogênio na forma amoniacal. Sua composição é influenciada diretamente pelo tipo de resíduos depositados, grau de compactação exercida na massa de resíduos, local, estação do ano, vida útil do aterro, tipo de solo utilizado na cobertura, método de coleta entre outros. Desse modo, os lixiviados devem ser coletados e tratados adequadamente em sistemas de tratamento de efluentes.

Quanto à idade do lixiviado, podem ser classificados em velho e novo. Nos lixiviados considerados velhos, a concentração de matéria orgânica é menor, devido à fase de degradação ser avançada e já não contemplar grandes quantidades de matéria orgânica de fácil biodegradação, apresentam pH básico, já que se trata da fase metanogênica, no lixiviado considerado novo a concentração de matéria orgânica é maior e são observados altos valores de poluentes orgânicos. Estes lixiviados encontram-se ainda na fase ácida da decomposição e pH baixos são característicos neste caso.

Por ser considerado de difícil degradação é que vários pesquisadores tem sido motivados a busca de tecnologias mais eficientes e de baixo custo que garantam um

menor nível de contaminantes, com o intuito de atender as questões técnicas, econômicas, sociais e ambientais.

Os principais constituintes do lixiviado são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Principais constituintes do lixiviado

Constituinte	Aterro jovem (menos que 2 anos)	Valor típico	Aterro velho (mais que 10 anos)
DBO ₅ (mg/L)	2000 – 30000	10000	100 – 200
DQO (mg/L)	3000 – 60000	18000	100 – 500
Sólidos suspensos totais (mg/L)	200 – 2000	500	100 – 400
N-orgânico (mg/L)	10 – 800	200	80 – 120
N-amoniacoal (mg/L)	10 – 800	200	20 – 40
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	1000 – 10000	3000	200 – 1000
pH	4,5 – 7,5	6	6,6 – 7,5

Fonte: Adaptado de TCHOBANOGLIOUS, (1993)

De acordo com a tabela 1 pode-se observar que o lixiviado apresenta características diferentes ao longo do tempo. A tabela mostra que as concentrações de DBO₅, DQO, Sólidos, nitrogênio orgânico, amoniacoal tende a reduzir-se com o tempo devido à quantidade limitada de matéria orgânica disponível no meio. Contudo concentrações de alcalinidade e pH tendem a aumentar isto pode está associado com as fases de degradação anaeróbia.

2.3.3.2 Geração de gases

Segundo Araújo (2011) e Melo (2011) o gás gerado em aterros sanitários deve-se principalmente pelo processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos depositados. Os gases comumente encontrados nos aterros são: Amoniacoal (NH₃),

o dióxido de carbono (CO_2), o monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S), metano (CH_4), nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2), porém os principais são: o metano e o dióxido de carbono.

Segundo Junqueira (2002), a classificação da geração de gases em um aterro segue basicamente cinco fases as quais são denominadas de fase I ou aeróbia, onde a presença do oxigênio favorece o desenvolvimento das bactérias e fungos, este em menor incidência, e ocorre logo em seguida da deposição dos resíduos nos aterros. A fase II ou anaeróbia ácida, caracteriza-se pela redução brusca do pH devido a presença acentuada de ácidos orgânicos e também em função do dióxido de carbono.

A fase III ou metanogênica instável dá-se após um tempo de aterramento dos resíduos em torno de dois anos, e nesta fase ocorre à produção de metano, porém de forma ainda descontínua.

Na fase IV ou metanogênica estável ocorre à produção intensa de metano e dióxido de carbono em uma proporção equivalente de 1:1, isto acontece após uns 10 anos depois do empilhamento.

Já a fase V ou fase de maturação final acontece a bioestabilização da matéria orgânica e também uma pequena produção de metano.

Segundo Melo (2003), deve-se levar em conta que, mesmo a biodegradação dos RSU ocorra em diversas fases, esta se realiza muitas vezes, de forma simultânea.

2.4 Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

A degradação dos resíduos nos aterros ocorre por mecanismos aeróbios e anaeróbios, devido à ação conjunta de diferentes tipos de microrganismos (Figura 12).

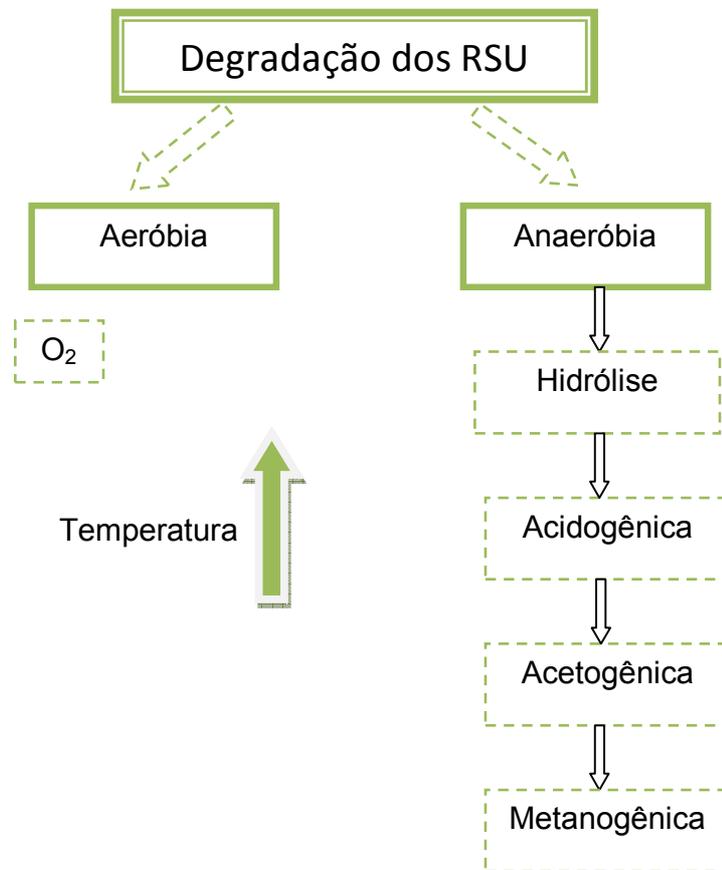


Figura 12: Degradação dos RSU

Fonte: Arquivo pessoal

A decomposição aeróbia é relativamente curta, pois a quantidade de oxigênio presente no meio é limitada. No decorrer dessa fase, ocorre grande liberação de calor. A temperatura do aterro sobe acima daquela encontrada no ambiente. Os lixiviados produzidos nessa fase apresentarão elevadas concentrações de sais de alta solubilidade dissolvidos no líquido resultante (Castilhos Junior *et al.*, 2003).

Após a fase aeróbia surge a fase anaeróbia que se caracteriza por apresentar basicamente quatro etapas diferentes: a hidrólise, acidogênica, acetogênica e a metanogênica.

Na hidrólise, as bactérias são responsáveis pela quebra dos polímeros orgânicos e lipídios, compostos de elevada massa molecular em compostos de menor

massa molecular, ou simplesmente de fácil assimilação como os ácidos graxos, monossacarídeos e aminoácidos.

Na acidogênese, a maioria dos microrganismos fermentativos, anaeróbios estritos e facultativos, fermenta açúcares, aminoácidos e ácidos graxos, resultantes da hidrólise da matéria orgânica complexa, e produzem diversos compostos mais simples, a exemplo de ácidos orgânicos (principalmente acético, propiônico e butírico), alcoóis (etanol), cetonas (acetona), dióxido de carbono e hidrogênio, além de novas células bacterianas. É característica desta fase, apresentar pH ácido ou levemente ácido, altos valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), NTK, ácidos voláteis.

A acetogênese por sua vez, os microrganismos são responsáveis pela oxidação de compostos orgânicos intermediários, como propionato e butirato, em substratos apropriados para os microrganismos metanogênicos (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono). No entanto, a formação de acetato resulta na produção de grande quantidade de H₂, fazendo com que o valor do pH no meio aquoso decresça. Segundo Castilhos Junior *et al.* (2006), os valores baixos de pH favorecem o aparecimento de maus odores, com a liberação de gás sulfídrico (H₂S), amônia (NH₃) e outros gases causadores de maus odores. Nesta fase também pode-se observar elevada carga orgânica vistos através da DQO e DBO.

Na última etapa da degradação anaeróbia dos resíduos sólidos, a fase metanogênica os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica são consumidos pelas arqueas metanogênicas (bactérias estritamente anaeróbias), que são responsáveis pela produção de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). Observa-se o aumento do pH e da alcalinidade na medida em que os ácidos voláteis simples forem consumidos, conseqüentemente baixos valores de DQO, DBO, Sólido voláteis.

Ao final desta etapa a maioria dos compostos orgânicos já foram estabilizados, porém o processo pode durar muitos anos devido à presença de materiais recalcitrantes indicando com isso baixa degradabilidade que pode ser conferido nos valores da relação DQO/DBO. Quanto maior o valor desta relação, isto indica que há maior resistência a biodegradabilidade (CONTRERA, 2008).

2.5 Parâmetros físicos e físico – químicos

O conhecimento de informações sobre as composições dos RSU e como estas se relacionam entre si é fundamental, pois a partir destas informações, podem ser definidas as características técnicas para a elaboração e dimensionamento de projetos, a escolha e a operação dos equipamentos e a análise de reaproveitamento dos mais diversos tipos de material que compõem os resíduos sólidos de uma cidade.

Os parâmetros físicos e físico-químicos tem como objetivo subsidiar a avaliação da degradação dos resíduos sólidos em aterros.

2.5.1 Teor de Umidade

Segundo Chugh *et al.* (1998) e Vavilin *et al.* (2003), o teor de umidade é apontado como um dos fatores críticos que afetam a degradação RSU, devido a influencia que o percentual de água exerce tanto no transporte de microrganismos participantes do processo de degradação da matéria orgânica, quanto ao desenvolvimento do comportamento mecânico dos aterros.

No entanto, uma grande quantidade de água infiltrada pode alterar o equilíbrio da degradação desestabilizando as fases da hidrólise à metanogênese. Além de poder alterar o comportamento mecânico, pelo fato de que a água em quantidades elevadas ela preenche os espaços vazios existentes nas camadas de cobertura tanto pela ineficiência da compressibilidade quanto pelo afastamento natural existente, ao preencher esses espaços vazios a camada de cobertura expande dificultando o recalque, e ao percolar, o líquido entra em contato com a massa de resíduos elevando bruscamente a temperatura, por introduzir quantidades excessivas de oxigênio.

Vários fatores influem no teor de umidade de RSU depositados em aterros como a composição gravimétrica, as condições climáticas da região, procedimentos operacionais de coleta, transporte e disposição final em aterros, presença de lixiviados, sistema de cobertura e a própria umidade gerada a partir da degradação dos resíduos (SILVEIRA, 2004).

A faixa ótima de umidade para a degradação biológica deverá ser entre 20-40%, segundo Palmizano & Barlaz, (1996).

2.5.2 Composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos

O estudo da composição gravimétrica e volumétrica é de extrema importância para um maior detalhamento dos resíduos sólidos, além do mais é uma informação básica para o monitoramento e avaliação de projetos, em virtude das diversas formas de tratamento dos resíduos.

A composição gravimétrica traduz o percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra de resíduo analisada, enquanto a volumétrica permite o conhecimento da quantidade que cada tipo de resíduos ocupa em termos de volume. Segundo Manassero *et al.* (1996) as propriedades dos resíduos sólidos urbanos são de difíceis quantificação por: serem heterogêneos, variar em diferentes localidades, pela dificuldade de obter amostras representativas, a falta de amostradores e procedimentos de ensaios adequados para resíduos, e por suas propriedades mudarem drasticamente com o tempo.

Segundo Melo (2011) é a partir da composição gravimétrica e volumétrica que se tem o panorama do real comportamento físico, físico-químico e microbiológico da massa como um todo ao longo do tempo de monitoramento, esta consiste em uma informação básica para qualquer etapa de gerenciamento, pois influencia muito na compressibilidade e na resistência do aterro, por exemplo, quanto maior a quantidade de matéria biodegradável, maior a compressibilidade e menor a resistência, e ainda possibilita o estudo de aproveitamento das diversas frações dos resíduos para outras finalidades como a compostagem e reciclagem, e com isso aumentar a vida útil dos aterros (SHARHOLY *et al.*,2007).

As características dos resíduos são influenciadas por vários fatores como: número de habitantes, poder aquisitivo, nível educacional, hábitos e costumes da população, condições meteorológicas e sazonais, a industrialização.

2.5.3 Potencial Hidrogeniônico (pH)

É um importante parâmetro de acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos, indicando a evolução da degradação dos resíduos, por indicar a condição ácida (H^+) ou básica de um meio (OH^-).

O pH pode afetar o processo de biodigestão anaeróbia de forma direta, quando interfere nas atividades enzimáticas, ou de forma indireta, quando influencia a toxicidade de alguns compostos alterando o potencial de oxi-redução do meio (EGREJA FILHO, 1996).

Nos processos anaeróbios que contempla as fases de degradação: hidrólise, acidogênica, acetogênica, metanogênica o pH apresenta em cada uma fase com característica peculiares devido a formação das várias substâncias, de caráter ácido ou básico, isto depende das reações formadas ao longo do processo de biodegradação.

Segundo Pohland & Harper (1985), na fase inicial do processo de degradação, o pH é normalmente mais baixo devido à produção de ácidos voláteis pelas bactérias hidrolíticas fermentativas. Com o avanço do processo biológico dos resíduos, os valores de pH vão se elevando em função do consumo dos ácidos voláteis pelas bactérias metanogênicas e pela maior produção de CO_2 , característica desta fase.

Segundo Kjeldsen et.al. (2002) os valores de pH para uma boa degradabilidade se encontra entre 4,5 a 9,0 a depender da atuação específica de cada microrganismo e em cada fase.

2.5.4 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Os ácidos graxos voláteis são formados praticamente nas duas primeiras etapas dos processos anaeróbios: hidrólise e acidogênese.

A determinação e o acompanhamento das concentrações de ácidos voláteis são de extrema importância em processos de digestão ou tratamento anaeróbio, pois acúmulos de ácidos voláteis podem indicar um desequilíbrio do sistema. Além do que, podem acabar consumindo praticamente toda alcalinidade a bicarbonato do sistema, causando queda no valor do pH, com isso inibir a atividade das bactérias metanogênicas, as quais são extremamente sensíveis a mudanças ambientais (CONTRERA, 2008).

Os ácidos voláteis são um dos compostos mais importantes na avaliação da digestão anaeróbia devido à influência de bactérias que hidrolisam o material complexo e o convertem em ácidos de menor peso molecular tais como ácido acético (CH_3COOH), propiônico ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$) e o butírico ($\text{CH}_3(\text{CH}_2)_2\text{COOH}$) que estão misturados a outros elementos importantes (LEITE, 2008). Na tabela 2 apresenta os ácidos voláteis e suas principais características.

Tabela 2: os ácidos voláteis e suas principais características

Ácido	Fórmula química	Massa molar (g/mol)	Densidade (g/cm ³)	Pressão de vapor a 100°C (atm)	Solubilidade em água (g/L)
Metanóico (fórmico)	CH_2O_2	46,03	1,220 (20°C)	0,99	Muito solúvel
Etanóico (acético)	$\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$	60,05	1,045 (25°C)	0,55	Muito solúvel
Propanóico (propiônico)	$\text{C}_3\text{H}_6\text{O}_2$	74,08	0,988 (25°C)	0,24	Muito solúvel
Butanóico (butírico)	$\text{C}_4\text{H}_8\text{O}_2$	88,11	0,953 (25°C)	0,092	Muito solúvel
Isobutanóico (isobutírico)	$\text{C}_4\text{H}_8\text{O}_2$	88,11	0,968 (20°C)	-	Muito solúvel
Pentanóico (valérico)	$\text{C}_5\text{H}_{10}\text{O}_2$	102,13	0,934 (25°C)	0,037	25 ^(20°C)
Isopentanóico (isovalérico)	$\text{C}_5\text{H}_{10}\text{O}_2$	102,13	0,931 (20°C)	-	43 ^(20°C)
Hexanóico (capróico)	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_2$	116,16	0,921 (25°C)	0,014	9,67 ^(20°C)

Fonte: SAWYER *et al.* (2003)

As concentrações de ácidos voláteis podem variar de acordo com a idade do aterro. Os resíduos de aterros “jovens” costumam apresentar elevadas concentrações de AVT, porém a concentração desses ácidos pode ser muito baixa ou mesmo até inexistir em resíduos de aterros mais velhos (CONTRERA, 2008).

2.5.5 Alcalinidade

Na digestão anaeróbia de resíduos, a alcalinidade é de extrema importância para a manutenção do equilíbrio dos diversos processos envolvidos na degradação destes materiais.

A alcalinidade tem como objetivo restringir variações bruscas do pH, devido a capacidade que este parâmetro apresenta em se manifestar de forma direta sobre a atividade enzimática ou, ainda, afetar indiretamente a toxicidade do meio.

Vale lembrar que segundo Chernicharo (1997), a alcalinidade e o pH estão ligados entre si, mas não são sinônimos e sim que o sistema tem elevada concentrações de espécies alcalinas e, que em função disso tem resistência a queda de pH.

Segundo METCALF & EDDY (2003) a alcalinidade é resultado da presença de hidróxicos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-) e compostos nitrogenados. Outros componentes que contribuem com a alcalinidade são os boratos, silicatos, fosfatos e ácidos fracos.

Segundo Contrera (2008) afirma que no caso específico de resíduos de aterros sanitários, a alcalinidade total está intimamente ligada às concentrações de N-amoniacal, pois nos lixiviados a amônia aparece predominantemente na forma de bicarbonato de amônio.

2.5.6 Cloretos

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

Segundo Junqueira (2002), é um dos melhores indicadores da contaminação por lixiviado, pois os cloretos são os primeiros compostos a serem identificados permitindo com isso que ações sejam tomadas no sentido de conter a contaminação a partir da fonte.

É de grande importância o acompanhamento das concentrações de cloretos produzidos em aterros sanitários, devido à relação existente deste parâmetro com a grande utilização de ser um “traçador natural”, principalmente por que o íon cloro é

medido facilmente, não é normalmente absorvido pelo solo e sua quantidade não é alterada em função dos processos biológicos, e essa variável não possui efeito tóxico e também não há efeitos adversos à saúde humana (JUNQUEIRA, 2000).

2.5.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) refere-se à quantidade de oxigênio consumido num processo de degradação química da matéria orgânica dissolvida, presente na massa de resíduos seja ela biodegradável ou não (ALCÂNTARA, 2007).

Este parâmetro baseia-se no fato de que toda matéria orgânica, com poucas exceções, pode ser oxidada através da ação de um forte agente oxidante sob condições ácidas a elevadas temperaturas.

Os valores de DQO são quase sempre maiores que os valores de DBO₅, devido à existência de compostos orgânicos resistentes à degradação biológica, e essa diferença tende a tornar-se cada vez maior quando se tem quantidades significativas de matéria orgânica resistente à oxidação biológica (CONTRERA, 2008).

A análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) segundo Lima (2004) pode ser definida como a quantidade de oxigênio requerida durante o processo de estabilização da matéria orgânica pela ação de microrganismos.

A DBO₅ e DQO em resíduos de aterros podem variar de acordo com o tempo de disposição, ou seja, a matéria orgânica descrese quanto maior for o tempo de disposição (ZIYANG *et al.*, 2009).

A maior vantagem da análise de DQO é o curto período de tempo requerido para sua avaliação, pois enquanto para obtenção do valor da DBO são necessários pelo menos 5 dias, a DQO pode ser obtida em aproximadamente 3 horas.

A relação DBO₅/DQO é um parâmetro importante, pois retrata a biodegradabilidade da matéria orgânica presente na massa de RSU, que varia com a idade do aterro. Inicialmente, as razões são maiores ou iguais a 0,5, e razões na faixa de 0,4 a 0,6 indicam matéria orgânica de fácil biodegradação. Em aterros sanitários tidos como velho, a razão DBO₅/DQO pode-se encontrar na faixa de 0,05 a 0,2. Essa razão cai, porque os resíduos aterrados contêm praticamente ácidos húmicos e fúlvicos,

que não são facilmente biodegradáveis ao contrário dos ácidos voláteis (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

2.5.8 Teor de Sólidos Voláteis

Segundo Lima (2004) a fração de matéria que se volatiliza no processo é definida como Sólidos Voláteis.

Este parâmetro consiste em importante indicador da degradabilidade dos RSU ao longo de toda a decomposição dos resíduos, é por meio deste que é determinada a quantidade de matéria orgânica através da porcentagem do teor de cinzas. A presença de grandes quantidades de matéria orgânica implica em um alto percentual de Sólidos Voláteis (SV) e pequenas quantidades implicam em uma porcentagem menor e que os resíduos já estão sendo estabilizado.

Os sólidos voláteis também são importantes na avaliação das alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas da massa de resíduos depositada no aterro (LEITE, 2008).

De acordo com Monteiro (2003) os sólidos voláteis presentes na fração líquida resultante do processo de decomposição, representam a parcela facilmente degradável, ou seja, os primeiros resultados da atividade microbiana.

Mendes (2009) diz que conhecer o teor aproximado da matéria orgânica presente em um aterro de resíduos sólidos é de fundamental importância para o acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos.

2.5.9 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal

Nos últimos anos, o ciclo do nitrogênio tem recebido muita atenção em função do seu significado ambiental. O nitrogênio é um componente essencial nos processos vitais dos microrganismos (FIGURA, 13). No ambiente, as principais fontes de nitrogênio são de origem vegetal e animal, visto que compostos desse elemento são liberados como subprodutos das funções orgânicas e da decomposição dos microrganismos (LOPES *et al.* 2009).

