



**LEANDRO COELHO NAVES**

**INFLUÊNCIA DA COMPACTAÇÃO DO SOLO  
NA PRODUÇÃO E NO POTENCIAL POLUIDOR  
DE LIXIVIADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS**

**LAVRAS – MG  
2013**

**LEANDRO COELHO NAVES**

**INFLUÊNCIA DA COMPACTAÇÃO DO SOLO NA PRODUÇÃO E NO  
POTENCIAL POLUIDOR DE LIXIVIADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Avaliação de Impactos Ambientais, para obtenção do título de Mestre.

Orientador  
Dr. José Aldo Alves Pereira

**LAVRAS – MG  
2013**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca da UFLA**

Naves, Leandro Coelho.

Influência da compactação do solo na produção e no potencial poluidor de lixiviados de resíduos sólidos urbanos / Leandro Coelho Naves. – Lavras : UFLA, 2013.

132 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2013.

Orientador: José Aldo Alves Pereira.

Bibliografia.

1. Resíduos sólidos urbanos. 2. Lixiviados. 3. Caracterização gravimétrica. 4. Caracterização físico-química. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 631.43

**LEANDRO COELHO NAVES**

**INFLUÊNCIA DA COMPACTAÇÃO DO SOLO NA PRODUÇÃO E  
POTENCIAL POLUIDOR DE LIXIVIADOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Avaliação de Impactos Ambientais, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 28 de fevereiro de 2013.

Dr. Antônio Marciano da Silva      UFLA

Dr. Luciano dos Santos Rodrigues      UFMG

Dr. André Geraldo Cornélio Ribeiro      UFLA

Dr. José Aldo Alves Pereira  
Orientador

**LAVRAS – MG  
2013**

*À minha filha Laura, que independente da distância, foi a inspiração para as  
mais importantes empreitadas de minha vida.*

*À Benedito, meu pai; Maria Helena, minha mãe, pelo apoio  
incondicional em todos os momentos, principalmente os difíceis.*

*À minha esposa Louisie, pelo companheirismo, apoio e paciência.*

*Às minhas irmãs, pela amizade e exemplo.*

DEDICO

## **AGRADECIMENTOS**

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Ciências Florestais (DCF), pela oportunidade concedida para realização do Mestrado.

Ao Departamento de Engenharia (DEG), pelo pronto suporte durante todo o desenvolvimento deste trabalho.

À Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), pelo financiamento da pesquisa.

Ao professor Dr. José Aldo Alves Pereira, pela orientação, amizade, compreensão e capacidade diplomática.

Ao professor Dr. Antônio Marciano da Silva, pela coorientação, amizade, iniciativa, ensinamentos e paciência incondicional.

Ao professor Dr. Luciano dos Santos Rodrigues, pela coorientação e valorosos ensinamentos.

Às amigas Rosângela e Camila, pelas contribuições, ajuda, presteza e aconselhamentos.

Aos amigos graduandos, Sergio, Carson e Ana, e ao companheiro Sílvio, pela ajuda na condução do experimento.

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

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas graças a Deus, não sou o que era antes.”

Marthin Luther King

## RESUMO

No Brasil, os aterros sanitários são a forma mais adequada de disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU), tanto do ponto de vista técnico-econômico como ambiental. No entanto, os aterros ainda representam um risco ambiental em função da geração de lixiviados com altas cargas contaminantes e de tratamento complexo, sendo que as próprias características desse efluente ainda não são completamente conhecidas em função de sua heterogeneidade. Objetivou-se, no presente estudo, a avaliação da influência de diferentes graus de compactação do solo (GC), nas camadas intermediárias e de cobertura dos RSU, na redução da produção e do potencial poluidor dos lixiviados, em escala experimental. Os RSU foram coletados diretamente nas residências, em bairros previamente selecionados, no município de Lavras – MG, sendo realizada sua caracterização gravimétrica, volumétrica e estimativa de geração per capita do município. Os GC avaliados foram, o natural do solo, além de 60%, 80% e 100% da massa específica aparente seca máxima, sendo realizadas caracterizações físico-químicas do solo utilizado e dos lixiviados gerados nos diferentes tratamentos. De acordo com os resultados, os compostos orgânicos representaram 62% da massa e 31% do volume dos RSU gerados no município. A geração per capita de RSU no município foi de, aproximadamente, 1,12 kg.hab.dia<sup>-1</sup> ou 10,9 L.hab.dia<sup>-1</sup>. O aumento do GC reduziu a condutividade hidráulica do solo, para GC de 80% e observaram-se condutividades médias inferiores a 1,76.10<sup>-8</sup> cm.s<sup>-1</sup>, não sendo possível a sua determinação para GC igual a 100%. Analiticamente foi observada uma redução média de 35% na produção de lixiviados nas células onde se aplicou GC igual a 100%. O tempo de detenção hidráulica aumentou em função do GC, sendo observado um aumento médio de 21%, 109% e 184% para os GC iguais a 60%, 80% e 100%, respectivamente. O aumento do GC gerou significativos aumentos nas concentrações de Alcalinidade, sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis, com significativas reduções nas concentrações de DQO e fósforo. Foram observadas reduções de carga próximas aos 57%, 35%, 59%, 42% e 62%, relativas aos parâmetros ST, DQO, DBO, N-Amoniacal e P, respectivamente, sendo esses os principais parâmetros relativos ao potencial poluidor/degradador de efluentes líquidos.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos. Lixiviados. Caracterização gravimétrica. Caracterização físico-química.



## ABSTRACT

In Brazil, landfills are the most suitable for final disposal of municipal solid waste (MSW), both from a technical/economic and environmental. However, landfills also represent an environmental hazard due to the generation of leachate with high contaminant loads and complex treatment, and the very nature of this effluent still not fully known due to their heterogeneity. The present study aims to evaluate the influence of different degrees of soil compaction (DC) in the intermediate layers and cover MSW, reducing production and pollution potential of leachate in a pilot scale. MSW were collected directly to the homes in neighborhoods previously selected in Lavras - MG, being held characterization gravimetric and volumetric