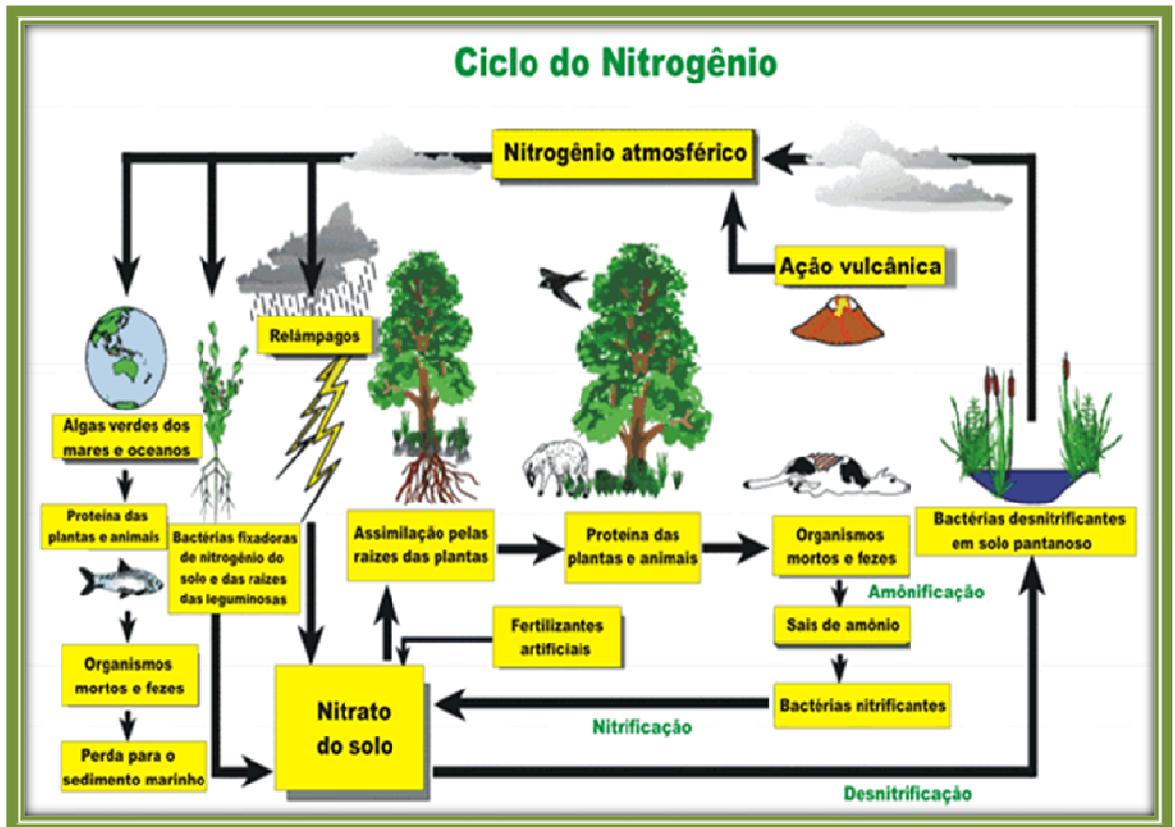


Figura 13: Ciclo do Nitrogênio

Fonte: Ciências, 2011

Segundo Sedlak (1991), o nitrogênio pode ser encontrado em diversas formas no ambiente, devido aos estados de oxidação que podem assumir, como: nitrogênio na forma molecular (N_2), que normalmente escapa para a atmosfera; nitrogênio orgânico que surge pela presença de proteínas e que pode estar dissolvido ou em suspensão; nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da uréia no meio (NH_4^+ / NH_3); nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). A Tabela 3 apresenta os vários termos das espécies de nitrogênio.

Tabela 3: definições das formas do nitrogênio

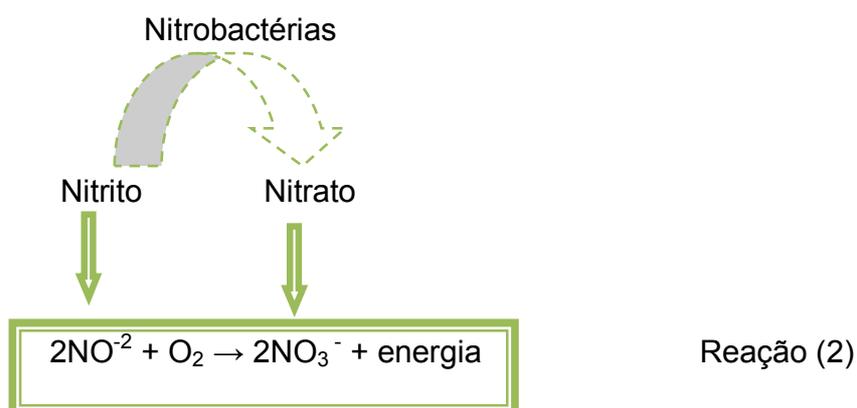
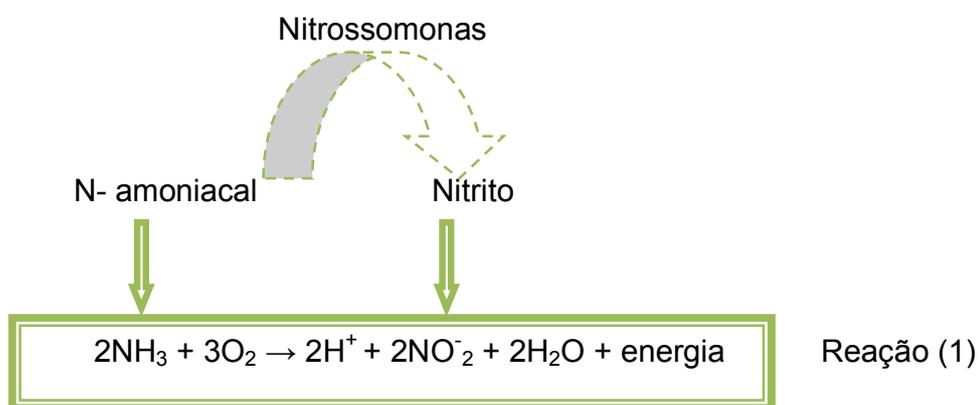
Forma do Nitrogênio	Abreviatura	Definição
Gás amônia, ou amônia livre	NH ₃	NH ₃
Íon amônio	NH ₄ ⁺	NH ₄ ⁺
Nitrogênio amoniacal	N-Amoniacal	NH ₃ + NH ₄ ⁺
Nitrito	NO ₂ ⁻	NO ₂ ⁻
Nitrato	NO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻
Nitrogênio orgânico	N-org	NTK - (NH ₃ + NH ₄ ⁺)
Nitrogênio total kjeldahl	NTK	(NH ₃ + NH ₄ ⁺) + N- org
Nitrogênio total	N total	(NH ₃ + NH ₄ ⁺) + NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻

Fonte: Metcalf & Eddy (2003)

Em aterros sanitários as concentrações de nitrogênio estão diretamente relacionadas aos percentuais de matéria orgânica presentes nos resíduos sólidos, nesta técnica de disposição final a forma predominante de nitrogênio é o nitrogênio orgânico e N-amoniacal, na forma de bicarbonato de amônio e N-amônia livre, devido às condições anaeróbias da decomposição da massa de resíduos (FLECK 2003). O bicarbonato de amônio se forma no interior do aterro 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 e o dióxido de carbono que também resultante da decomposição da matéria orgânica (CONTRERA, 2008).

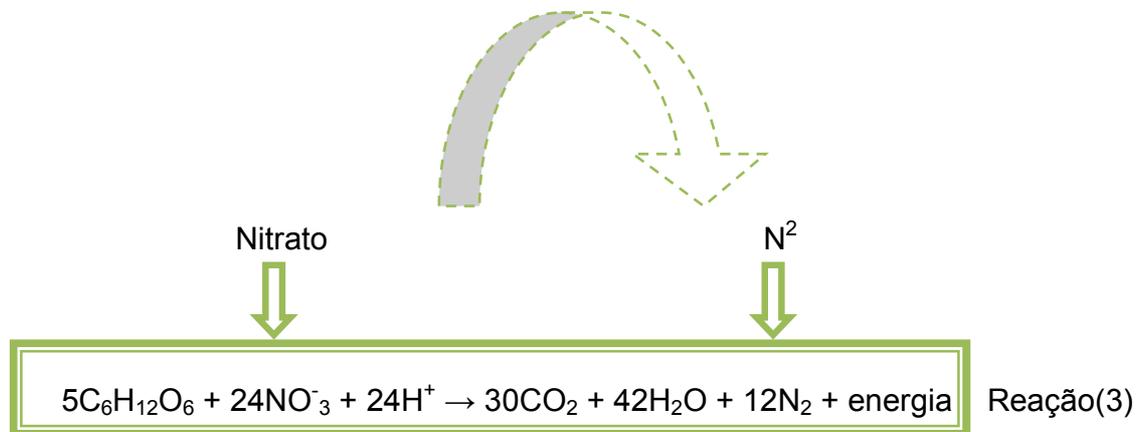
Além do nitrogênio amoniacal e orgânico o processo biológico ainda contempla a nitrificação e a desnitrificação. O processo de nitrificação consiste na oxidação do nitrogênio amoniacal até nitrato (seu estado mais oxidado). O processo se realiza em duas etapas, onde na primeira o nitrogênio amoniacal é oxidado até nitrito (NO₂⁻), conforme Reação (1), e em seguida a nitrato (NO₃⁻), segundo Reação (2), estas que

ocorrem na presença de oxigênio dissolvido e são realizadas por grupos específicos de bactérias.



Por sua vez, a desnitrificação é a redução biológica do nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) para nitrogênio molecular (N_2), que é facilmente perdido para a atmosfera (Reação 3) esta reação ocorre sob condições anaeróbias e uma fonte externa de carbono (WISZNIOWSKI *et al.* 2006).

Bactérias desnitrificantes



O nitrogênio total Kjeldahl (NTK) corresponde à soma das concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, mas pode ser utilizado como substituto bastante prático da concentração de nitrogênio total dos resíduos sólidos presentes em aterros sanitários. Lembrando que o nitrogênio total engloba além, do nitrogênio amoniacal e orgânico, o nitrito e nitrato, e outras eventuais formas oxidadas. Entretanto, formas oxidadas só ocorrem em concentrações muito baixa, devido às condições anaeróbias do aterro (FERREIRA, 2010). Segundo Catapreta (2008) a concentração de NTK pode variar entre 80 e 3100 mg/l de N.

O nitrogênio amoniacal existe em solução aquosa tanto como íon amônio (NH_4^+) como amônia (NH_3^-) a depender do pH da solução, de acordo com a reação 4 de equilíbrio a seguir:



O equilíbrio tende à esquerda quando o pH apresentarem valores acima de 7, favorecendo a forma da amônia livre (NH_3^-), para pH inferior a 7 o equilíbrio tende a direita favorecendo a predominância do íon amônio (NH_4^+) (Metcalf e Eddy, 2003).

O nitrogênio amoniacal em altas concentrações pode ocasionar vários problemas, como inibir o desenvolvimento metabólico de diversos grupos de bactérias que atuam no processo de degradação, porém a sua toxicidade é dependente tanto da

concentração do nitrogênio amoniacal quanto do pH. A amônia na forma livre (NH_3^-) é mais tóxica que o íon amônio (NH_4^+) (JUNQUEIRA, 2000).

Segundo Kjeldsen *et al.* (2002), a concentração de amônia pode variar entre 50 mg/l e 2.200 mg/l de N.

2.6 Tratamento estatístico

2.6.1 Estatística

Os resultados das análises físico-químicas realizadas a partir do monitoramento dos RSU foram tabulados para possibilitar a execução da análise estatística.

A análise estatística tem por objetivo, obter, organizar e analisar dados no intuito de apresentá-los, explicá-los e correlacioná-lo, por sua vez, a estatística procura modelar a aleatoriedade e a incerteza de forma a estimar ou possibilitar a previsão de ocorrência conforme for o objetivo (GUEDES, 2011).

Segundo Costa neto (1978) a estatística se divide em três áreas distintas (Figura, 14):

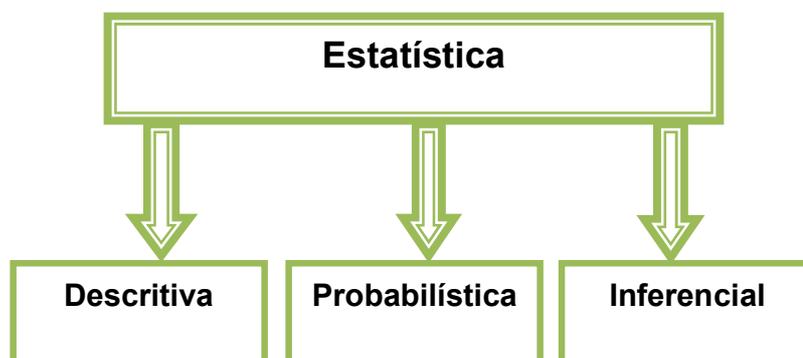


Figura 14: Divisão da estatística

Fonte: GUEDES, 2011

- ✓ A estatística descritiva dá a idéia do comportamento global, da forma de distribuição assumida pelas variáveis experimentais, organizando e descrevendo os dados por meio de tabelas, gráficos de medidas

descritivas, ou seja, é a parte que procura descrever e avaliar certo grupo, sem tirar conclusões ou inferência sobre um grupo maior (PAIVA, 2009).

- ✓ A probabilística ajusta os valores experimentais a modelos probabilísticos conhecidos;
- ✓ Inferencial preocupa-se com a análise dos dados e veracidade desse comportamento com um nível de confiança desejado, no geral admite-se 95% (ARAÚJO, 2011).

Outro estudo estatístico que será realizado envolve a análise multivariada em componentes principais para a verificação do grau de influência de cada variável no estudo do comportamento dos resíduos dispostos em biorreatores e em escala real.

2.6.1.1 Estatística Descritiva

A estatística descritiva tem como objetivo básico sintetizar uma série de valores de mesma natureza, permitindo dessa forma que se tenha uma visão global da variação desses valores, utilizando-se gráficos preliminares por meio do histograma de frequência relativa e polígono de frequência. Podem-se também eliminar valores extremos nos dados amostrais pelo uso do intervalo inter-quartil, já que provavelmente irão conter alguns erros associados em seus valores numéricos que serão de origem experimental ou de observação (GUEDES, 2011).

Como as amostras experimentais apresentam erros, a estatística descritiva auxilia nas observações preliminares quanto a medidas de tendência central, de dispersão e medidas de forma. Estas análises fornecem uma maior confiabilidade aos dados coletados e indicam uma tendência inicial do comportamento dos parâmetros observados.

2.6.2 Estatística Multivariada

A estatística multivariada é um conjunto de métodos estatísticos responsável pela análise simultânea de medidas múltiplas para cada indivíduo ou objeto em análise, tendo como objetivo a redução dos dados, ordenando-os, agrupando-os e investigando a dependência das variáveis (SANTOS, 2004).

A estatística multivariada engloba a Análise de Componentes Principais (ACP) que segundo Paiva (2009) essa análise consiste em transformar um conjunto original de variáveis em outro conjunto com dimensão equivalente, porém com a mesma importância.

A ACP analisa quais as variáveis que explicam a maior parte da variabilidade total dos dados, reduzindo, reunindo, simplificando e investigando a relação existente entre as variáveis (SILVA, 2009).

É de grande importância a utilização desta ferramenta, por examinar as correlações entre as possíveis variáveis, reduzir a quantidade de conjuntos avaliados, examinar e promover o agrupamento de indivíduos, usarem técnicas de agrupamento entre outros.

2.6.3 Matriz de correlações

As matrizes de correlação possibilitam encontrar distintas correlações entre diferentes parâmetros.

As correlações são positivas quando os valores de uma variável aumentam à medida que também aumentam os valores de uma segunda variável, porém se os valores de uma variável aumentam à proporção que diminuem os valores da outra, a correlação é negativa (CATAPRETA, 2008).

Segundo Dancey e Reidy (2006) a correlação pode variar entre -1,0 e 1,0 no qual estes autores consideram uma correlação negativa quando apresentarem o valor -1,0 e uma correlação positiva quando assumirem o valor 1,0. Correlações entre 0,10 e 0,30 podem ser consideradas fracas, entre 0,40 e 0,60 consideradas moderadas, e entre 0,70 e 1,0 podem ser analisadas como forte.

2.6.4 Teste da normalidade e Análises dos Componentes Principais (ACP)

Anterior a esta análise fez-se necessário a realização do teste de normalidade que é empregado para verificar a distribuição normal dos dados. Este teste tem como objetivo direcionar a pesquisador que teste pode ser usado na pesquisa se um teste paramétrico, quando segue uma distribuição normal, e não paramétrico, quando não apresenta distribuição normal (RODRIGUES, 2008).

Dentre os mais variados testes de normalidade o Kolmogorov–Smirnov é o mais utilizado. Este teste compara a distribuição real dos dados (amostra) com uma distribuição normal gerada por uma média e um desvio padrão dos dados obtidos na pesquisa. Neste teste, adota-se a hipótese nula indicando a normalidade dos dados se $p\text{-valor} > \alpha$ (nível de significância). No entanto, se $p\text{-valor} < \alpha$ rejeita-se a hipótese nula, uma vez que os dados não seguem uma distribuição normal.

Já a Análise dos Componentes Principais (ACP) tem o objetivo de obter um pequeno número de combinações lineares (componentes principais) de um conjunto de variáveis, que retenham o máximo possível da informação contida nas variáveis originais. O processamento da análise da ACP pode ser dado através da construção da matriz de correlação.

CAPÍTULO 3- MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa foi desenvolvida a partir do projeto de construção, instrumentação, enchimento e monitoramento de um biorreator de resíduos sólidos urbanos. Este biorreator em escala reduzida, conforme pode ser observados na Figura 15 tem a finalidade de simular as diferentes condições operacionais de um aterro sanitário.



Figura 15: Biorreator monitorado na cidade de Campina Grande

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

Este trabalho foi desenvolvido nas dependências físicas da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) em parceria com o laboratório da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES) e das Universidades Estadual da Paraíba (UEPB) e Federal de Pernambuco (UFPE).

As amostras de resíduos foram coletadas na UFCG, pelo grupo de pesquisa de Geotecnia Ambiental (GGA), e em seguida levadas devidamente acondicionadas, segundo a norma da ABNT 10007, para a EXTRABES que está localizado em um terreno pertencente à CAGEPA – Companhia de Água e Esgoto da Paraíba na cidade de Campina Grande- PB.

3.1 Construção do biorreator

O biorreator foi construído no intuito de conhecer melhor o funcionamento de aterros de resíduos sólidos, por representar uma técnica bastante interessante, pois permitem obter parâmetros para projetos, dimensionamento, construção e monitoramento de aterros contribuindo assim para uma melhor compreensão do metabolismo de degradação dos produtos orgânicos (ALCÂNTARA, 2007).

Além do mais, pesquisas desenvolvidas em biorreatores envolvem a busca de alternativas tecnológicas que poderão ser adaptadas não só para grandes aterros, mas também para aterros de pequeno porte, os quais devem ser projetados com base em tecnologias que associem baixo custo, simplicidade operacional, flexibilidade necessária a compatibilizar o projeto, o monitoramento, as potencialidades locais e os requisitos ambientais exigidos pela legislação (LEITE, 2008).

Construído em alvenaria de tijolo manual nas dimensões de 2,0m de diâmetro interno e 3,0m de altura possuindo volume total aproximado de 9m³, possui ao longo de sua altura três orifícios que permitem a coleta dos resíduos, em diferentes níveis de profundidade denominados superior, intermediário e inferior.

Este biorreator apresenta formato cilíndrico e seção transversal circular para facilitar a distribuição e compactação dos resíduos em seu interior uniformizando a distribuição das pressões laterais internas, evitando caminhos preferenciais do lixiviado. Conta ainda com um sistema de impermeabilização de base e cobertura além de um sistema de drenagem de líquidos e gases, medidores nível de líquidos através de um piezômetro, medidores de recalque superficiais e em profundidade e medidores de temperatura através de termopares ao longo das camadas de resíduos, esta instrumentação pode ser observada através do croqui do biorreator na Figura 16.

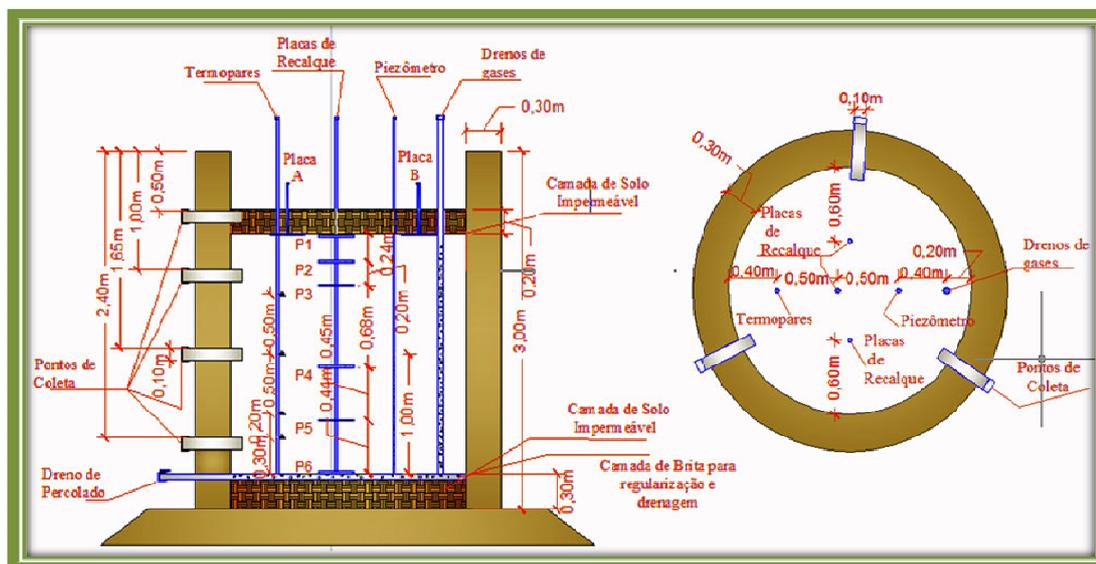


Figura 16: Desenho esquemático do biorreator

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

3.2 Sistemas de impermeabilização de base e cobertura

A impermeabilização de base e cobertura é de grande importância na construção do aterro, suas corretas execuções, somadas a uma boa seleção do solo concorrem para um projeto que dificilmente causará quaisquer impactos ambientais.

O objetivo da impermeabilização é minimizar os efeitos negativos para o projeto tais como: a infiltração do lixiviado gerado, os impactos visuais, a proliferação de vetores e odores desagradáveis gerados pela presença dos resíduos descobertos como também dificultar a entrada de água no sistema anaeróbio, diminuindo com isso a taxa de formação de lixiviado.

A impermeabilização do biorreator foi reproduzida através de camada de solo com características que foram criteriosamente analisadas no Laboratório de Solos da UFCG como:

- ✓ espessura da camada;
- ✓ granulometria do solo;
- ✓ baixa permeabilidade do solo;
- ✓ baixo índice de vazios;

- ✓ condutividade hidráulica;

Para a execução da camada de base e cobertura, utilizou-se o método Speedy, que consiste em identificar a umidade do solo, em seguida foi calculada a quantidade de água que é necessária utilizar com o objetivo de atingir a umidade ótima do solo. Diante destas características a impermeabilização ocorreu em duas etapas como podem ser observadas na Figura 17 (a) e (b). A primeira, impermeabilização de base, que ocorre antes mesmo da colocação dos resíduos utilizou 25 cm de solo, e a segunda etapa acontece ao término do preenchimento dos resíduos sólidos no biorreator 20 cm.

O sistema de drenagem de base foi confeccionado por um tubo de PVC de 25 mm de diâmetro perfurado, o qual atravessa o biorreator apoiado diretamente sobre a camada de solo e uma camada de brita com aproximadamente 0,10cm de altura, com saída lateral controlada por um registro. No intuito de facilitar o sistema de drenagem de base foi executada com uma inclinação de (0,5%) para o centro do biorreator.



Figura 17 (a) e (b): Camada de base e cobertura respectivamente

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

3.3 Instrumentação do biorreator

A instrumentação tem a finalidade de auxiliar no monitoramento, já que é através destes instrumentos aliado as análises, que podem ser observados o comportamento da degradação no interior do biorreator.

A instrumentação conta com os seguintes elementos:

Medidores de recalque superficial e em profundidade: são constituídos de placas no formato circular com diâmetro aproximadamente de 150 mm. Estes medidores têm o objetivo de avaliar o recalque ocorrido na superfície e ao longo da profundidade no biorreator, estas placas foram confeccionadas em aço galvanizado, como apresentada, em destaque pelas setas, respectivamente, na Figura 18 (a) e (b).



Figura 18 (a) e (b): Placas de recalque

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

Piezômetro: são utilizados no monitoramento dos níveis de líquidos gerados. Foram confeccionados em tubos de PVC de 25 mm, perfurados ao longo de sua altura e envolvido com uma tela de nylon para protegê-lo de obstrução devido à decomposição dos resíduos. O nível de lixiviado é medido através de um sensor de nível de água (Figura 19).



Figura 19: Piezômetro

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

Termopares: constituídos de um par de metais de cobre e cromo unidos em uma ponta sensível à temperatura os termopares são utilizados para monitorar as temperaturas no interior da massa de resíduos. Foram utilizados quatro termopares do tipo K os quais são conectados ao termômetro elétrico, conforme apresentado na Figura 20 (a) e (b). A distribuição destes termopares foi dada a cada 0,5m de profundidade.



Figura 20: (a) Termopares do tipo K e (b) termômetro elétrico

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

Tubo para drenagem de gases: assim como o piezômetro o tubo para drenagem de gás também foi confeccionado em tubo de PVC com 40 mm de diâmetro e envolvido com uma tela de nylon devido ao mesmo motivo já acima citado. Este tubo foi instalado no centro do biorreator conforme Figura 21.



Figura 21: Tubo de drenagem de gás

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

Pontos de coleta dos resíduos sólidos urbanos depositados no biorreator:
Foram instalados nove pontos de coleta, sendo três para cada camada estudada, com abertura lateral e confeccionados em tubos de PVC com diâmetro de 100 mm (Figura 22).



Figura 22: Pontos de coleta das amostras
Fonte: Dados da pesquisa, 2009

3.4 Etapas realizadas para o preenchimento do biorreator

As etapas que foram realizadas para o preenchimento do biorreator estão apresentadas na Figura 23.

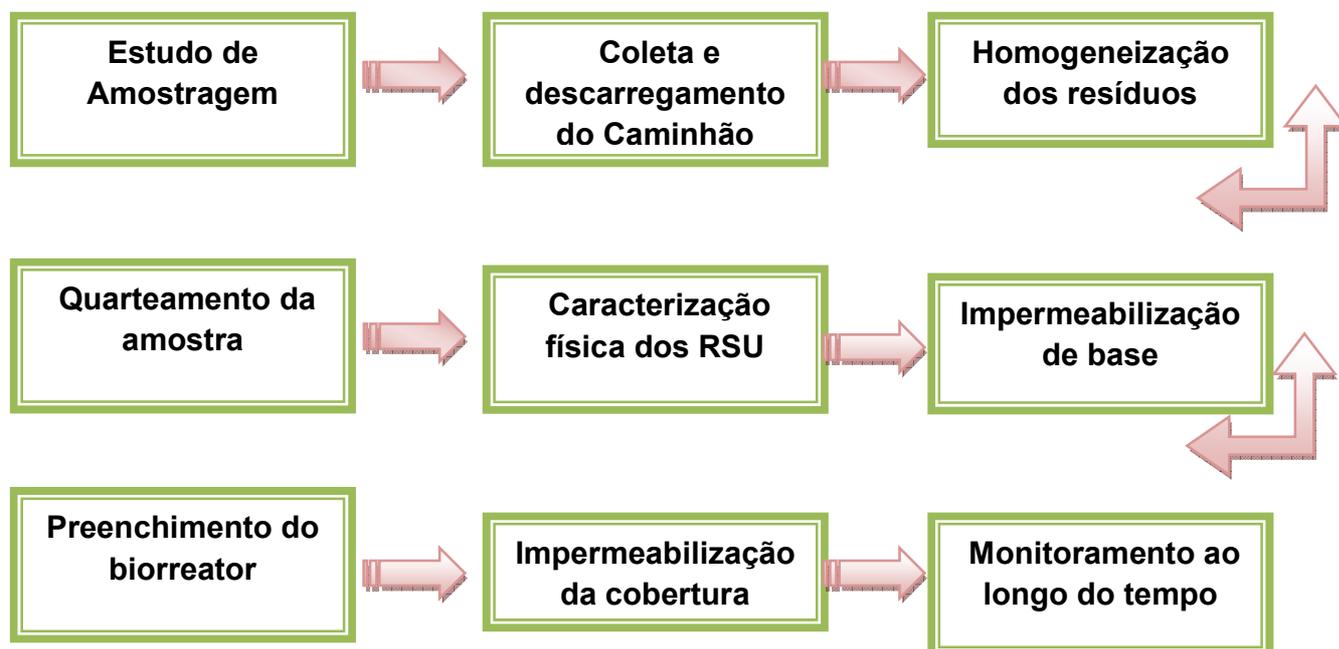


Figura 23: Etapas do enchimento
 Fonte: Arquivo Pessoal, 2011

3.4.1 Estudo de amostragem e coleta dos resíduos

O plano de amostragem foi realizado segundo o procedimento recomendado pela norma NBR 10007 (ABNT, 2004) - Amostragem de Resíduos, este plano foi realizado visando obter uma amostra representativa dos resíduos da cidade de Campina Grande, e para isso contou-se com o apoio da Prefeitura Municipal de Campina Grande (PMCG) que delimitou a rota utilizada nesta pesquisa seguindo critérios de condição social.

Foram escolhidos, a partir de uma rota pré – estabelecida, três bairros (Mirante, Catolé e Argemiro Figueiredo) que segundo a PMCG são classificados como classe alta, média e baixa respectivamente (Figura 24).

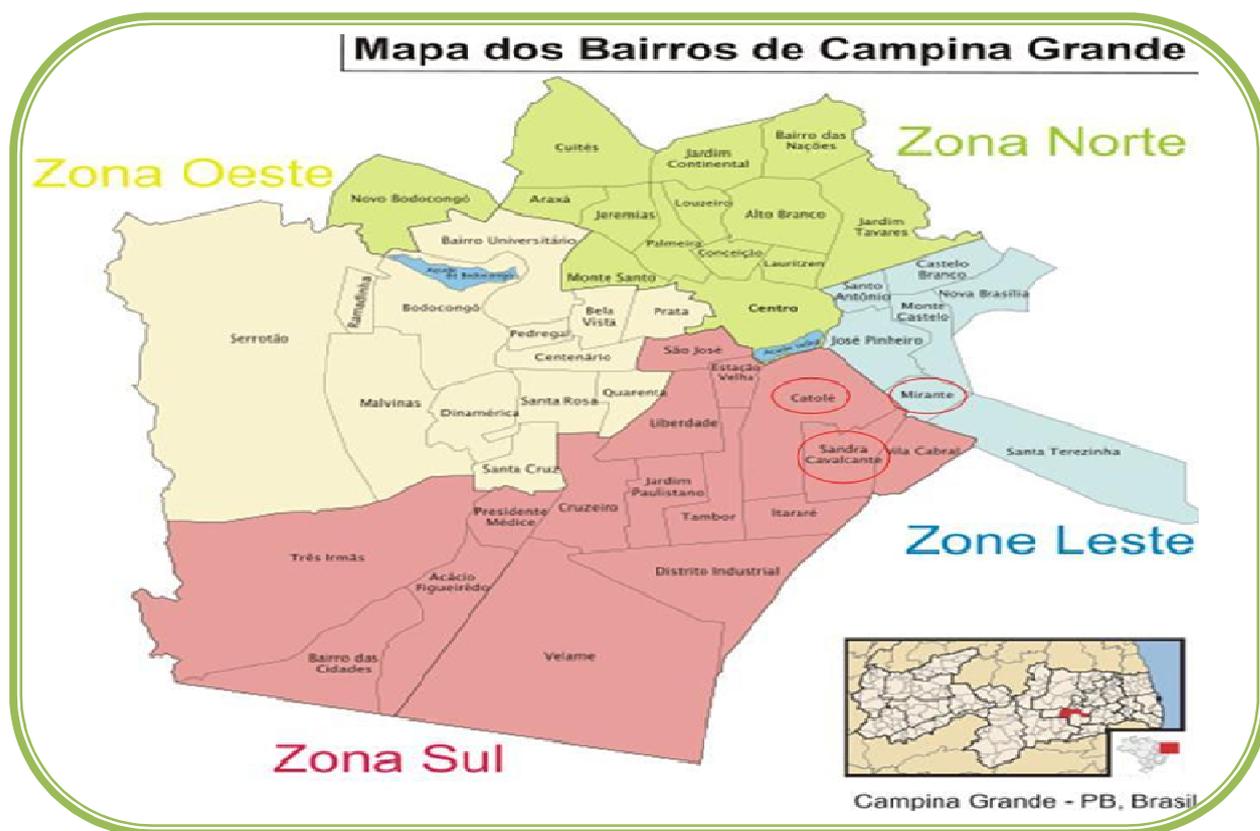


Figura 24: Mapa de Campina Grande – PB com destaque para os três bairros escolhidos
Fonte: Secretaria de Planejamento de Campina Grande, 2007

Em seguida foi realizada a coleta dos resíduos destes três bairros, através de um caminhão compactador com capacidade de 9 ton, após o término da coleta os resíduos foram dispostos na área de amostragem localizado ao lado do biorreator na UFCG.

Após o descarregamento, os resíduos foram homogeneizados com auxílio de uma enchedeira, formando uma única pilha e em seguida foram quarteados, conforme pode ser observados através da Figura 25 (a), (b), (c) e (d). Deste quarteamento foram descartadas duas pilhas localizadas em posição diametralmente oposta e as outras duas foram homogeneizadas novamente, formando uma única pilha resultante, desta foram retirados amostras para a caracterização física dos RSU.



Figura 25 (a), (b), (c) e (d): Descarregamento, Homogeneização, formação da pilha e quarteamento das amostras de resíduos, respectivamente
Fonte: Arquivo pessoal, 2009

3.4.2 Caracterização física dos resíduos

A caracterização física dos resíduos engloba os estudos de massa específica aparente solta e compactada, teor de umidade e composição gravimétrica e volumétrica.

3.4.2.1 Massa específica aparente solta e compactada

A massa específica é definida como a massa do material por unidade de volume. Quando se refere à massa específica, devem-se citar as condições em que a massa está associada, considerando a variação existente entre seu grau de compactação (JUNQUEIRA, 2000).

Os valores de compactação dependem de uma série de fatores tais como heterogeneidade dos resíduos, equipamentos utilizados, teor de umidade, grau de saturação entre outros fatores.

A massa específica aparente solta foi determinada a partir da pesagem dos recipientes de aproximadamente 65 litros preenchidos com os resíduos, para formar a pilha a fim de caracterizá-los fisicamente (composição gravimétrica e volumétrica). Os resíduos foram colocados nos recipientes com auxílio de uma pá manual, sem compactação, até a borda do recipiente. A pesagem foi realizada por meio de uma balança manual da marca Welmy/ Modelo R-100, com capacidade máxima de 150 Kg (Figura 26). Para a determinação da massa aparente compactada utilizou-se o mesmo procedimento, porém os resíduos sofreram compactação estática através de um soquete manual confeccionados em concreto, após o enchimento dos recipientes. Este procedimento foi realizado seguindo as recomendações de D' Almeida & Vilhena (2000) e CETESB (1990) com adaptações de Leite (2008).



Figura 26: Determinação da massa específica solta dos RSU

Fonte: Arquivo da pesquisa, 2009

A massa específica solta foi calculada a partir da relação de massa e o seu volume, como pode ser observadas na Equação 1.

$$\rho_s = \frac{M - M_r}{V}$$

Equação (1)

Em que: ρ_s : massa específica aparente solta (kg/m^3);

M: massa de resíduos (kg);

M_r : massa do recipiente (kg);

V: volume do recipiente (m^3).

A massa específica compactada também foi calculada a partir da relação de massa e o seu volume, como pode ser observadas na Equação 2.

$$\rho_c = \frac{M - M_r}{V}$$

Equação (2)

Em que: ρ_c : massa específica aparente compactada (kg/m^3);

M: massa de resíduos (kg);

M_r : massa do recipiente (kg);

V: volume do recipiente (m^3).

3.4.2.2 Teor de umidade

O teor de umidade foi determinado a partir da metodologia de Manassero *et.al.*(1996), a qual é a mais utilizada em se tratando de umidade de resíduos sólidos.

Uma quantidade representativa de resíduos foi pesada em uma balança digital, em cápsulas de porcelana, e em seguida levadas a estufa a uma temperatura de 65°C por 24 horas (Figura 27). Passado este tempo as amostras foram retiradas e resfriadas em um dessecador após o seu resfriamento estas foram então pesadas novamente.

Assim a o teor de água contido nas amostras foi dada pelo peso perdido durante o processo. Realizado todo o procedimento, pode-se então calcular o teor de umidade de cada amostra pela Equação 3.

$$w = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100$$

Equação (3)

Em que: w = Teor de Umidade (%);

P_i = peso inicial (g);

P_f = peso final (g).



Figura 27: Determinação do teor de umidade

Fonte: Arquivo da pesquisa, 2009

3.4.2.3 Composição gravimétrica dos resíduos

A composição gravimétrica para este estudo foi baseada na metodologia de Lipor (2000) com adaptações de Leite (2008) e Pereira *et.al.*(2010).

Para a determinação da composição gravimétrica foram utilizados recipientes de aproximadamente 65 Litros e preenchidos com resíduos retirados da pilha, resultando em aproximadamente 160 Kg (Figura 28). Este material foi pesado e em seguida disposto em um local coberto com lona plástica para a realização da triagem do material. A classificação destes resíduos foi realizada segundo a metodologia de Lipor (2000), que os classifica de acordo com as seguintes categorias: papel, papelão, plástico, metal, vidro, compósitos, têxteis sanitários, matéria orgânica e outros.

Em seguida foram realizadas as devidas medições do peso dos RSU separados por categoria e anotados em planilhas, para esta etapa foram utilizados recipientes devidamente etiquetados e tarados.

Para determinar o percentual de cada componente presente nos resíduos através da determinação da massa destes em relação à massa total utilizou-se da Equação 4.



Figura 28: Determinação da composição gravimétrica

Fonte: Arquivo da pesquisa, 2009

$$CF = \frac{P_{FS}}{P_T}$$

Equação (4)

Em que :CF = Composição Física (%);

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

T_f = peso total dos resíduos a serem segregados (Kg).

3.4.2.4 Composição volumétrica dos resíduos

O estudo da composição volumétrica foi baseado na metodologia de Catapreta & Simões (2008) e Mariano *et. al.* (2007). Este procedimento foi realizado logo em seguida a caracterização gravimétrica, no qual, após a pesagem dos resíduos mediu-se o volume.

Os recipientes utilizados neste procedimento foram em forma de cone (Figura 29), no qual o diâmetro variou de acordo com a altura do recipiente.

De posse das medidas do diâmetro (base do recipiente) passou-se a medir a altura e o diâmetro maior com auxílio de régua e trena métrica. O volume dos resíduos soltos foram obtidos por meio da Equação 5.

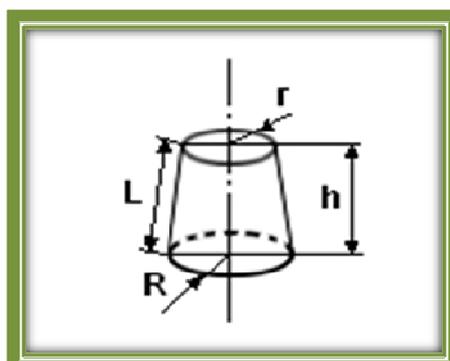


Figura 29: Esquema do recipiente utilizado para a realização da composição volumétrica

Fonte: Pereira *et al.*, 2010

$$V = \frac{\pi h(R^2 + Rr + r^2)}{3}$$

Equação (5)

Em que: V: volume dos resíduos soltos

h: altura encontrada;

R: raio maior e

r: raio menor.

Em seguida os resíduos foram compactados estaticamente com um soquete manual (Figura 30), confeccionados em concreto de acordo com os recipientes utilizados, após a compactação mediu-se a altura e o diâmetro e obteve-se o volume dos resíduos compactados.



Figura 30: Realização da composição volumétrica

Fonte: Arquivo da pesquisa, 2009

3.5 Enchimento do biorreator

O preenchimento do biorreator foi iniciado com a compactação, com um soquete manual, da camada de base e em seguida colocou-se uma camada de brita com o objetivo de auxiliar na drenagem dos líquidos lixiviados.

Após este procedimento, os resíduos resultantes do processo de homogeneização e quarteamento da rota selecionada para este estudo, foram colocados em baldes de 50 Litros, pesados e lançados no biorreator com auxílio de uma retroescavadeira hidráulica, em seguida foi feita a compactação manual através da aplicação de golpes de um soquete manual distribuídos uniformemente em toda área superficial (Figura 31). Este procedimento foi realizado diversas vezes até o preenchimento total do biorreator.

Concluída a compactação dos resíduos até a cota pré-estabelecida foi executada a camada de cobertura, que seguiu os mesmos procedimentos para a camada de base, lembrando que a camada de base utilizou-se 25 cm de solo enquanto a camada de cobertura 20 cm.



Figura 31: Preenchimento do biorreator

Fonte: Arquivo da pesquisa, 2009

3.6 Monitoramento do biorreator

Após o preenchimento do biorreator, iniciou-se a fase de monitoramento a qual tem o objetivo de analisar a evolução temporal do processo de degradação dos resíduos como também aspectos mecânicos e geotécnicos. Estes dados foram obtidos através da instrumentação inserida no biorreator e das coletas de amostras sólidas realizadas para a determinação de parâmetros físicos e físico-químicos.

3.6.1 Coleta das amostras sólidas

As amostras de RSU foram coletadas, mensalmente, no biorreator através das aberturas laterais com auxílio de um amostrador helicoidal confeccionado para esta finalidade (Figura 32). De cada nível de profundidade (superior, intermediário e inferior) foram coletados aproximadamente 600g de resíduos. Em seguida estas amostras foram armazenadas de acordo com ABNT (2004), e transportadas diretamente para o laboratório do Núcleo de Pesquisa da Universidade Federal de Campina Grande e Universidade Estadual da Paraíba – UEPB (EXTRABES) onde foram realizadas as análises.



Figura 32: Amostrador utilizado para a realização das coletas

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

No laboratório estas amostras foram picotadas e posteriormente imersas em 1200 mL de água destilada durante um período de 30 min, conforme Figura 33 (a), (b) e (c). Em seguida as amostras de resíduos foram peneiradas para obtenção do extrato utilizado nas determinações dos parâmetros físico-químicos, com exceção do parâmetro de sólidos voláteis. O extrato obtido a partir dos resíduos coletados tem como objetivo simular o lixiviado, já que este ainda não foi gerado no biorreator.



Figura 33 (a), (b) e (c): Amostras sendo picotadas, resíduos em repouso e extrato obtido

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

3.7 Análises físico- químicas

As análises físico-químicas de RSU tiveram como objetivo subsidiar a avaliação da degradação dos resíduos no interior do biorreator.

Ao contrário do que ocorre nas análises de água e efluentes líquidos, não há métodos consagrados e adotados universalmente, de fontes como o “Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water”, para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos, o que se encontra na literatura são métodos analíticos adaptados de outras áreas do conhecimento que muitas vezes não fornecem resultados satisfatórios devido à natureza heterogênea dos resíduos sólidos urbanos. Devido à inexistência de metodologias específicas para RSU, durante a fase de execução foram realizadas adaptações nas metodologias utilizadas.

As amostras de resíduos foram coletadas e em seguida obtidas o extrato que simula o lixiviado para a determinação dos parâmetros físicos e físico - químicos que indicam a evolução do processo degradativo no interior do biorreator ao longo do tempo. Os parâmetros abordados neste trabalho estão apresentados no Quadro 2 e suas metodologias estão detalhadas a seguir. Todas estas análises foram realizadas no laboratório da EXTRABES.

Quadro 2: Parâmetros físico –químicos avaliados no biorreator ao longo do tempo

Parâmetros	Método
Sólidos voláteis	Who (1979)
Teor de Umidade	NBR 6457 (ABNT, 1986), Manassero <i>et.al.</i> (1996),
Alcalinidade	Standard Methods (AWWA/ APHA/ WEF, 1998)
pH	Standard Methods (AWWA/ APHA/ WEF, 1998)
Ácidos voláteis	Standard Methods (AWWA/ APHA/ WEF, 1998)
Cloretos	Standard Methods (AWWA/

DQO	APHA/ WEF, 1998) Standard Methods (AWWA/ APHA/ WEF, 1998)
DBO	Standard Methods (AWWA/ APHA/ WEF, 1998)
NTK	Standard Methods (AWWA/ APHA/ WEF, 1998)
Nitrogênio amoniacal	Standard Methods (AWWA/ APHA/ WEF, 1998)

3.7.1 Potencial Hidrogeniônico – pH

O pH é um parâmetro que expressa a intensidade da condição ácida ou básica de um determinado meio. Foi determinado eletrometricamente com auxílio de um potenciômetro e eletrodos (Figura 34). Seu princípio consiste em avaliar a atividade iônica do hidrogênio utilizando-se de um eletrodo de vidro contendo uma solução de ácido clorídrico.

Para a realização desta análise adicionou em um béquer 25 mL do extrato obtido das amostras de resíduos promovendo uma leve agitação, com auxílio de um agitador magnético, em seguida foi introduzido no extrato o eletrodo do phmetro e fez-se a leitura do pH.



Figura 34: Determinação do pH

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

3.7.2 Ácidos Voláteis

Para a determinação da concentração de ácidos voláteis fez-se necessário promover inicialmente o ajuste do pH do extrato, que foi calibrado, sob agitação, para 3,0 em seguida levou-se a fervura até reduzir o seu volume à metade (Figura 35). Após esfriar, novamente sob agitação, elevou-se o pH para 4,0 com adição de NaOH (hidróxido de sódio). Por fim, mede-se o volume de hidróxido de sódio necessário para calibrar o pH a 7,0. Com isso os ácidos voláteis foram quantificados a partir da Equação 6.

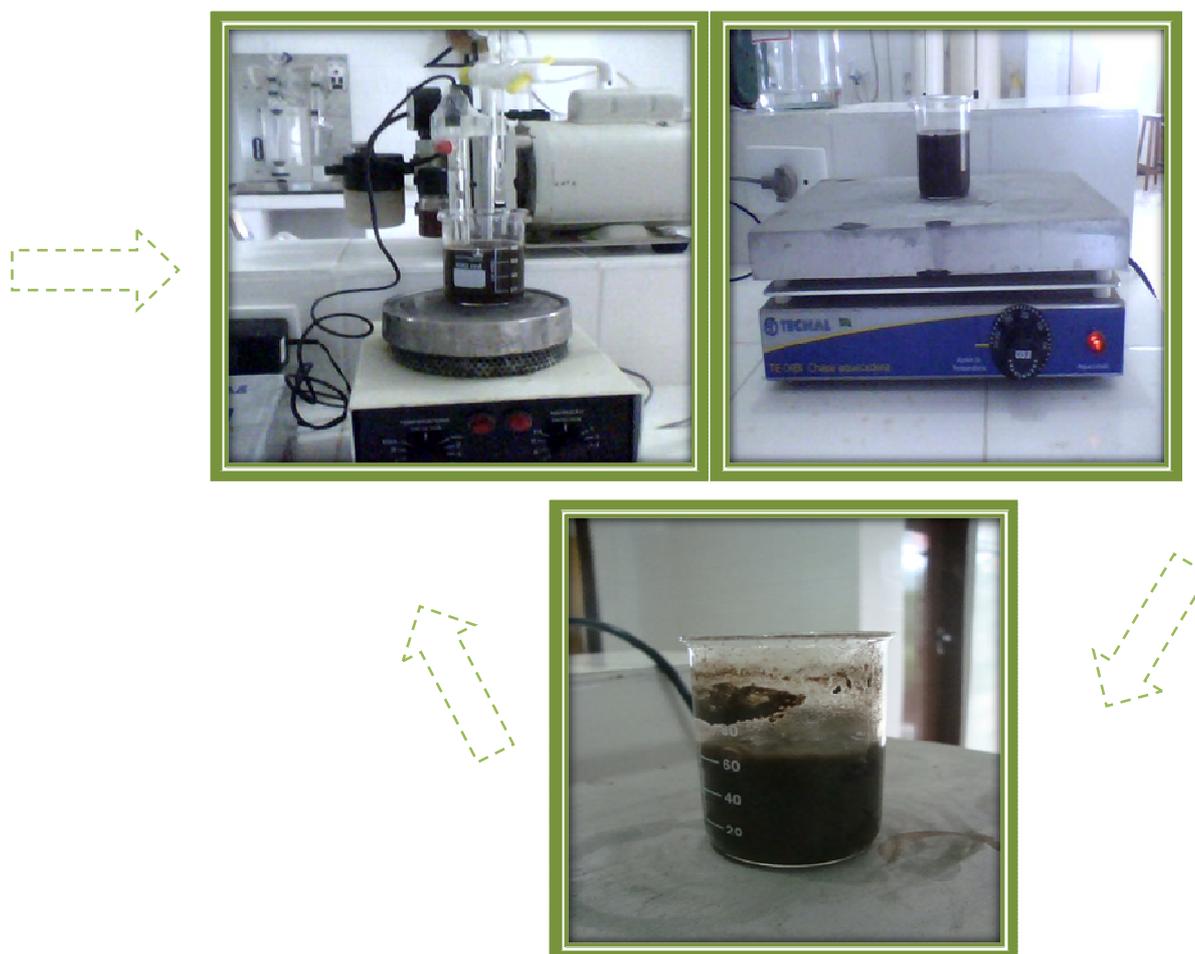


Figura 35: Determinação dos Ácidos Graxos Voláteis

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

$$AV = \frac{N \times VT}{V_A} \times 60000$$

Equação (6)

Em que: AV = ácidos voláteis (mgH_{AC}/l);

VT = volume de NaOH gasto na titulação (ml);

V_A = volume da amostra (ml);

N = normalidade do NaOH (N)

3.7.3 Alcalinidade Total

A determinação da alcalinidade total baseia-se na titulação do extrato (Figura 36), com solução de ácido sulfúrico (H₂SO₄) de normalidade¹ 0,1N, sob discreta agitação até atingir o pH específico de pH = 4,0, espera estabilizar e através do volume do (H₂SO₄) gasto, determina a alcalinidade total por meio da Equação 7.



Figura 36: Determinação da alcalinidade

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

¹ É a relação entre o número de equivalentes-gramas do soluto e o volume da solução em litros (Revista Virtual de Química, 2011)

$$AT = \frac{(N \times Va \times 50000)}{VA}$$

Equação (7)

Em que: AT = alcalinidade total (mgCaCO₃/l);

N = normalidade do H₂SO₄ (N);

Va = volume de ácido adicionado à amostra (ml);

V_A = volume da amostra.

3.7.4 Cloretos

Em um frasco erlenmeyer de 100 ml foram adicionados 50 ml do extrato com pH ajustado entre 7 e 10, utilizando hidróxido de sódio (NaOH) ou ácido sulfúrico (H₂SO₄), em seguida adicionou a este 1ml de solução indicadora de cromato de potássio (K₂CrO₄) e titulou-se com uma solução padrão de nitrato de prata (AgNO₃) a 0,0141N até a cor apresentar-se amarelo avermelhado, ponto final da titulação, como apresentado na Figura 37.

A prova em branco segue a mesma seqüência, a diferença é que usa água destilada no lugar do extrato. A concentração de cloreto foi calculada por meio da Equação 8.

$$Cl^{-} (mg / L) = \frac{(A - B) \times N \times 35450}{VA}$$

Equação (8)

Em que: A= volume gasto de nitrato de prata (ml);

B= volume gasto de nitrato de prata na prova em branco (ml);

N = normalidade do titulante;

VA = volume da amostra (ml).

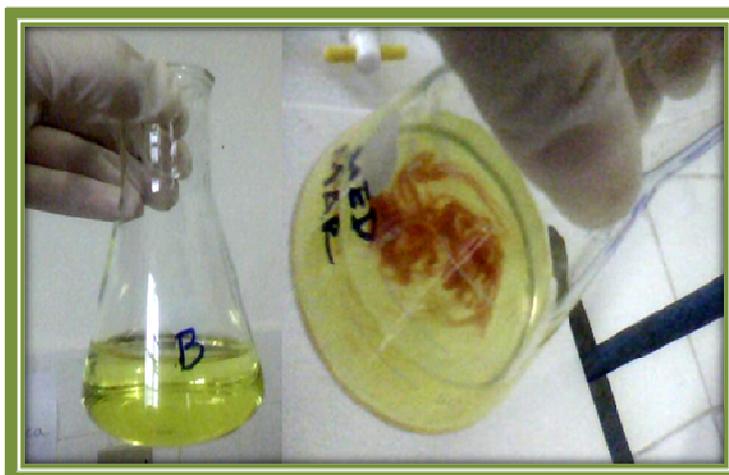


Figura 37: Determinação de cloretos

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

3.7.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Adicionou, em tubos de digestão, 1,5 ml da solução digestora, 2,5 ml do extrato (para a prova em branco 2,5 ml de água destilada) e 3,5 ml da solução catalisadora (reação exotérmica²). Estes tubos foram homogeneizados, por meio de um misturador vibratório, e em seguida movidos para o bloco digestor a 150°C por 2 horas. Após esse período os tubos foram removidos e submetidos ao resfriamento.

Em seguida, a mistura foi transferida para um frasco erlenmeyer de 100 ml, promoveu uma lavagem nos tubos com água destilada até produzir um volume final de 25 ml e a esta mistura final foi adicionada uma gota de solução indicadora de ferroína, e titulada com Sulfato Ferroso Amoniacal (SFA) em solução, até a cor azul pálida mude para castanho (Figura 38).

Para prova padrão foi adicionado em um erlenmeyer de 100 mL, 1,5 ml da solução digestora, 15 ml de água destilada e 3,5 ml de ácido sulfúrico PA com agitação

² Reações exotérmicas indicam que houve mais liberação de energia, na forma de calor, para o meio externo que absorção (INFOESCOLA, 2011).

contínua, lembrando que esta amostra não é submetida ao processo de digestão no bloco, mas é exotérmica e precisa ser resfriada. Após o resfriamento, adiciona uma gota de solução indicadora de ferroína e titula com Sulfato Ferroso Amoniacal (SFA) em solução, até a cor azul pálida atingir o castanho. Logo com a diferença de volume dessas amostras foi determinado a DQO, de acordo com a Equação 9.



Figura 38: Determinação da DQO

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

$$DQO(mgO_2 / L) = \frac{(VPB - VPA) \times 10000}{VP}$$

Equação (9)

Em que: DQO = demanda química de oxigênio (mgO_2/l);

VPB = volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto para titular a prova em branco (ml);

VPA = volume de solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na amostra (ml);

VP = volume de solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na prova padrão (ml).

3.7.6 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

Inicialmente, foi preparada as diluições do extrato para cada nível de profundidade, em uma proporção de 1:10, em seguida, colocou-se 5 mL desta diluição em dois frascos de DBO para cada nível(Figura 39). Logo após foi adicionado água de diluição até completar o volume do frasco. A água de diluição foi preparada adicionando 1ml de tampão fosfato, sulfato de magnésio, cloreto de cálcio e cloreto férrico para cada litro de água destilada armazenada a 20 °C em incubadora. Com o oxímetro, devidamente calibrado, foi medido o nível de oxigênio inicial em um dos frascos de cada amostra. O outro frasco foi selado hidricamente e levado a incubadora por 5 dias. A cada dia completou-se o selo (feixe) hídrico e ao quinto dia o processo de aferição do oxigênio dissolvido foi repetido, medindo-se o oxigênio dissolvido após os 5 dias de incubação. A DBO foi encontrada através da diferença inicial e final das leituras de oxigênio dissolvido (Equação 10).



Figura 39: Determinação da DBO

Fonte: Dados da pesquisa, 2009

$$DBO_5 (mgO_2 / L) = (OD_i - OD_5) \times \left(\frac{VF}{VA} \right)$$

Equação (10)

Em que: DBO_5 = demanda bioquímica de oxigênio (mgO_2/l);

OD_i = oxigênio dissolvido inicial;

OD_5 = oxigênio dissolvido após 5 dias;

VF = volume do frasco;

VA = volume da amostra.

3.7.7 Sólidos Voláteis

O teor de matéria orgânica é dado pela percentagem de massa perdida durante a calcinação em relação à massa total original.

Uma quantidade representativa de resíduos foi pesada em uma balança digital, em cápsulas de porcelana, e em seguida levadas a estufa a uma temperatura de $65^\circ C$ por 24 horas. Após este tempo as amostras de resíduos foram calcinadas, ou seja, foram acondicionadas na mufla ate atingir gradativamente $550^\circ C$ por no mínimo duas horas, em seguida a amostra é resfriada em um dessecador, logo após este resfriamento estas cápsulas foram pesadas em balança analítica e por diferença do peso foi determinado o teor de sólidos voláteis das amostras de resíduos conforme

. Após o resfriamento as amostras foram então pesadas em balança analítica. Determinou-se então o teor de sólidos voláteis da amostra de acordo com a Equação 11.

$$\%SV = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100$$

Equação (11)

Em que: SV=Sólidos Voláteis (%);

P_i = peso inicial (g);

P_f = peso final (g).

3.7.8 Nitrogênio Kjeldahl Total (NTK)

O método utilizado foi o semi-micro-kjeldahl sendo este aplicável a amostras com baixas ou altas concentrações de nitrogênio.

Foi adicionado em um tubo rosqueado 50 ml do extrato e a este foi adicionado 3 pérolas de vidro e 10 ml da solução digestora, em seguida encaixou os tubos no bloco digestor a uma temperatura de 380° durante 30 min. Após esse tempo, retirou-se as amostras do bloco digestor e esperou-se esfriar.

Em seguida adicionou-se no tubo rosqueado 30 ml de água destilada e 10 ml da solução de hidróxido de sódio com tiosulfato e foram destilados. A concentração do NTK foi recolhida em um erlenmeyer contendo uma solução de ácido bórico (coloração roxa), à medida que o extrato vai sendo destilado a coloração muda de roxa para verde, coletou-se então aproximadamente 40 ml.

Após a destilação do extrato, realizou-se a titulação da amostra que foi coletada no erlenmeyer com uma solução de ácido sulfúrico a 0,02N no intuito de refazer a molécula do ácido bórico, quando o H^+ vai sendo restaurado a coloração verde volta à violeta. Coletou-se então aproximadamente 40 ml do destilado e com o volume gasto pode-se a partir da Equação 12 calcular o NTK do extrato.

$$NTK = \frac{(VL \times N \times 14000)}{VA}$$

Equação (12)

Em que: VL= volume gasto na titulação com o ácido sulfúrico (ml);

N= normalidade do titulante;

VA= volume da amostra (50 ml).

3.7.9 Nitrogênio Amoniacal

Foi adicionado em um tubo de digestão 50 ml do extrato e a este foi 3 ml da solução tampão de borato e 3 gotas da solução de NaOH 6 N, simultaneamente e já próximo ao destilador. A concentração da amônia foi recolhida em um erlenmeyer contendo uma solução de ácido bórico (coloração roxa), à medida que o extrato vai sendo destilado, a coloração muda de roxa para verde.

Coletou-se então aproximadamente 40 ml do destilado e titulou-se com ácido sulfúrico 0,02N (a solução na titulação voltará para a cor roxa), e com o volume gasto pode-se a partir da Equação 13 calcular o nitrogênio amoniacal do extrato de resíduos.

$$NH_3 = \frac{(VL \times N \times 14000)}{VA}$$

Equação (13)

Em que: VL= volume gasto na titulação com o ácido sulfúrico (ml);

N= normalidade do titulante;

VA= volume da amostra (50 ml).

3.7.10 Análise descritiva dos dados

Inicialmente os parâmetros: teor de umidade, pH, ácidos voláteis, alcalinidade, cloretos, DBO, DQO, sólidos voláteis, NTK e nitrogênio amoniacal, foram tabulados no programa Microsoft Excel 2003, em seguida foram gerados os gráficos de cada parâmetro analisado. Para a construção dos gráficos das correlações foi utilizado o programa STATISTICA FOR WINDOWS 7.0, SPSS FOR WINDOWS 13.

Em seguida foi construída uma matriz de correlação, com os parâmetros acima citados, para verificar a existência de correlações significativas entre diferentes

conjuntos de dados, ou seja, se os dados desses conjuntos variaram da mesma maneira. Para esta construção foram utilizados os valores médios obtidos de cada parâmetro analisado nos diferentes níveis de profundidade do biorreator, superior, intermediário e inferior.

Após a construção da matriz de correlação foi realizado um estudo multivariado destes dados em análise através da Análise de Componentes Principais (ACP) com intuito de avaliar a formação de grupos que apresentam variáveis equivalentes.

CAPÍTULO 4- RESULTADOS E DISCUSSÕES

4. 1 Caracterização física dos resíduos depositados no biorreator

4.1.1 Massa específica aparente solta e compactada e teor de umidade

Caracterizar os resíduos sólidos urbanos depositados em aterros é de grande importância para compreender o comportamento da degradação dos resíduos ao longo do tempo e também para o planejamento de ações e intervenções à gestão dos resíduos. Somente através do conhecimento prévio dos percentuais, em peso úmido, dos diversos tipos de resíduos descartados pela sociedade, juntamente com a determinação de sua produção *per capita*, é possível a definição de projetos confiáveis, seja no dimensionamento de áreas e/ ou volumes de aterros, seja na definição de outras estratégias para disposição final, recuperação ou reciclagem de parte dos resíduos.

A caracterização física dos resíduos para este estudo envolveu a massa específica aparente solta e compactada, teor de umidade, composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos.

A massa específica constitui de um dado muito importante para o conhecimento prévio do comportamento mecânico dos resíduos depositados em aterros, aspectos gerenciais de coleta e disposição final além de poder influenciar na degradação, devido ao seu grau de compactação (ALCÂNTARA, 2007). Quando os resíduos não são compactados de forma correta possibilita a entrada de ar e promove as condições aeróbias, desestabilizando o processo de degradação, já para os resíduos altamente compactados, entretanto, pode haver grande redução do teor de umidade e assim dificultar as atividades microbianas no interior da massa de resíduos.

Uma vez que, com o aumento da densidade dos resíduos a penetração da água será dificultada e a umidade total da massa não sofrerá um aumento significativo. Dessa forma, como de modo geral as taxas de decomposição aumentam com o

aumento da umidade, um grau de compactação alto tende a diminuir a taxa de decomposição (BATSTONE, 1989).

Segundo Mahler & Lamare Neto (2000) a massa específica em aterros geralmente aumenta com a profundidade em consequência da compressão e consolidação da massa de resíduos, devido à sobrecarga das camadas superiores e em função da heterogeneidade da massa.

Segundo Junqueira (2000) os valores de massa específica solta e compactada dependem de uma série de fatores tais como equipamentos utilizados, teor de umidade, composição e coleta dos resíduos, entre outros, e podem ser considerados como: resíduos soltos quando apresentarem valores em torno de $0,3 \text{ ton/m}^3$; resíduos moderadamente compactados quando estes valores se encontrarem em uma faixa de $0,5$ a $1,0 \text{ ton/m}^3$ e resíduo muito compactado quando assumirem valores maiores que 1 ton/m^3 .

A massa específica solta obtida no biorreator estudado foi de $0,4 \text{ ton/m}^3$ que segundo Junqueira (2000) podem ser considerados, dentro da faixa de variação característica de aterros de RSU, como resíduos soltos. Para a massa específica compactada o valor obtido foi de $0,7 \text{ ton/m}^3$ podendo ser considerado como moderadamente compactado.

Outros autores como (LEITE, 2008, GARCEZ, 2009, MELO, 2011) consideram que a massa específica aparente compactada de $0,7 \text{ ton/m}^3$ são valores excelentes até mesmo para um bom funcionamento mecânico de um aterro.

Em relação ao teor de umidade este se apresentou no biorreator em uma faixa que variou entre 40 e 65%, o dado inicial do teor de umidade não foi determinado para este estudo, por problemas operacionais ocorridos, mas sabe-se que segundo Landva & Clark (1990) em geral o teor de umidade aumenta com o acréscimo da quantidade de matéria orgânica presente, então supõe-se que a umidade inicial para o biorreator estudado se apresentou dentro da faixa dos 40 a 65%, já que a quantidade de matéria orgânica obtida neste biorreator foi de 66%, considerando um alto percentual de matéria orgânica.

A compactação aliada a um teor de umidade satisfatório favorece a biodegradação da matéria orgânica, sobretudo, à metanogênese (MELO, 2011). Dados

semelhantes foram obtidos por Alcântara (2007) que apresentou, em estudos desenvolvidos em biorreatores, grau de compactação de $0,7\text{ton/m}^3$ e teor de umidade (40 a 60%), Leite (2008) e Garcez (2009) também em estudos com biorreatores obtiveram grau de compactação de $0,6\text{ ton/m}^3$.

Vale ainda lembrar que a compactação do biorreator estudado foi realizada manualmente e com os resultados obtidos pode-se considerar que os resíduos apresentaram compactação satisfatória implicando em um bom funcionamento biodegradativo.

4.1.1.2 Teor de umidade

A evolução temporal do teor de umidade para o biorreator em estudo pode ser observados através da Figura 40.

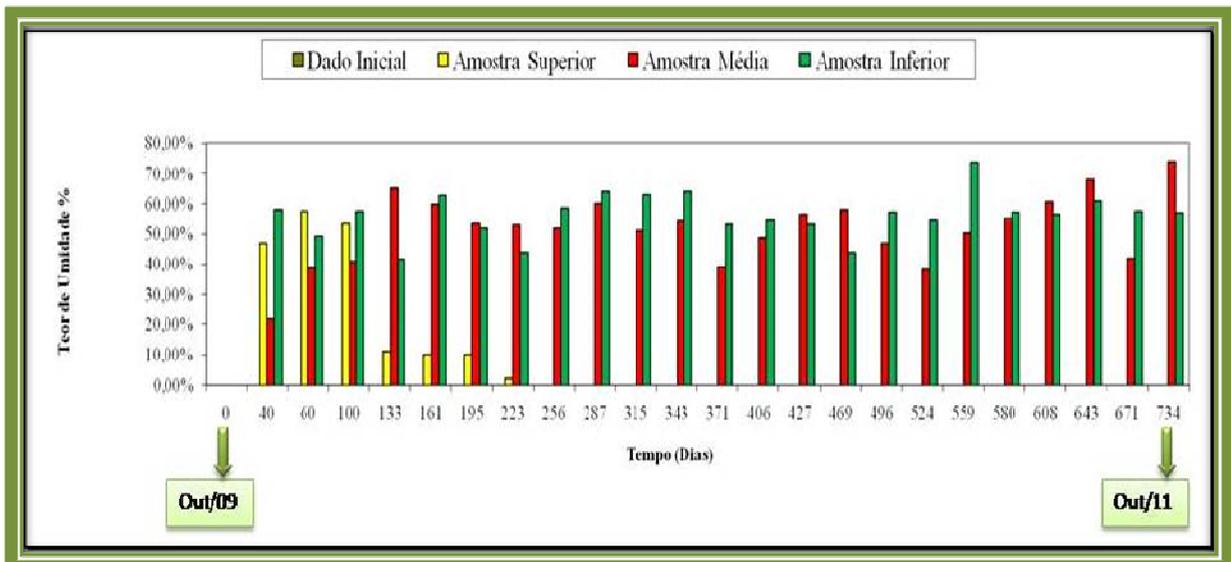


Figura 40: Teor de umidade ao longo do tempo

Inicialmente pode se observar que o dado inicial ($t=0$) para este parâmetro não foi obtido, devido a problemas operacionais e ajustes de metodologias ocorridos durante a fase de caracterização física dos resíduos.

De acordo ainda com a Figura 40 é possível notar que não houve grandes oscilações nos valores obtidos para os diferentes níveis de profundidade estudados. À exceção para o nível superior, que por estar em contato direto com a camada de cobertura, possivelmente troca umidade, calor e energia com ar atmosférico, e assim poder favorecer a redução brusca do teor de umidade.

Além do mais, existe uma tendência dos líquidos lixiviados acumularem na parte inferior do biorreator e por isso já era de esperar maiores valores dos teores de umidade para os níveis de profundidade (intermediário e inferior) e menor para o nível superior.

Segundo Bidone & Povinelli (1999) consideram valores iniciais de umidade numa faixa de 40 a 60%, para as condições brasileiras, Já o CEMPRE (2006) estima um teor de umidade, em uma faixa típica, de 60 a 80% devido à quantidade elevada de matéria orgânica existente nos resíduos das cidades na maioria das regiões do Brasil. Essas faixas de variações admitidas para as condições brasileiras são bastante diferentes dos valores encontrados nos EUA, por exemplo, que apresenta teor de umidade numa faixa típica de 15% a 40% (Tchobanoglous et al., 1993), devido a composição gravimétrica dos resíduos apresentarem menores quantidades de matéria orgânica.

No caso do biorreator em estudo, no que se refere à camada superior, nos primeiros 100 dias de monitoramento o teor de umidade ficou na faixa de (47% a 53%), após este período já se pode observar uma redução significativa destes valores de (11% a 2%) respectivamente para os 133 e 223 dias de estudos. Isto pode estar associado também à redução considerável de matéria orgânica que confere teor de umidade ao meio.

Após os 223 dias não foi mais possível realizar a coleta para este nível devido à presença de solo nas amostras, devido ao recalque sofrido inicialmente, que consiste na redução do volume da massa de resíduos.

O nível intermediário e inferior apresentou pequenas flutuações ao longo do tempo, mesmo sendo casos isolados, isto pode ser justificado em função das variações nas proporções que os materiais podem apresentar-se com maior ou menor capacidade de retenção de líquidos, principalmente a matéria orgânica que apesar de apresentar elevada capacidade de retenção de umidade esta não absorve, mas provavelmente a

transmite àqueles resíduos que têm maior capacidade de retenção de umidade quando dispostos conjuntamente em um aterro sanitário (CATAPRETA, 2008). Também pode-se estar associado pelo fato de conter resíduos orgânicos em decomposição ao longo do biorreator e ao serem gerados os líquidos lixiviados, mesmo em quantidade insuficiente para percolar e atingir o sistema de drenagem, estes líquidos podem ficar acumulados no seu interior ao longo dos níveis de profundidade, fazendo com que a umidade fique praticamente estabilizada ao longo do tempo.

Enfim, o valor médio do teor de umidade obtido para o nível intermediário foi de 52% enquanto que para o nível inferior foi de 56%, valores semelhantes foram alcançados por Palma *et al.* (2000), que obteve valor médio variando entre 50 – 65%, esta faixa foi considerada como favorável ao processo de bioestabilização da matéria orgânica, segundo este pesquisador.

4.1.1.3 Composição gravimétrica e volumétrica

A composição gravimétrica expressa em percentual, à presença de cada componente, em relação ao peso total da amostra dos resíduos.

A Figura 41 apresenta a composição obtida neste estudo para os RSU da cidade de Campina Grande- PB.

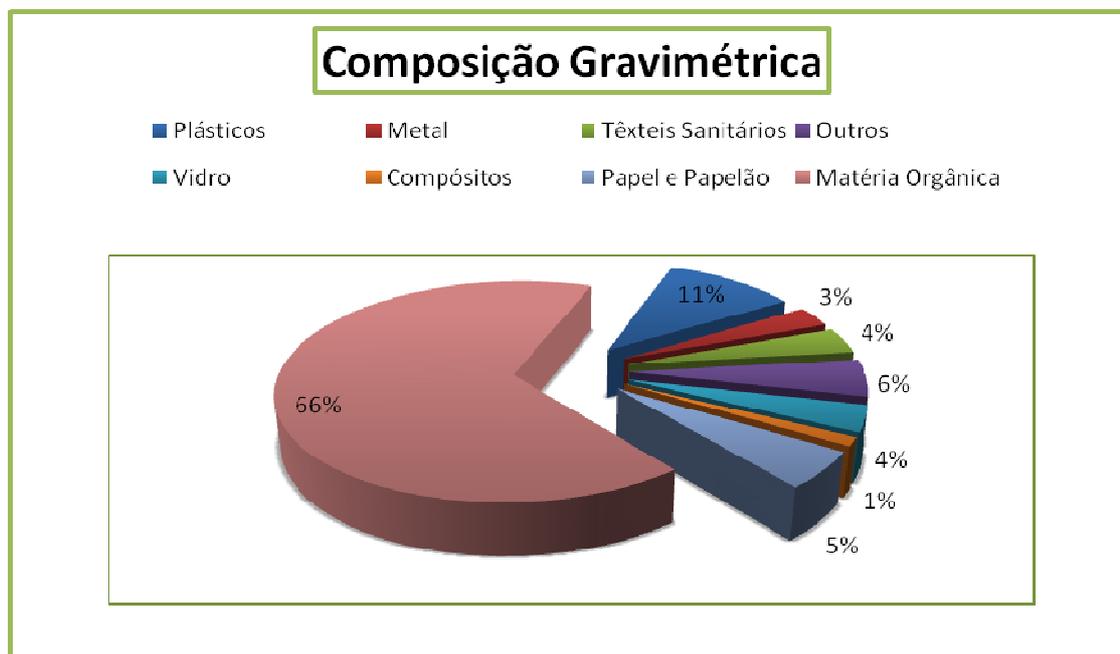


Figura 41: Composição Gravimétrica dos resíduos depositados no biorreator

Pode-se observar através da Figura 41 que a maior parcela dos resíduos depositados no biorreator constitui de matéria orgânica putrescível, atingindo um percentual de aproximadamente 70%, este valor encontrado é maior que o da média nacional que corresponde a aproximadamente 60% (PEREIRA *et.al.*, 2010).

Segundo Hoornweg (2000), quanto maior o poder econômico e maior a porcentagem urbana da população, maior a quantidade de resíduos sólidos produzidos e quanto menor a renda da população, maior o percentual de matéria orgânica na composição dos resíduos.

Outros autores como Lima *et. al.*(2000) também verificaram esta estreita relação entre o percentual de matéria orgânica e o poder aquisitivo da população.

Exemplificando, países considerados emergentes, como o Brasil, Turquia e Botsuana, respectivamente, produzem em torno de 58 %, 69% e 93% de matéria orgânica em seus resíduos sólidos, enquanto que países tidos como desenvolvidos, como Estados Unidos e Japão produzem 23,8% e 42,3% de matéria orgânica, respectivamente (ABRELPE, 2006).

Assim, pode-se dizer que a cidade de Campina Grande apresenta um elevado percentual de matéria orgânica, embora, seja considerada uma cidade industrializada para os padrões atuais.

Em uma série de estudos desenvolvidos por Lima *et al.* (2000) sobre a composição gravimétrica observou-se também uma nítida tendência de queda na proporção de papel e papelão, atribuindo tal fato à substituição destes materiais por embalagens plásticas.

Os plásticos por sua vez, apresentaram um percentual de 11% e papel/ papelão de 5%, em relação ao teor de matéria orgânica estes valores são considerados baixos, pois devido à baixa massa específica destes materiais contribuirão para um menor valor em seu peso (MELO, 2011). Porém se observar as Figuras 42 e 43, que trata da composição volumétrica dos resíduos soltos e compactados, pode-se perceber que o volume de plástico foi elevado se comparados com a composição gravimétrica, pois é um material de leve massa molecular, mas que apresenta volumes excessivos.

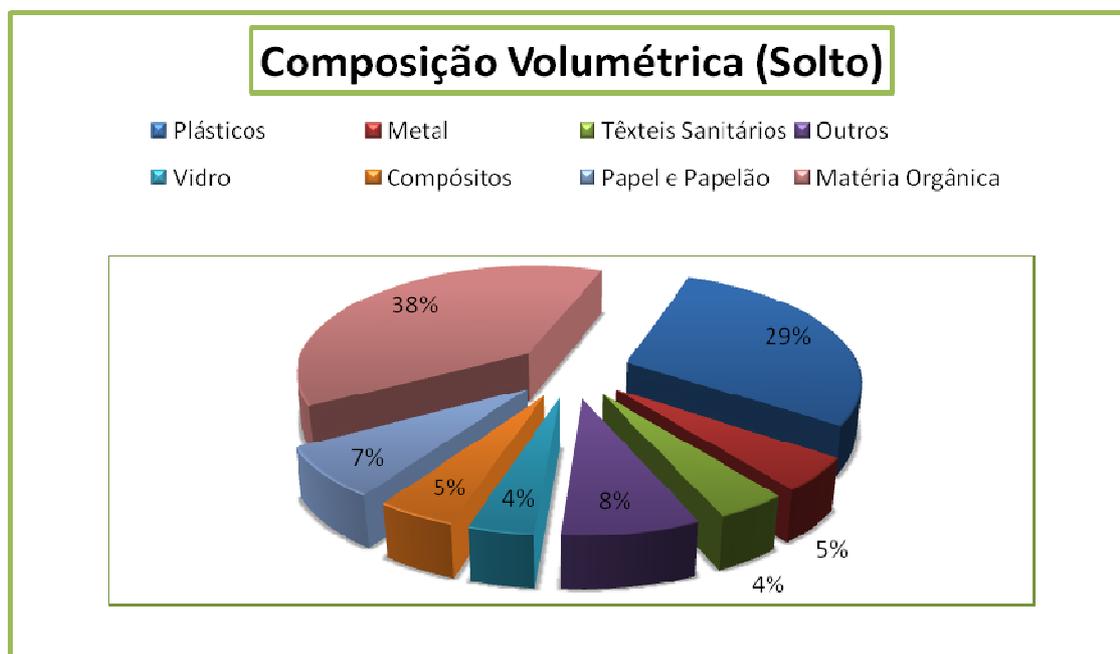


Figura 42: Composição Volumétrica dos resíduos soltos

A quantidade excessiva de plástico retrata a realidade não só dos RSU de campina grande, mas sim do Brasil. Talvez por apresentar maior facilidade de fabricação e valor econômico no mercado mais viável, é que possa justificar este fato.

Embora algumas cidades brasileiras, como São Paulo, já proibirem a comercialização de sacolas plásticas em supermercados, a fim de reduzir os impactos causados por estes, a ABRELPE (2010) mostra que houve um crescimento de 1,6% deste material em relação ao mesmo período de coleta realizada em 2009, o que corresponde a um valor de 5.383 mil toneladas por ano produzidos no Brasil.

O excesso de plásticos dispostos no ambiente é preocupante, pois quando os resíduos são dispostos em lixões, os problemas principais relacionados ao este material provêm da queima indevida e sem controle. Quando dispostos em aterros, segundo Mattei & Ecosteguy (2007) e Garcez (2009), os plásticos dificultam sua compactação e prejudicam a decomposição dos diferentes materiais biodegradáveis, por formar bolsões que afetam as trocas de líquidos e gases gerados no processo da degradação, por tanto se faz necessário a triagem deste material e/ou a sua considerável redução.

Grande quantidade de plásticos demonstra também que esses podem exercer efeito negativo sobre o sistema de drenagem de líquidos de um aterro, pois, se a proteção proporcionada a esse sistema não for adequada, o acúmulo de plásticos junto ao sistema de drenagem pode dificultar o escoamento dos líquidos lixiviados para o sistema, contribuindo para o aumento do nível desses líquidos em seu interior e, conseqüente, para a instabilidade da massa de resíduos (CATAPRETA, 2008).

No caso do biorreator estudado não foi ainda observado a presença de lixiviado, entretanto, não pode-se afirmar conclusivamente que os plásticos foram a causa desta ausência de líquidos pelo sistema de drenagem, pois outros fatores também podem está associados com esta ausência como, por exemplo, a condição metereológica, já que a cidade de Campina Grande fica situada em uma região em que a precipitação anual é baixa e a evaporação muito alta.

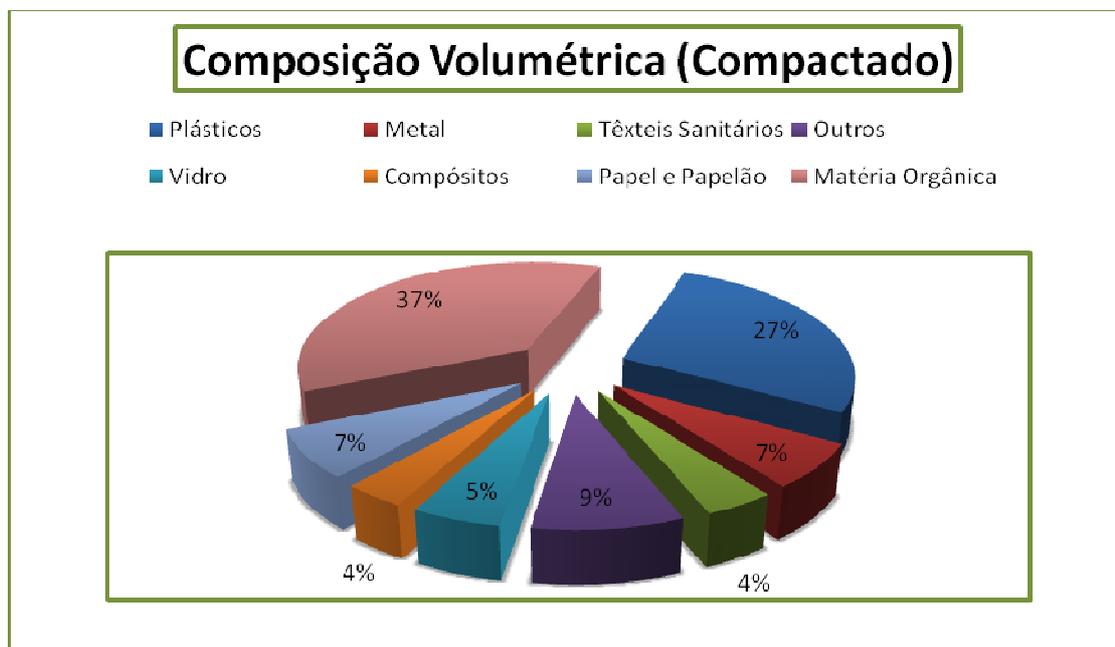


Figura 43: Composição Volumétrica dos resíduos compactados

Ainda de acordo com a Figura 41, os percentuais dos têxteis sanitários perfazem um valor de 4%, este valor pode ser considerado alto devido à presença excessiva de fraudas descartáveis as quais aumentaram muito nos últimos anos. Em relação à composição volumétrica não houve mudanças em seu percentual.

Pode se observar na Figura 42, composição volumétrica dos resíduos soltos, que as maiores concentrações foram de matéria orgânica e plásticos que contribuem respectivamente com 38 e 29%.

Na Figura 43 que trata das composições volumétricas dos resíduos compactados apresenta praticamente os mesmos resultados, matéria orgânica e plásticos lideram com 37 e 27% respectivamente.

Os outros materiais, determinados através deste estudo de composição volumétrica de resíduos tanto soltos quanto compactados, como: papel/papelão, vidro, metal, compósitos, têxteis sanitários e outros contribuem conjuntamente com aproximadamente 40%, valor este considerado alto devido à possibilidade de reciclagem que estes materiais apresentam e se não fossem dispostos em aterros aumentariam consideravelmente sua vida útil.

Os dados obtidos nas Figuras (41 - 43) demonstraram que há flutuações consideráveis para matéria orgânica, plásticos e papel/papelões quando são convertidos de percentual em massa (composição gravimétrica) para volume (composição volumétrica) este fato pode traduzir a grande influência que estes materiais exercem no comportamento de aterros.

Dados semelhantes foram encontrados por Leite *et al.* (2006) e Garcez (2009) para a composição gravimétrica dos resíduos da cidade de Campina Grande. Os resultados encontrados apresentaram a predominância da matéria orgânica, com média de 54,4% e 69% respectivamente, e posteriormente a fração de plástico com o percentual de 12% para ambos os trabalhos.

4.2 Parâmetros físico-químicos

Os parâmetros físicos e físico-químicos subsidiaram a avaliação temporal da degradação dos RSU no interior do biorreator, a partir de ensaios laboratoriais, referentes ao período de 734 dias de monitoramento.

4.2.1 Potencial Hidrogeniônico – pH

O sistema ácido/básico dos processos anaeróbios é descrito basicamente pelo pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis. Este sistema descreve as condições nas quais os fenômenos de degradação se processam, direcionando as reações no sentido da síntese ou dissociação de certos compostos, favorecendo ou não sua concentração no meio, regulando as formas e espécies químicas predominantes (CHERNICHARO, 2007). Estes três parâmetros encontram-se interligados e, portanto, a interpretação destes foi por vezes correlacionada.

A Figura 44 apresenta a variação do pH ao longo do tempo e dos níveis de profundidade.

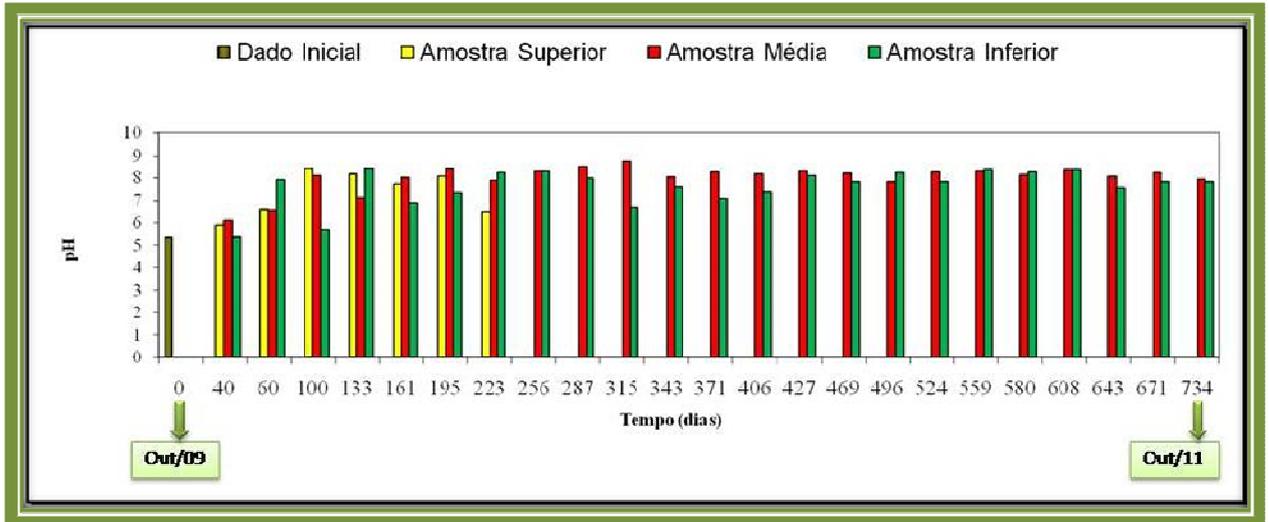


Figura 44: Evolução temporal do pH

Pode-se observar que o pH do extrato de resíduos sólidos apresentou uma evolução típica do processo de digestão anaeróbia em aterros, onde inicialmente ($t=0$) o pH apresentou valor abaixo da neutralidade, em torno de 5,5, este valor indica um meio com características ácidas ou ligeiramente ácidas. Esta redução inicial do pH se deve à ação das bactérias acidogênicas, as quais liberam rapidamente concentrações de ácido láctico, amônia e ácidos graxos voláteis, estes em maior quantidade, que confere ao meio pH abaixo da neutralidade (CASTILHOS JR, 2003).

Em seguida as concentrações destes ácidos vão sendo catalisados e vão surgindo outros grupos de bactérias, as metanogênicas, que têm taxas de crescimento mais lento que as primeiras e se instalam progressivamente induzindo à elevação do pH.

Pode-se observar através da Figura 44 que já nos primeiros 60 dias de monitoramento houve um acréscimo, embora não tão expressivo, na concentração do pH para todos os níveis de profundidade isto pode está associado ao rápido metabolismo dos microrganismos.

No período ($t=100$) dias o biorreator provavelmente, passou da fase de hidrólise para as fases subseqüentes de degradação (acidogênese e/ou acetogênese), porém através da figura não se pode afirmar o momento exato da ocorrência destas fases, podendo até mesmo em pontos específicos estar ocorrendo simultaneamente.

Segundo Castilho Júnior (2003) só poderia definir claramente as fases da digestão anaeróbia, se houvesse a realização de análises físico- químicas e bacteriológicas exclusivas para a fração orgânica sólida dos resíduos dispostos, o que tornou-se inviável nesta pesquisa, pois o biorreator contém todos componentes encontrados nos resíduos coletados pela cidade.

Estes valores observados até 60 dias de monitoramento corroboram com outros estudos realizados em aterros simulados para o mesmo período (CATAPRETA, 2008), (ARAÚJO, 2011) e (MELO, 2011).

Os valores observados a partir dos (t=133) dias para os níveis, superior e inferior, apresentam pH em torno de 8,0, isto pode está associado a redução considerável de ácidos, principalmente os ácidos voláteis, gerados nas fases anteriores de degradação (acidogênese/ acetogênese). Porém o nível intermediário apresentou pH em torno de 7,0 esta variação pode está associada a heterogeneidade dos resíduos. Estes dados corroboram com os de ácidos voláteis apresentados na Figura 45 e da alcalinidade (Figura 46).

Apesar de pequenas flutuações ao longo do tempo, o que é aceitável por se tratar de RSU ser bastante heterogêneo, o pH dos (161 – 734) dias de monitoramento para todos os níveis de profundidade apresentam valores em torno de 8 chegando a valores próximo a 9, que segundo Tchobanoglous *et al.* (1993) corresponde a fase de adaptação metanogênica, fase esta que caracteriza-se por apresentar pH acima da neutralidade.

Com isso pode-se dizer que a biodegradação dos RSU depositados no biorreator se desenvolveram de forma satisfatória e que a matéria orgânica encontra-se em estágio avançado de degradação, podendo está na fase metanogênica.

4.2. 2 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Por intermédio dos dados obtidos, pode-se observar na Figura 45, uma elevada concentração inicial de ácidos voláteis, provavelmente em função das condições iniciais

de aterramento, cuja característica do meio tende a ser ácida quanto menor a idade do aterro.

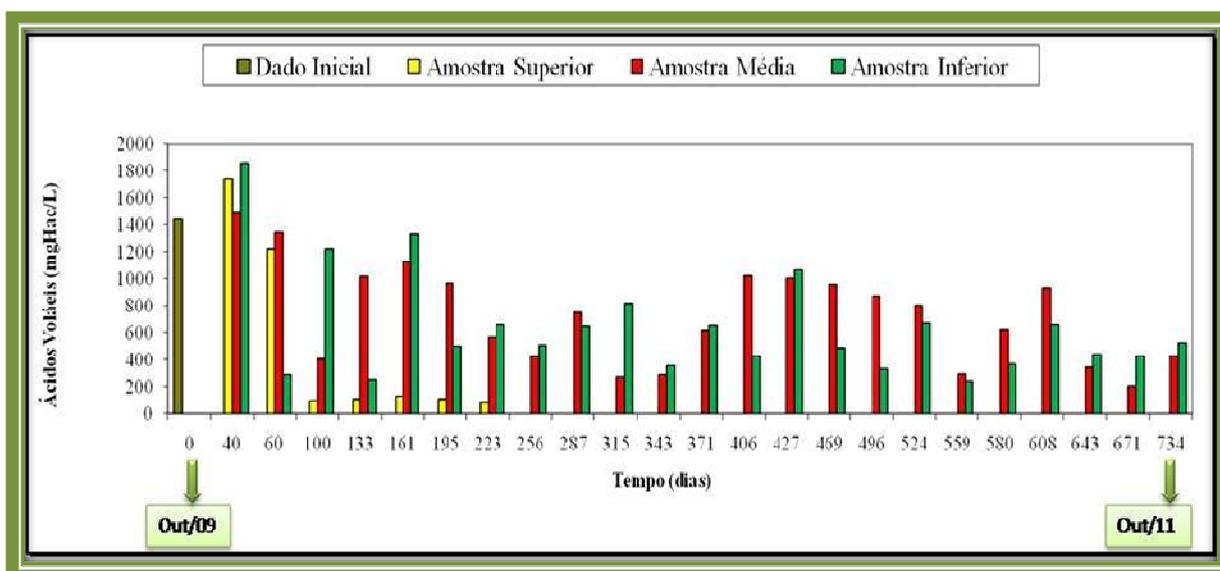


Figura 45: Evolução dos ácidos voláteis

Os resultados de ácidos quando comparados com os de pH (Figura 44) parecem estar coerentes, podendo ser observada uma alta concentração de ácidos no início do processo, seguido de uma queda acentuada, observados logo para os 100 primeiros dias de monitoramento.

A partir dos 160 dias de aterramento houve uma redução da concentração de ácidos voláteis em todos os níveis de profundidade, conseqüentemente levou ao aumento do pH, o que pode estar indicando que estas variações estão relacionadas com o controle do processo de digestão anaeróbia.

A camada superior apresentou a maior redução em termos de concentração de ácidos voláteis (1740 a 84 mgH_{ac}/L), que corresponde em termos percentuais uma redução superior a 90%, esta diminuição pode estar relacionado com a rápida digestão por parte dos microrganismos aeróbios.

A partir dos 343 dias nota-se um aumento nas concentrações de ácidos principalmente, no nível intermediário, que pode estar associado ao processo de lixiviação.

Após os 559 dias é possível notar novamente redução das concentrações de AGV mesmo oscilando pode indicar a existência de atividade metanogênica, sob condições de pH e alcalinidade favorável.

Os níveis, intermediário e inferior, demonstraram no período de monitoramento, reduções superiores a 60%, mesmo com a ocorrência de flutuações ao longo do tempo o que é considerado normal por se tratar da heterogeneidade dos resíduos.

Os valores encontrados nesta pesquisa estão um pouco abaixo dos encontrados, por exemplo, em outros trabalhos relacionados à simulação de aterros como o caso de Leite, (2008), que apresentou valores acima de 1900 mgH_{ac}/L, isto pode ser justificado pela presença de outros compostos não orgânicos presentes no biorreator.

4.2. 3 Alcalinidade Total

Através da Figura 46 pode-se observar que a alcalinidade nos primeiros 60 dias de monitoramento permanecem entre uma faixa de variação de 900 mgCaCO₃/l no início de aterramento, atingindo valores superiores a 3.200 mgCaCO₃/l, com exceção da camada superior que apresentou uma redução brusca, devido as coletas de resíduos para este nível apresentarem quantidades significativas de solo, por isso a partir dos 223 dias de monitoramento foi inviabilizada a coleta para este nível.

Nas amostras intermediárias percebe-se que houve um aumento na concentração da alcalinidade alcançando valores próximos a 2400 mgCaCO₃/l. Após os 287 dias de monitoramento esses valores foram decaindo atingindo um patamar próximo de 1500 mgCaCO₃/l, após este período a alcalinidade teve uma pequena elevação, mas não ultrapassou a 2.300 mgCaCO₃/l.

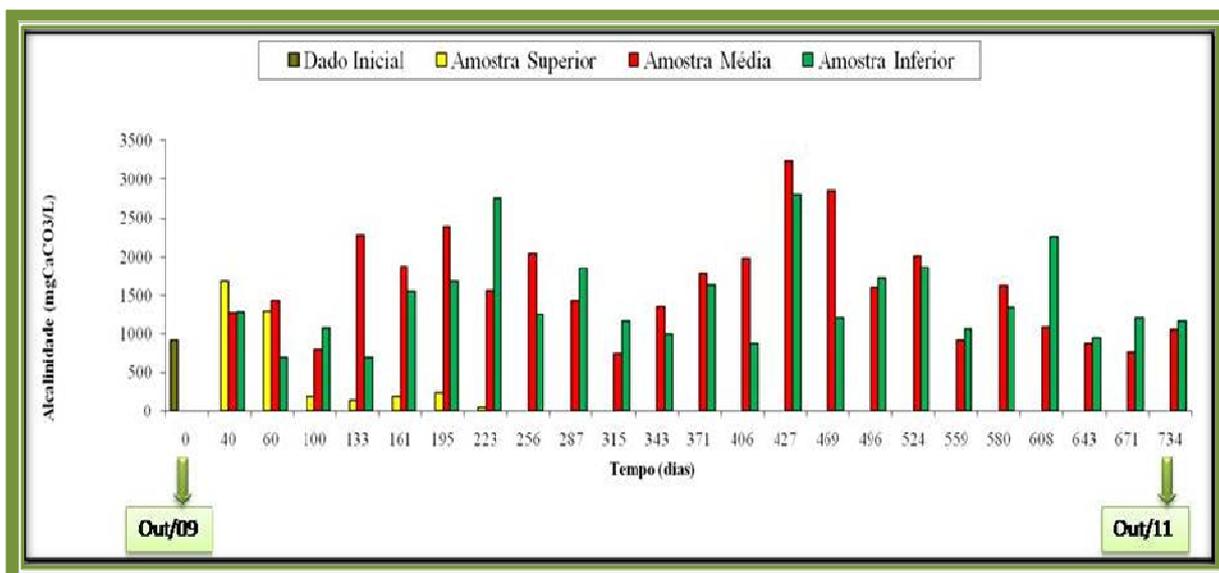


Figura 46: Evolução da alcalinidade total

Por se tratar de um sistema anaeróbio, alguns autores como Silva (2007), referem-se a valores para alcalinidade uma faixa entre 1.000 mgCaCO₃/l a 1.500 mgCaCO₃/l como desejáveis, mas em estudo de degradação de RSU realizados por Barlaz *et al.* (1989) mostraram que concentrações variando de 6.900 mgCaCO₃/l a 8.000 mgCaCO₃/l não provocaram inibição no sistema anaeróbio. Outros estudos realizados ainda com resíduos por Metcalf & Eddy (1991) apresentaram concentrações de alcalinidade entre 1000 e 5000 mgCaCO₃/l para que ocorra um processo de digestão de forma satisfatória.

A alcalinidade permanece em patamares elevados até os 287 dias enquanto que os ácidos voláteis por sua vez decaíram. Após este período há um decréscimo nos valores principalmente, no período de 315 a 343 dias, estes valores flutuantes encontrados neste período podem está relacionado com incidência de chuvas, que possivelmente adentraram o biorreator provocando o efeito de lixiviação, tendo como conseqüência o aumento na concentração de ácidos na massa de resíduos e redução na concentração de alcalinidade.

Dados semelhantes aos analisados neste estudo foram encontrados por Leite *et al.*, (2007), isto evidencia que a degradação está ocorrendo de forma satisfatória o que

foi corroborado em estudos microbiológicos realizados para este biorreator por Araújo (2011).

Após os 371 dias, nota-se que a alcalinidade tende a aumentar para todos os níveis de profundidade, devido à degradação de certos compostos orgânicos como a conversão de ácidos graxos voláteis, proteínas e aminoácidos que resultam no incremento de alcalinidade na massa de resíduos (CHERNICHARO, 2007).

4.2. 4 Cloretos

Os cloretos são indicadores da evolução da degradação biológica e dos processos físicos e físico-químicos que ocorrem no interior do aterro, assim como também indicam a presença de sais minerais nos resíduos depositados, tanto de origem doméstica ou mesmo associados a outras atividades (CATAPRETA, 2008).

A Figura 47 apresenta a evolução temporal da concentração de cloretos.

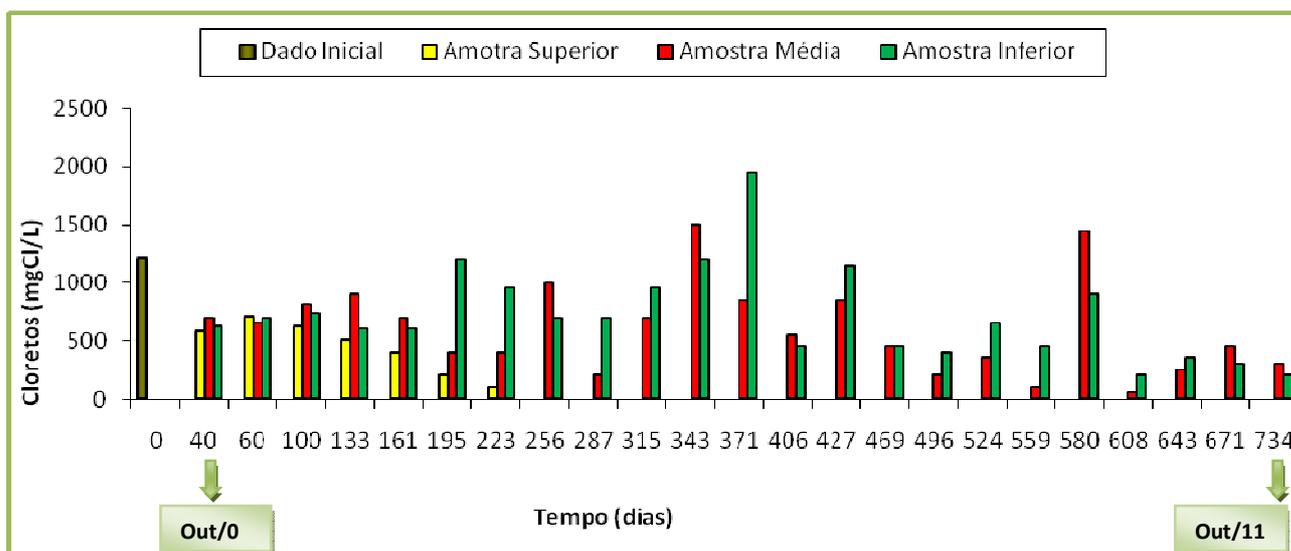


Figura 47: Evolução dos cloretos

Pode-se observar através da Figura 47 que tanto para o nível intermediário quanto inferior, que as concentrações de cloretos tenderam a um aumento, sobretudo no nível inferior, este fato, possivelmente, deve-se à facilidade da lixiviação e a alta solubilização do íon cloreto.

O nível superior apresentou comportamento oposto, ou seja, houve diminuição nas concentrações destes sais, isto pode está associado tanto ao processo de lixiviação somada a biodegradação, como já comentado, havia significativas quantidades de solo nas amostras coletadas, indicando que baixo teor de umidade devido às trocas com o ambiente e a própria lixiviação de líquidos. Essa lixiviação pode ser favorecida com o aumento da concentração de pH.

O nível superior apresentou variação de (576,0 mg/l a 99, 0 mg/l) para t=0 a os 223 dia de monitoramento, respectivamente, enquanto que o nível intermediário variou de (692 - 299,0), para o período de t=0 a 734 dias, e o inferior de (618,9 - 199,9 mg/l) para este mesmo período.

Segundo Coelho (2005), a faixa de valor de cloretos em aterros sanitários é de 30 a 5000 mg/l, estando, portanto, os valores observados nas análises realizadas na faixa descrita e dentro do esperado.

Os resultados encontrados no biorreator foram semelhantes ao encontrados por Leite (2008), Meira (2009) e Garcez (2009). Estes pesquisadores encontraram valores maiores ao longo do tempo nos níveis inferiores o que contribui muito para uma possível lixiviação de líquidos.

De acordo com Batstone (1989), a concentração de cloretos não é tóxica, mas indica o aumento ou a diminuição de contaminantes, destacando então, que a amostra inferior apresenta maiores elevações de contaminantes comparada a amostra superior, demonstrando que os níveis de contaminantes estão mais concentrados na parte inferior do biorreator. Isto já era esperado, pois a camada inferior funciona como depósito de líquidos provenientes da lixiviação, entretanto, a toxicidade não foi elevada, pois ocorreu neste nível processos degradativos acentuados (MELO, 2011).

4.2.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

As Figuras 48 e 49 apresentam a evolução da DQO e DBO₅ ao longo do tempo de aterramento. As concentrações de DBO₅ e DQO tendem a sofrer reduções ao longo da degradação dos resíduos aterrados, contudo a concentração de DQO decresce mais

lentamente em relação à DBO_5 , uma vez que a DQO é um parâmetro que pode ser relacionado com os mais diversos tipos de matéria orgânica (facilmente degradável e a dificilmente degradável).

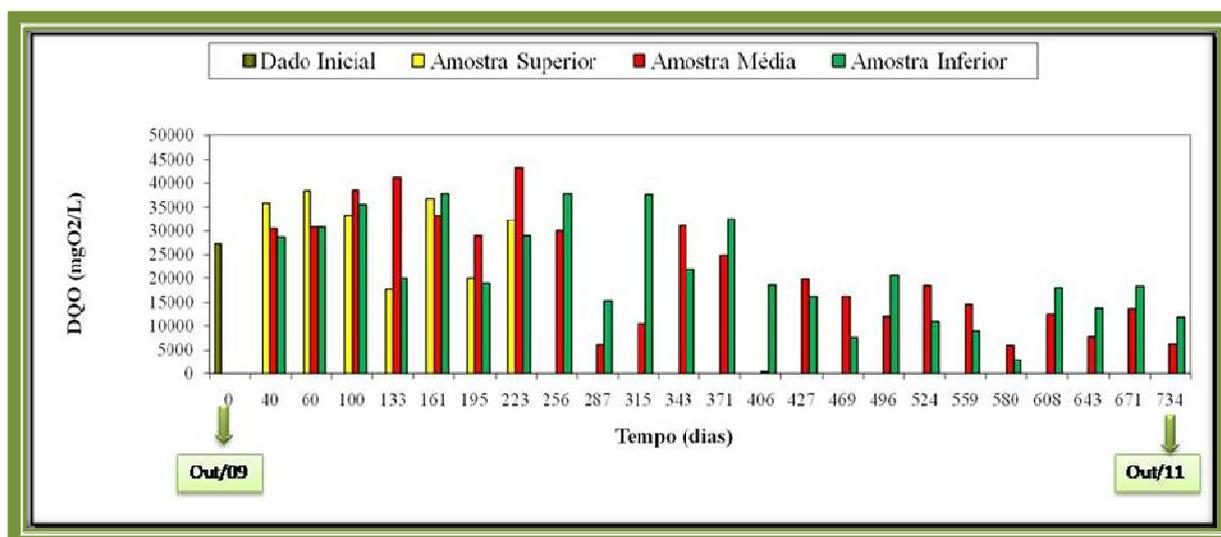


Figura 48: Evolução da DQO

Em se tratando da DQO houve uma variação no nível superior de 27309 mgO_2/l inicialmente para 32222 mgO_2/l que corresponde aos 223 dias de monitoramento, houve uma redução, em termos percentuais, de aproximadamente 10%.

O nível intermediário apresentou variação de 27309 mgO_2/l para 6299 mgO_2/l , respectivamente (t=0 a 734) dias de avaliação o que correspondeu a cerca de 76,9% de redução. No nível inferior a variação foi de 27309 mgO_2/l a 11811 mgO_2/l , para o mesmo período analisado, a redução foi de 56,7%.

Valores altos de DQO e DBO_5 inicialmente eram esperados, já que é uma característica da degradação dos resíduos depositados recentemente em aterros, onde há grande disponibilidade de matéria orgânica facilmente degradável, em seguida os valores passam a apresentar um decréscimo na concentração, o que pode estar relacionado diretamente à evolução do processo de digestão anaeróbia.

Com estes resultados pode supor a fase de degradação em que se encontra o biorreator, pois durante a fase ácida, características de pH baixo e parâmetros como DBO_5 e DQO elevados. Contudo, durante a fase metanogênica o pH varia entre 6,5 e

8,5 (Figura 44) e os valores de DBO_5 e DQO são significativamente menores (SEGATO & SILVA, 2000).

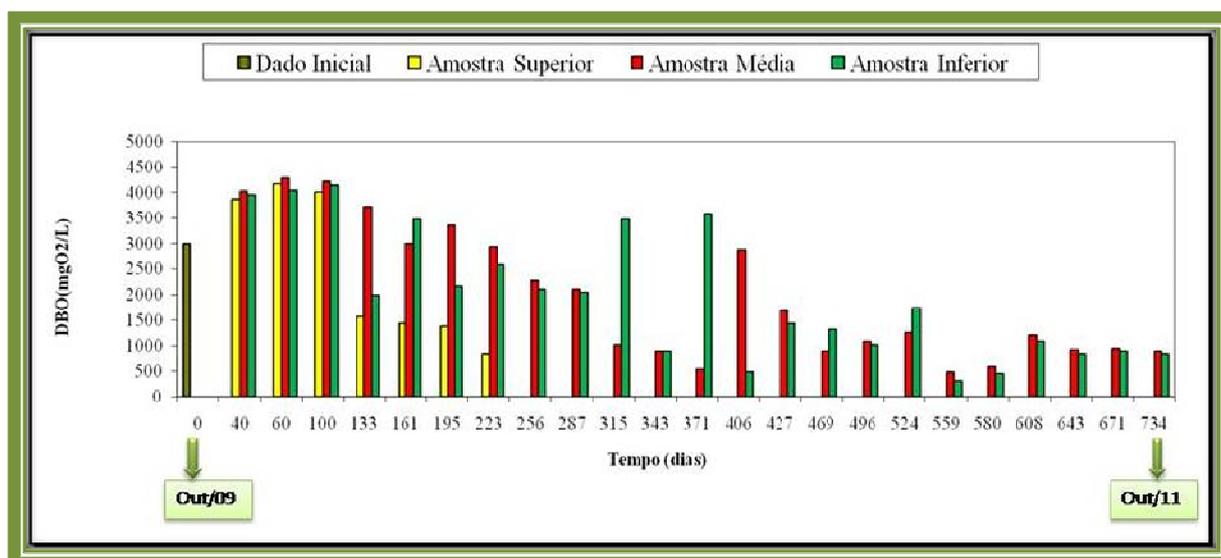


Figura 49: Evolução da DBO

Valores elevados também foram observados por El-Fadel *et al.* (2002) que verificaram variação de DQO entre 45.000 mgO₂/l e 120.000 mgO₂/l até os 160 dias de aterramento, Catapreta (2007) em seus estudos de aterros em Belo Horizonte também indica valores superiores a 40.000 mgO₂/l.

Assim como a DQO, a DBO_5 inicialmente apresentou altos valores e com o passar do tempo de monitoramento foram decaindo moderadamente, pode-se ainda observar alguns picos nestas análises, os quais podem está relacionados tanto com a heterogeneidade dos resíduos como também com a lixiviação existente no interior do biorreator (Figura 49).

O valor da DBO_5 obtido inicialmente para a camada superior foi de 3000 mgO₂/l ao fim do monitoramento houve uma redução para 840 mgO₂/l, em termos percentuais corresponde a 72%, já os níveis intermediário e inferior apresentaram, respectivamente, redução de 3000 mgO₂/l para 842 mgO₂/l, que corresponde a 70%, e de 3000 mgO₂/l para 842 mgO₂/l totalizando redução de 72%.

A DBO_5 e DQO diminuem com o tempo porque os ácidos voláteis e outros compostos orgânicos facilmente biodegradáveis, que são responsáveis pelos seus valores elevados na fase ácida, agora são quase totalmente consumidos e convertidos em subprodutos dentro do próprio biorreator (SOUTO, 2009). Isto já pode ser visualizado a partir dos 133 dias de monitoramento haja visto a redução da concentração dos compostos orgânicos com o processo de mudança de fases da biodegradação contribui para o aumento do pH. A partir dos 315 dias a DBO apresenta flutuações o que é considerado normal por se tratar de resíduos, logo após o período de flutuações a DBO_5 decai consideravelmente, ou seja, a concentração de ácidos voláteis estão diminuindo consubstancialmente como consequência aumento do pH e da alcalinidade.

Outros autores como Garcez (2009) e Meira (2009) encontraram valores semelhantes aos desta pesquisa, inclusive com flutuações nos valores de DQO e DBO.

A relação DBO/DQO é uma informação de extrema importância na avaliação da biodegradabilidade dos resíduos, é a partir desta relação que é possível inferir qual o estágio de degradação em que se encontram os resíduos (CASTILHOS JÚNIOR *et al.* 2006).

Segundo Tchobanoglous *et al.* (1993) as relações inicialmente variam na faixa de 0,5 para valores superiores, isto sugere que grande parte da matéria orgânica pode ser rapidamente biodegradável, enquanto que ao longo do tempo a relação DBO_5/DQO varia entre 0,05 a 0,2, ou seja, indicando que os resíduos se encontram na fase metanogênica, devido a presença de matéria orgânica não facilmente biodegradável.

Nos valores da relação DBO_5/DQO encontrados no biorreator podem ser observados através da Figura 50.

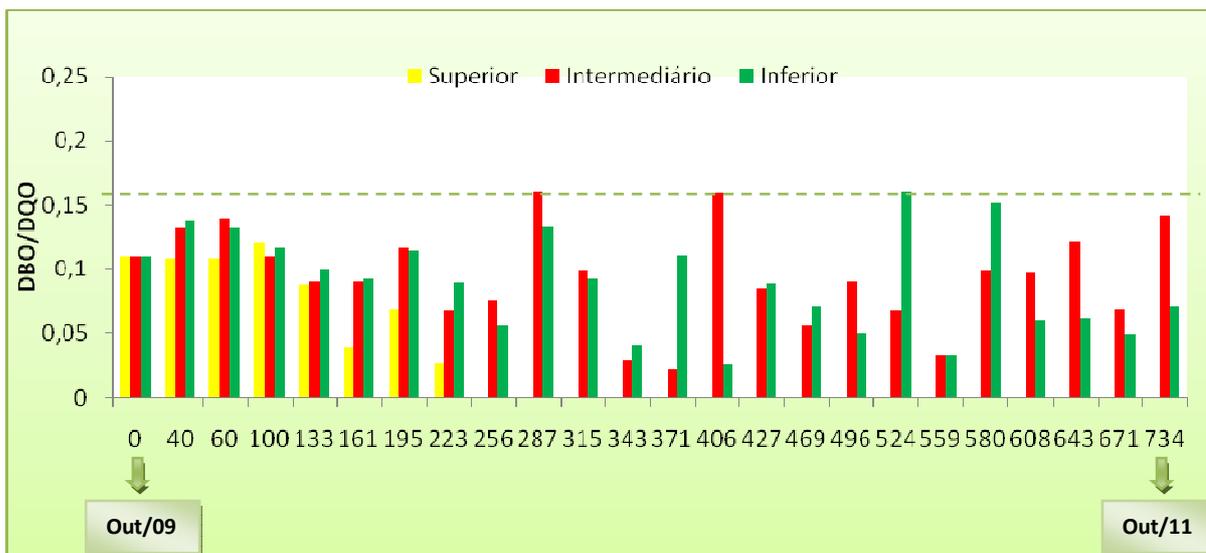


Figura 50: Relação DBO/DQO

No que se refere ao nível superior pode-se observar que apresentou um rápido decréscimo da relação DBO/DQO (0,1- 0,026) variação esta que corresponde do início ao fim do monitoramento. Já para o nível intermediário a variação foi de (0,1 -0,142) e para o nível inferior (0,1 – 0,071), percebe-se que para este dois últimos níveis de profundidade esta relação foi um pouco maior se comparados com o nível superior, pode está relacionado com o processo de lixiviação que carrega compostos dissolvidos aos níveis subseqüentes.

A razão DBO/DQO reflete o grau de degradação em aterro. Os processos de reações bioquímicas da fermentação ácida (fase aeróbia) são caracterizados por valores superiores a 0,4 da razão entre DBO/DQO, indicando que uma grande parte da carga orgânica pode decompor-se bioquimicamente de forma facilitada. Entretanto, os valores máximos encontrados foram de 0,16. Estes valores encontrados na célula experimental são típicos de fermentação metanogênica e indicam dificuldades para continuar a degradação. Segundo vários autores valores inferiores a 0,1 para razão entre DBO e DQO, indica que as substancias possuem dificuldades para continuar a degradação. Entretanto os valores observados, no caso da célula experimental monitorada, indicam para uma bioestabilização da matéria orgânica (FARIAS, 2011), MEIRA (2009).

Os resultados obtidos desta relação foram até mais baixos que os alcançados por Junqueira (2000) que cita valores de 0,20 para aterros com 10 anos de operação.

Os valores da relação DBO/DQO encontrados para o biorreator pode indicar a rápida bioestabilização dos RSU disposto.

4.2.6 Sólidos Voláteis (SV)

A Figura 51 apresenta a evolução temporal dos sólidos voláteis. Pode-se observar que os valores de sólidos voláteis, assim como a maioria dos parâmetros analisados anteriormente, apresentaram valores elevados no início, reduzindo ao longo do período de monitoramento.

Primeiramente pode se observar que o dado inicial ($t=0$) para este parâmetro não foi calculado, devido a problemas operacionais e ajustes de metodologias ocorridos, assim como o teor de umidade.

No nível superior podem-se observar valores iniciais de SV na ordem de 63%, ao final do monitoramento apresentou 3% de SV, pode-se notar uma considerável redução que corresponde a 95%, este valor também pode está relacionado à quantidade de solo que foi retirada nos últimos meses de coleta mais precisamente após os 161 dias de monitoramento. No nível intermediário a redução correspondeu a 61% e no nível inferior 60%.

Embora os SV indiquem de forma indireta a quantidade de matéria orgânica a ser degradada nos resíduos não há necessariamente relação direta entre sólidos voláteis, DQO e DBO. A DBO será alta se os sólidos voláteis forem facilmente biodegradáveis, mas será baixa se eles forem recalcitrantes. Se não houver substâncias inorgânicas que conferem DQO, como metais reduzidos e cloretos, o valor da DQO estará ligado quase que unicamente aos sólidos voláteis e sua remoção implicará na remoção quase total da DQO (SOUTO, 2009).

Palmisano & Barlaz (1996) reportam valores de redução de SV na faixa de 35 – 60% e Kelly (2002) 58 % para resíduos sólidos depositados em células de aterros com 730 dias de monitoramento.

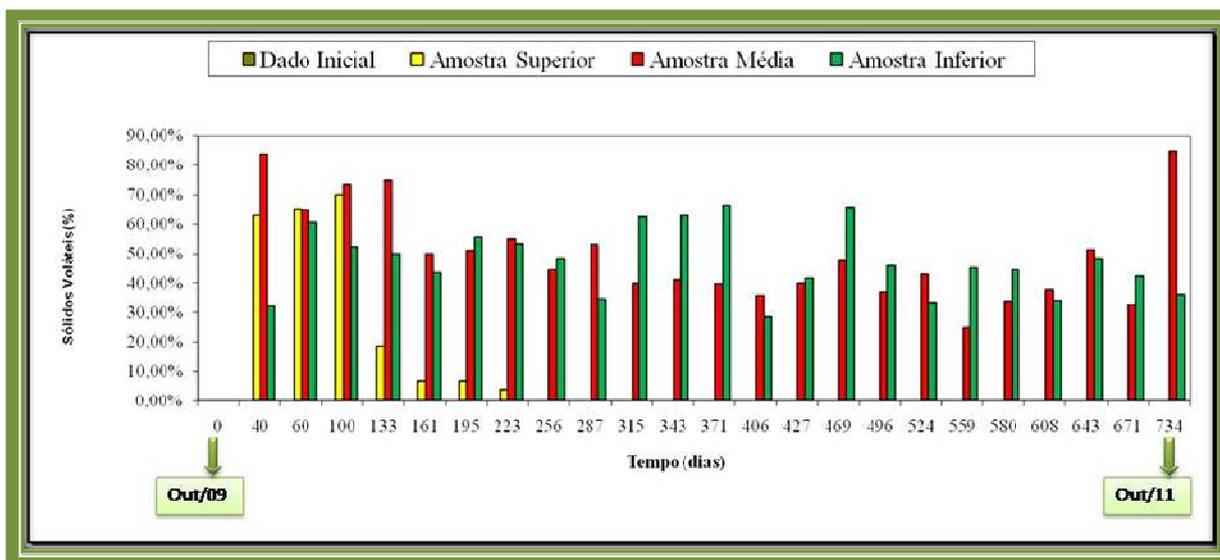


Figura 51: Evolução dos sólidos voláteis

Em estudos envolvendo biorreatores de RSU, Alcântara (2007) verificou uma redução em termos percentuais de matéria orgânica de 36% de SV num período de 365 dias. Pode – se observar que os valores obtidos estão sendo degradados de forma satisfatória, já que ocorre a redução do teor de sólidos ao longo do tempo para todos os níveis de profundidade.

4.2.7 Nitrogênio Kjeldahl Total (NTK)

O nitrogênio é um componente essencial para a síntese de proteínas e aminoácidos e por ser de extrema importância ambiental avaliou-se a partir da Figura 52 a evolução temporal da concentração de NTK presente na massa de resíduos. Observa-se que as concentrações de NTK para o nível superior apresentou uma variação de (398 a 33 mg/l), este intervalo contempla respectivamente (0- 223 dias). Segundo Souto & Povinelli (2007) encontra-se dentro das características mais prováveis de resíduos depositados em aterros sanitários, no qual a faixa máxima de variação obtida é de (80 – 3100 mg/l).

Os níveis intermediário e inferior por sua vez, também seguiram a tendência de redução ao longo do monitoramento, apresentaram uma variação de (315 a 114 mg/l), que corresponde ao período de (0- 734 dias) e (302 a 83 mg/l), respectivamente para o

mesmo intervalo. Dados semelhantes foram encontrados por Freitas (2009), que reportam valores que variaram até 380 mg/l.

Valores iniciais mais altos de NTK já eram esperados, de acordo com a literatura, devido à fase inicial de degradação dos resíduos, já que estes se encontram na fase de transição da hidrólise, fase esta que marca a mudança do ambiente aeróbio para o anaeróbio, à acidogênese na qual a atividade microbiana iniciada naquela fase é acelerada com a produção de ácidos orgânicos em quantidades significativas e a menor produção de gás hidrogênio.

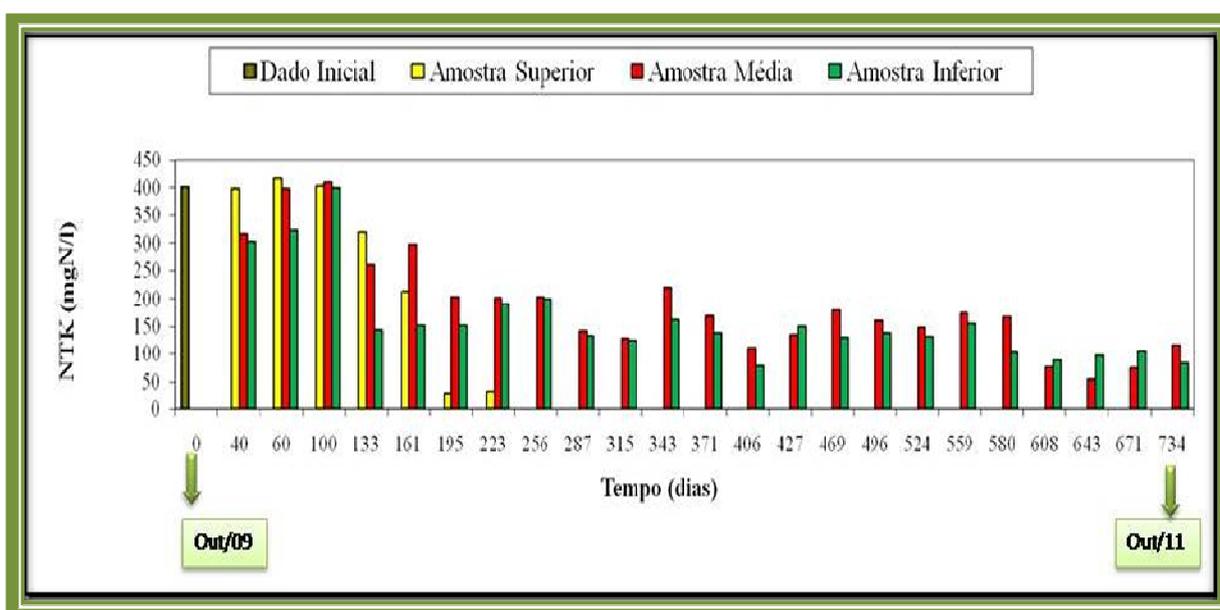


Figura 52: Evolução do NTK ao longo do tempo

Nota-se que a partir dos 133 dias de monitoramento houve uma redução da concentração de NTK para todos os níveis de profundidade, que também já eram esperados devido à redução significativa de matéria orgânica no meio.

4.2.8 Nitrogênio Amoniacal

A decomposição pelas bactérias transforma o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, depois em nitrito e, por último, em nitrato. Os altos teores de nitrogênio

amoniacal são indicativos de que ainda há bastante matéria orgânica a ser decomposta e que os líquidos lixiviados resultantes, não estão estabilizados em termos de demanda de oxigênio no meio (Metcalf & Eddy, 1985).

Na figura 53 apresenta-se a evolução temporal do nitrogênio amoniacal, na qual se observa que na camada superior houve uma variação de 178,6 mg/l nos primeiros 40 dias a 12,2 mg/l correspondente aos 223 dias de monitoramento. Já a camada intermediária apresenta valores que variaram de 167,85 a 5,6 mg/l respectivamente ao mesmo período de monitoramento citado anteriormente. Na camada inferior os valores obtidos foram de 155,1 a 11,2 mg/l.

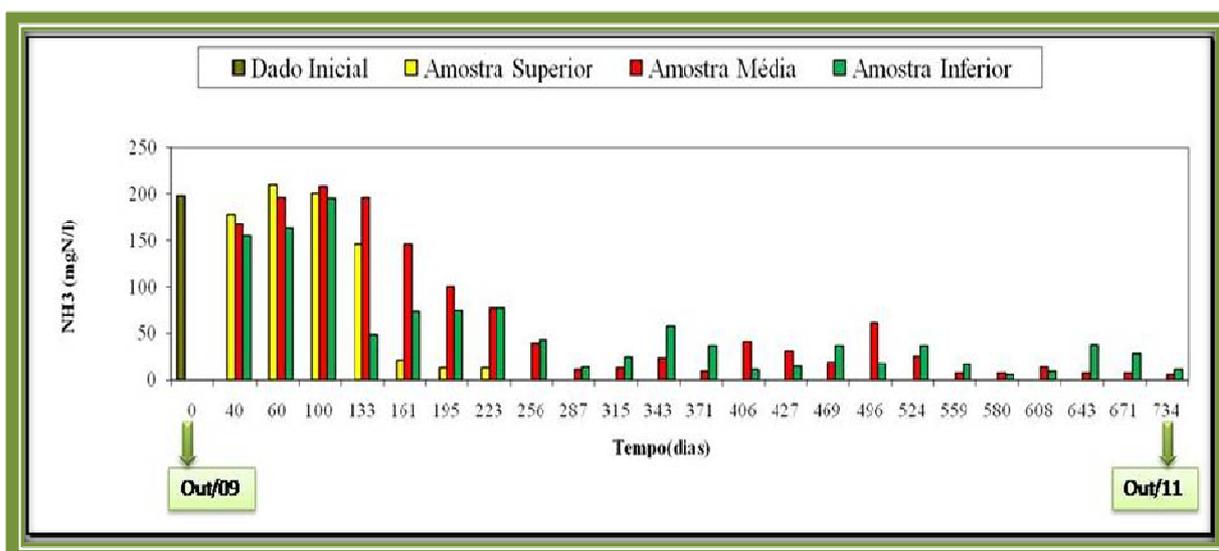


Figura 53: Evolução temporal nitrogênio amoniacal

Nota-se que a máxima concentração observada, que foi da ordem de 200 mg/l, está muito abaixo das concentrações que Calli *et al.* (2005) consideram como potencialmente tóxicas, que são acima de 600 mg/l. Porém Tchobanoglous (1994) e El Fadel *et al.* (2002), consideram que resíduos com tempo de aterramento de até 0-2 anos podem apresentar concentrações máximas de 800 mg/l sem prejudicar ou inibir as atividades metabólicas envolvidas no processo de degradação.

Altas concentrações de nitrogênio amoniacal inicialmente presentes nos resíduos depositados em aterros podem ser conseqüência da degradação biológica de

aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados, durante a fase acetogênica (EDUARDO, 2007).

No geral, percebe-se que as concentrações do nitrogênio amoniacal sofreram uma redução considerável, a partir dos 133 dias de monitoramento, para todos os níveis de profundidade, isto pode está associado com a passagem das fases de degradação passando da acetogênese (fase característica de aumento do N-amoniacal) para metanogênese, que segundo Alcântara (2007), é características de baixa concentração de nitrogênio amoniacal, devido o processo da bioestabilização da matéria orgânica. Dados semelhantes foram encontrados por Leite (2008) em estudos com biorreatores na cidade de Campina Grande.

Esta redução pode ter sido conseqüência da dessorção da amônia livre (NH_3^-) para a fase gasosa, já que o pH do extrato se encontra acima de 7,5 favorecendo com isso a presença desta forma sobre o íon amônio (NH_4^+), e/ou pela utilização desta amônia como fonte de nitrogênio pelos microrganismos. A remoção da amônia dá-se, também, em meio aeróbio, através da nitrificação, entretanto, não é provável que este mecanismo tenha sido utilizado no biorreator em estudo pelo fato destes terem sido mantidos sob condições anaeróbias.

Embora a amônia (NH_3^-) seja tóxica e em pH básico o seu efeito seja potencializado, devido ao favorecimento da produção destas espécies em detrimento do íon amônio (NH_4^+), a concentração de amônia não afetou as atividades da biodegradação dos RSU no biorreator, pois a matéria orgânica presente vem sendo degradada normalmente, mesmo com aumento do pH e da alcalinidade.

Em estudo realizado neste biorreator quanto ao desenvolvimento das bactérias para o mesmo período de monitoramento, Araújo (2011) apresentou que as bactérias presentes nos biorreator se desenvolveram de maneira satisfatória, com isso pode-se dizer a toxicidade da amônia no interior do biorreator não exerceu influência para as bactérias, porém pode ser tóxica para outros microrganismos.

4.2.9 Resultados Estatísticos

4.2.9.1 Estatística descritiva

Foram analisados através da estatística descritiva os seguintes parâmetros: teor de umidade, pH, alcalinidade, ácidos voláteis, sólidos voláteis, Cloretos, DBO, DQO, NTK e nitrogênio amoniacal, por estarem diretamente associados à biodegradação dos resíduos no biorreator em estudo.

A análise descritiva dos dados é apresentada na Tabela 4, que mostra o estudo da média, desvio padrão, coeficiente de variação, máximo e mínimo.

Observa-se através da análise descritiva que os dados em sua maioria apresentam altas dispersões isto acontece quando, segundo Paiva (2009), o coeficiente de variação for maior que 30%, este autor indica ainda que coeficientes de variação abaixo de 15% a dispersão dos valores são consideradas baixas e coeficientes entre 15 e 30% são consideradas de média dispersão.

Tabela 4: Análise descritiva dos dados

Variáveis	Média	Desvio padrão	Coeficiente de Variação	Máximo	Mínimo
pH	7,72	0,64	0,08	8,35	5,62
Alcalinidade	1424,6	491,84	0,34	3027,5	693,3
Ácidos voláteis	666,81	316,58	0,47	1480	270
Teor de umidade	51,16	14,66	0,29	65,52	32,96
Sólidos voláteis	47,30	9,01	0,20	65,33	32,15
Cloretos	628,0	316,03	0,64	1349,58	129,96
DQO	21449,81	705,36	0,41	35925,9	4455,45
DBO	1909,35	619,08	0,42	4166,0	390,0
NTK	180,55	46,72	0,30	401,0	75,04
N- amoniacal	60,32	25,30	0,91	201,3	6,44

Das variáveis apresentadas no Quadro 3 a alcalinidade, os ácidos voláteis, cloretos, DBO, DQO, N- amoniacal apresentaram –se com alta dispersão, enquanto que

o teor de umidade, sólidos voláteis e NTK são classificados como de média dispersão e o pH é considerado de baixa dispersão. Esta análise geral mostra que os resultados obtidos mensalmente, dos parâmetros analisados, variam muito ao longo do monitoramento, com exceção do pH que apresentou baixa dispersão.

4.2.9.2 Matriz de correlação

O estudo estatístico multivariável em componentes principais foi realizado, inicialmente com a construção da matriz de correlação, na qual foram considerados os seguintes parâmetros: dias, pH, ácidos voláteis, alcalinidade, teor de umidade, sólidos voláteis, cloretos, DBO, DQO, NTK e nitrogênio amoniacal, essa matriz tem o objetivo de avaliar os parâmetros que apresentam correlações ao longo do monitoramento.

Utilizou-se o critério de excluir aquela variável que não apresentasse uma correlação de +/- 0,70 com pelo menos duas outras variáveis. Em seguida foi realizado uma Análise em Componentes Principais (ACP) no intuito de verificar a formação de grupos de variabilidades.

A Tabela 5 apresenta a matriz de correlação das variáveis analisadas durante os 734 dias de monitoramento.

Tabela 05: Dados da Matriz de Correlação

Variáveis	Dias	pH	Alcalin.	Ac. Voláteis	Umid.	Sólidos Voláteis	Cloretos	DBO	DQO	NTK	N Amoniacal
Dias	1,00										
pH	0,65	1,00									
Alcalin.	0,18	0,32	1,00								
Ac. Voláteis	-0,52	-0,70	0,03	1,00							
Umid.	0,61	0,38	-0,04	-0,28	1,00						
Sólidos Voláteis	-0,39	-0,58	-0,30	0,31	0,07	1,00					
Cloretos	-0,20	-0,27	0,03	0,16	0,04	0,46	1,00				
DBO	-0,88	-0,66	-0,22	0,59	-0,52	0,53	0,11	1,00			

DQO	-0,80	-0,47	-0,21	0,46	-0,59	0,34	0,21	0,77	1,00		
NTK	-0,80	-0,74	-0,32	0,53	-0,34	0,66	0,26	0,82	0,66	1,00	
N Amoniacal	-0,82	-0,78	-0,39	0,51	-0,48	0,61	0,13	0,87	0,67	0,95	1,00

Pode-se observar através desta matriz que a maioria dos parâmetros analisados não se correlaciona entre si, ou seja, apresentam correlações menores que +/- 0,70.

Porém percebe-se que a variável Dias se correlaciona negativamente com a DBO, DQO, NTK e N-Amoniacal, isto quer dizer que com aumento do número de dias de monitoramento do biorreator, ocorre uma redução das concentrações destas variáveis acima citadas, esta correlação já era esperada, pois com o passar do tempo a quantidade de matéria orgânica presente no biorreator diminui, com isso reflete em menores concentrações de DBO, DQO, NTK e N-Amoniacal.

O pH também se correlacionou negativamente com as variáveis: ácidos voláteis, NTK e N-Amoniacal, ou seja, enquanto o pH tende a aumentar ao longo do monitoramento a concentração de ácidos voláteis, NTK e N- Amoniacal tendem a diminuir ou o contrário. Isto está associado com as fases de degradação que ocorre no biorreator, inicialmente, os compostos orgânicos complexo são convertidos em compostos mais simples por meio da hidrólise, em seguida os compostos metabolizados nesta fase são convertidos em ácidos voláteis, alcoóis, ácido láctico, amônia entre outros compostos que conferem diminuição do pH, com isso há um aumento na concentração de amônia, ácidos voláteis e NTK. Ao longo do monitoramento a concentração de ácidos voláteis tende a diminuir assim como NTK e N- Amoniacal devido ao consumo destes compostos gerados por parte dos microrganismos metanogênicos, conferindo com isso aumento da concentração de pH e diminuição das variáveis de correlação.

O nitrogênio amoniacal se relaciona positivamente com o NTK, ou seja, segue o mesmo comportamento, devido o nitrogênio amoniacal ser parte integrante do NTK.

4.2.9.3 Teste de Normalidade

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

O Quadro 5 mostra a distribuição dos dados. Pode-se perceber que todas as variáveis tenderam a uma distribuição normal, uma vez que os valores obtidos para o p-valor sempre foi maior que 0,05, resultando assim na aceitação da hipótese nula com 95% de certeza.

Quadro 5: Teste de Normalidade de Kolmogorov-Smirnof

Variável	Distribuição Normal
pH	Sim
Alcalinidade	Sim
Ácidos voláteis	Sim
Sólidos voláteis	Sim
Teor de umidade	Sim
Cloretos	Sim
DQO	Sim
DBO	Sim
Nitrogênio Amoniacal	Sim
NTK	Sim

4.2.9.4 Análise Estatística dos Componentes Principais (ACP)

As variáveis empregadas para o estudo da ACP foram às mesmas utilizadas para a construção da matriz de correlação. A Figura 54 apresenta a análise da ACP,

que tem como objetivo verificar o comportamento das amostras ao longo do tempo além do mais associar as semelhanças existentes.

Observa-se que a projeção de variação dos dados nos dois eixos principais, tidos como Factor 1 e Factor 2 explicam em mais de 80% a variabilidade do processo, representando uma boa correlação entre os dados.

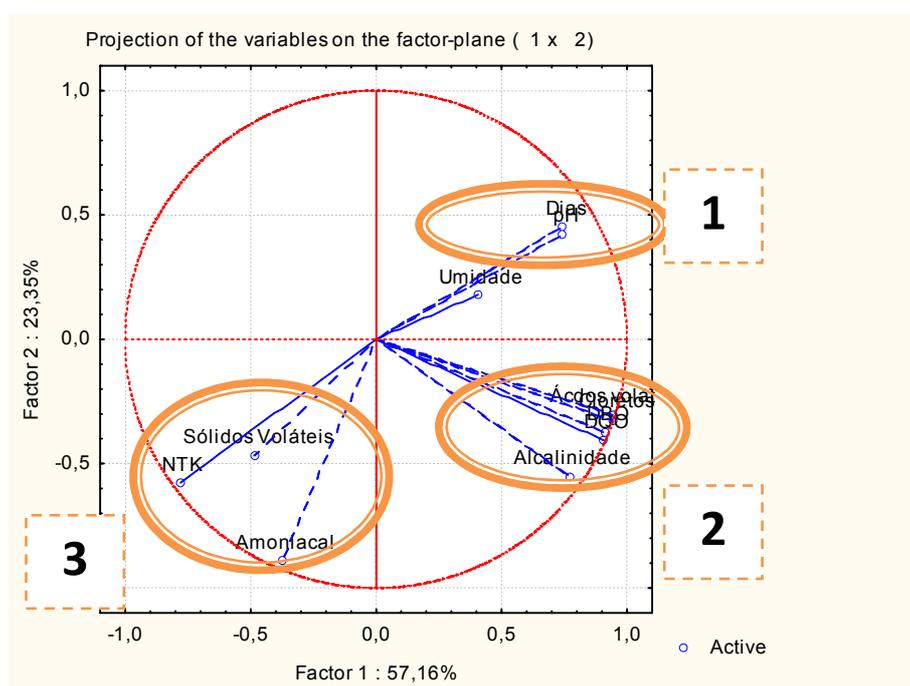


Figura 54– Análises em Componentes Principais

Pode-se observar que análise da ACP apresentada na Figura 55 mostra a formação de 3 grupos que se correlacionam.

No grupo 1 que é composto por dias pH apresentam comportamentos semelhantes, pois a concentração do pH tende a aumentar com o passar do tempo, em função do processo da biodegradação que ocorre no biorreator, já os sólidos voláteis, o NTK e N-Amoniacal tem comportamento oposto ao grupo 1.

O grupo 2 composto por ácidos voláteis, DQO, DBO, alcalinidade apresentam comportamento semelhante, com exceção a alcalinidade que embora apresentem correlações entre si, à relação as demais análises é oposta.

O grupo 3 apresenta correlação negativa ao grupo 1 fato que também já era esperado, pois com o passar dos dias pH segue aumentando enquanto que os sólidos voláteis, o NTK e N-Amoniacal, que formam o grupo 3, apresentam concentrações reduzidas ao longo do tempo.

5. CONCLUSÕES

- ✓ A degradação dos resíduos sólidos urbanos depositados no biorreator foi satisfatória;
- ✓ O estudo da caracterização dos resíduos demonstrou a importância de conhecer os resíduos participantes do processo de degradação, pois a partir desta relação é que consiste à elaboração de estudos e projetos de aterros sanitários, assim como da implantação e monitoramento dessas obras;
- ✓ A composição gravimétrica dos resíduos demonstra que a maior parcela de resíduos gerados é de matéria orgânica (66%);
- ✓ O teor de umidade dos resíduos ao longo do tempo foi propício a degradação dos RSU depositados no biorreator;
- ✓ Os RSU coletados, na sua caracterização inicial, apresentaram propriedades ligeiramente ácidas, NTK e nitrogênio amoniacal;
- ✓ A fase em que se encontram os RSU presentes neste biorreator, através dos parâmetros monitorados, é a metanogênica dado que os valores encontrados são característicos desta fase;
- ✓ A degradação anaeróbia ocorre de maneira satisfatória já que as substâncias alcalinas contidas no biorreator apresentam-se dentro da faixa típica (1000 a 5000 mgCaCO₃/L);
- ✓ A degradação da matéria orgânica reduziu em torno de 70% para todos os níveis de profundidade estudados;

- ✓ Os RSU coletados na cidade de Campina Grande apresentaram, na sua caracterização inicial elevado teor de sólidos voláteis compatíveis com o teor de matéria orgânica encontrado na composição dos resíduos;
- ✓ A evolução da concentração de cloretos indicou que os níveis de contaminantes estão mais concentrados na parte inferior do biorreator principalmente devido a processos de lixiviação;
- ✓ Mesmo a amônia sendo tóxica em pH acima da neutralidade, os resíduos sólidos depositados no biorreator não apresentaram até o momento do monitoramento toxicidade à atividade microbiana, pois a degradação dos resíduos ocorreu normalmente.

5.1 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

- ✓ Estudar e aprimorar metodologias de parâmetros físico-químicos dos resíduos sólidos urbanos a fim de minimizar os compostos interferentes;
- ✓ Estudo de outras análises como nitrito, nitrato, COT, relação C:N a fim de obter maiores correlações desses parâmetros com a degradação dos resíduos;
- ✓ Avaliar a correlação do processo degradativo com os recalques ocorridos no biorreator.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT NBR 10004: Resíduos Sólidos – classificação. Rio de Janeiro, 2004^a 74p.

_____. **NBR 6457**: amostras de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 1986a. 9 p.

_____. **NBR 10007**: Resíduos Sólidos – amostragem de Resíduos. Rio de Janeiro, 2004c. 21p.

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

ABRELPE. **Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais**. 2010.

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. UFPE. Recife. 2007.

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

ARAÚJO, E. P. **Estudo do comportamento das bactérias aeróbias e anaeróbias na biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande – PB**. Dissertação de mestrado- Universidade Federal de Campina Grande. UFCG. Campina Grande. 2011.

BARLAZ, M. A.; SCHAEFER, D. M.; HAM, R. K. **Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill.** Appl. Environ. Microbiol. v.55, p. 55-56, 1989.

BARLAZ, M. A.; HAM, R.K., SCHAEFER, D.M. **Methane production from municipal refuse: a Review of Enhancement techniques and microbial dynamics.** CRC Critical Reviews in Environmental Control, 1990.

BATSTONE, R.; SMITH, J.; WILSON, D. **The safe Disposal of Hazardous Wastes- The special Needs and Problems of Developing Countries.** Word Bank Technical, nº 93, vol 1 e 2. Washington D.C. 1989.

BESEN, G. R, **Classificação do lixo. Almanaque Socioambiental,** ed. Gráfica. São Paulo, 2004.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos sólidos,** 1ª ed, v.1, São Carlos, EESC-USP, 1999.

BRAGA, Benedito *et al.* **Introdução á engenharia ambiental-** 2 ed.; São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRITO, A. L. F. SOARES, S. R. **Necessidade de normas e critérios para avaliar e dispor resíduos estabilizados por solidificação.** I Congresso Interamericano de resíduos sólidos industriais. Disponível em: <http://www.biblioteca.sebrae.com.br/bds.pdf>. Acesso em 15 de outubro de 2009.

CALLI, B.; Mertoglu, B.; Inanc, B. **“Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives.”** Chemosphere, 59(6), 819-829, 2005.

CARDIM, R. D. **Estudo da resistência dos Resíduos Sólidos Urbanos por meio de Ensaio de Cisalhamento Direto de Grandes Dimensões**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF, 91p. 2008.

CASTILHOS JR. A. B. (Coordenador), 2003. **Resíduos sólidos urbanos: Aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Projeto PROSAB - RIMA, ABES. Rio de Janeiro. 2003.

CASTILHOS JR, A. B. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 3 Resíduos Sólidos. PROSAB- Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

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

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. **Evaluation of the Relation Between Precipitation and Leachate Flow in an Experimental Sanitary Landfill**. XXXI Congresso Interamericano Aidis, Santiago – CHILE. Centro de Eventos Casa Piedra, 12 – 15 Octubre de 2008.

CETESB. Companhia de Tecnologia de saneamento Ambiental **“Resíduos sólidos urbanos e limpeza pública”**. São Paulo-SP. 1990.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 246p.1997.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.5, 379p. 2007.

CHUGH, S.; CLARKE, W.; PULLAMMANAPPALLIL, P.; RUDOLPH, V. **Effect of recirculated leachate volume on msw degradation**. Waste Management and Res. v. 16, n. 6, p. 564-573, 1998.

CIAVATTA, C.; GOVI, M.; SIMONI, A & SEQUI, P. (1993). “**Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes**”, Biosensource Technology, 43 pp. 147-153.

COELHO, H.M.G.; LANGE, L.C.; SIMÕES, G. F. ; FERREIRA, C.F.A; VIANA, D.F. **Avaliação do desempenho de camadas de cobertura intermediárias e finais em células experimentais de disposição de resíduos sólidos urbanos**. In:Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. Rio de Janeiro : ABES, 2005.

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**. São Carlos, 2008. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 2008.

COSTA NETO, P. L. O. **Estatística**. São Paulo: Edgarrd Blucher, 264p. 1978.

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

D’ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: IPT/CEMPRE. 2000.

DINIZ.D.T.L. **Remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro de resíduos sólidos por precipitação química com formação de estruvita**. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília. Brasília, 2010.

ECO CIDADE. **Apesar de nova lei, Brasil ainda vai conviver com lixões**. Disponível em: <http://www.ecocidades.com/2011/04/page/2/>. Acesso em: 27 de novembro de 2011.

EDUARDO, J. **Avaliação das características microbiológicas e físicoquímicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ - Brasil)**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental, UERJ – Rio de Janeiro, 2007.

EGREJA FILHO, F. B. **Relatório de atividades de consultoria junto à superintendência de limpeza urbana de Belo Horizonte**. Belo Horizonte: CODEPRO, 1996.

EL FADEL, M.; DOUSEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLIC, B. **Factors influencing solid waste generation and management**. Waste Management, Amsterdam, v. 22, p. 269-276. 2002.

FERREIRA, A. G. **Estudos dos lixiviados das frações do aterro sanitário de São Carlos- SP por meio da caracterização físico-química**. Dissertação de mestrado. São Paulo. São Carlos, 2010.

FERREIRA, M. A. S. **Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em aterros sanitários**. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro. UFRJ. 2006.

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. 213 f. Porto Alegre. 2003.

FUCALE. S. P. **Influência dos componentes de reforço na resistência de resíduos sólidos urbanos.** Tese de Doutorado. Centro de tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco. Pernambuco, 215 P. 2005.

GALVANI. F.; CAMPOLIN, A. I.; PINHEIRO, Rubens S. **Programa de gestão ambiental da Embrapa Pantanal.** Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2007. 3p. ADM – Artigo de Divulgação na Mídia, n. 116. Disponível em: <<http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/ADM116>>. Acesso em: 05 de outubro de 2009.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um bioreator de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB.** Dissertação (Mestrado Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

GOMES. L. A. **Desempenho de um reator anaeróbios em bateladas sequenciais no tratamento de lixiviado proveniente da degradação de Resíduos Sólidos Urbanos.** Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF, 104p. 2008.

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

HOORNWEG Daniel, THOMAS Laura & OTTEN Lambert. **Urban System Management. Composting and Its Applicability in Developing Countries. Published for the Urban Development Division.** The World Bank, Urban and Local Government, Washington DC, March 2000.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Contagem Populacional.** 2010.

INFOESCOLA. **Reações Exotérmicas.** Disponível em: <http://www.infoescola.com/quimica/reacoes-exotermicas>. Acesso em 05 de dezembro de 2011.

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

IPT/CEMPRE, Lixo Municipal. **Manual de Gerenciamento Integrado** / Coordenação: Maria Luiza Otero D'Almeida, André Vilhena. 4ª Ed.- Rio de Janeiro: Record, 2006.

JÚNIOR, N. B. C. **Cartilha de gerenciamento de Resíduos Sólidos para a Construção Civil**. SINDUSCON – MG, 2005.

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

KELLY, R. J. **Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability**. Thesis (Environmental Science and Engineering). Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University. 2002.

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. **Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review**. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32 (4), pp. 297-336. 2002.

LANDVA, A. O.; CLARK, J. I. **Geotechnics of waste fills – Geotechnics of waste fills - Theory and Practice**, ASTM STP 1070, Arvid Landva, G. David Knowles, editors. p. 86-103. Philadelphia, 1990.

LEI 12.305/2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos- PNRS**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá

outras providências. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. 2010.

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

LEITE, H. E. A. S. **Estudo do comportamento de aterros de RSU em um bioreator em escala experimental na cidade de Campina Grande –PB.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 218p. 2008.

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

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da Eficiência e Aplicabilidade de um Sistema Integrado de Tratamento de resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume.** 175p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2002.

LIMA, A.L.; JUCÁ, J. F. T; BRITO, A. R; MELO, M. C. Estudos comparativos de diferentes metodologias para determinação de umidade e sólidos voláteis aplicadas em resíduos sólidos urbanos. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002, Vitória. **VI Simpósio Ítalo Brasileiro De Engenharia Sanitária e Ambiental.** Vitória, 2002.

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

LIPOR. **Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto.** Caderno Técnico. 2000.

LOPES, D. D. Tratamento Biológico de Lixiviado com Remoção de Nitrogênio: Sistemas de Lodos Ativados In: GOMES, L.P. (coord). **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras.** Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

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

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

MATTEI, G.& ECOSTEGUY, P.A.V. **Composição gravimétrica de resíduos sólidos aterrados.** Nota Técnica. Revista ABES. Vol. 12. N° 3. 2007.

MARIANO, M. O. H.; MACIEL, F. J.; FUCALE, S. P.; JUCÁ, J. F. T.; BRITO, A. R. **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.

MEIRA, I. C. R. **Chorume do Aterro Sanitário de Goiânia, Tratamento por Floculação/Coagulação/Degradação Fotoquímica e Custos operacionais.** Dissertação de Mestrado. Florianópolis – SC. Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, pág.46. 2003.

MEIRA, R. C. **Estudo biodegradativo dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB em escala experimental**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 113p. 2009.

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

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

MENDES P. M. R. **Recalque do Maciço dos Resíduos Sólidos no Aterro Sanitário do Município de Foz do Iguaçu – PR**. Trabalho de Conclusão de Curso. União Dinâmica de Faculdade Cataratas - Curso de Engenharia Ambiental. Foz do Iguaçu – PR. 2009.

METCALF, L.; EDDY, P.H. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 3rd ed. Singapore: McGraw-Hill Int. 1991.

METCALF, L.; EDDY, Inc. **Wastewater Engineering – Treatment and Reuse**. 4ª edição. McGraw-Hill. 1819 p. 2003.

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

MONTEIRO, V. E. D. M; MELO, M. C.; ALCÂNTARA, P. B.; ARÁUJO, J. M.; ALVES, I. R. F. S.; JUCÁ, J. F. T. **Estudo do comportamento de rsu em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos**. Artigo técnico. Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.11 nº3. Rio de Janeiro July/Sept. 2006.

OPAS. Organização Pan-Americana da Saúde. **Manejo de resíduos sólidos. Conceito**. Disponível em: <http://www.opas.org.br/ambiente/temas>. Acesso em 12 dezembro de 2006.

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

PALMA, J. H. G.; VALENZUELA, P. I. T.; ESPINACE, R. H. A. **Reducción de los Tiempos de Estabilización en Rellenos Sanitarios Operados con Recirculación de Lixiviados Tratados**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2000.

PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A, **Microbiology of Solid Waste**. pp.1-224. In Anna C. Palmisano, Morton A. Barlaz (eds). 1996.

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. 2010.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. Tech Project n. E20 G01. 1985.

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

REVISTA VIRTUAL. **Relação entre a normalidade e concentração**. Disponível em: <http://www.colegioweb.com.br/quimica/relacao-entre-normalidade-e-concentracao-em-moll.html>. Acesso em: 05 de dezembro de 2011.

RIBEIRO, L. S. **Degradação fotocatalítica do chorume gerado em aterros sanitários: Avaliação das propriedades microbiológicas.** Universidade Estadual da Paraíba, 2007.

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

RUMO SUSTENTÁVEL. **Lixão, aterro controlado e aterros sanitários.** Disponível em: <http://www.rumosustentavel.com.br/ecod-basico-lixao-aterro-controlado-e-aterro-sanitario>. Acesso em: 25 de novembro de 2011.

SANTOS, A. B.; MARTINS, M. F. **Pensamento estatístico: um componente primordial para o sucesso do Programa de Qualidade Seis Sigma.** ENEGEP (2004), Florianópolis, SC– Brasil. 2004.

SELDLAK, R. J. **Introduction in phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater.** Principles and pruchid. 2 ed. Lewis, 1991.

SEGATO, L. M. ; SILVA, C. L. **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru.** In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000. 521p.

SHARHOLY, M; AHMAD, K.; VAISHYA R.C.; GUPTA, R. D. **Municipal solid waste characteristics and management in Allahabad,** India. Waste Management. v. 27, n. 4, p. 490-496, 2007.

SAWYER, C. N.; MCCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering.** 4 ed. New York: McGraw-Hill Inc., p. 168-174, 1994.

SILVA, V.G. **Monitoramento de parâmetros físico, químicos e biológicos em um reator anaeróbio híbrido (RAH) em escala piloto, tratando água residuária do café produzido por via úmida.** Dissertação de mestrado. UFLA. 2007.

SILVA, D.D. **Remoção biológica de nitrogênio pela via curta de lixiviado de aterro sanitário operando um reator em bateladas seqüenciais (SBR)**. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

SILVEIRA, A. M. M. **Estudo do Peso Específico de RSU**. Tese de Doutorado, UFRJ, 2004.

SISINO, C. L. S. **Estudo Preliminar da Construção Ambiental em Área de Influência do Aterro Controlado do Morro do Céu – Niterói RJ**. 1995. Dissertação (Mestrado). FIOCRUZ. Technology. 1994. MacGraw-Hill, 1993. 978 p. S.J. Análises de Solo, Plantas e Outros Materiais. UFRGS. 1995.

SOUTO, G. A. B. Lixiviado de aterro sanitário- **Estudo da remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. São Carlos. Tese de doutorado- Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 2009.

SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. Características de Lixiviados de Aterros Sanitários no Brasil. In: **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated Solid waste: Management – Engineering Principles and Management Issues**. Mcgraw-Hill International Editions. ISBN 0-07-063237-5. 978.1993.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. A. **Composicion y Características, Generacion, Movimento y Control de los Gases de Vertedoro**. Gestion Integral de Resíduos Sólidos, v. 1, capítulo 11.4, Mc Graw Hill. 1994.

VAN HAANDEL, A.C. & LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um Manual para Regiões de Clima Quente**. 1994.

VAVLIN, V. A.; RYTOV, S.V.; JOKELA, J.; RINTALA, J. A distributed model of solid waste anaerobic digestion sensitivity analysis. **Water Sci. Technol.** v.38, n. 4, p. 147-154, 2003.

WANG, W. & KETURI, P. H. **Comparative Seed Germination Tests Using Tem Plant Species for Toxicity Assessment of a Metal Engraving Effluent Sample.** Wat. Air Soil Pollut. 1990.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. Landfill leachate treatment methods: A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 4, p.51-61, 2006.

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

ZIYANG, L.; YOUCAI, Z.; TAO, Y.; YU, S.; HUILI, C.; NANWEN, Z.; RENHUA, H. (2009) **Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages.** Science of Total Environment. vol. 407, pp. 3385-3391.

ZUCCONI, F.; Forte, M.; Monaco, A.; Bertoldi, M., (1981 a). **“Biological evaluation of Compost Maturity”**. BioCycle, 22, pp. 27-29.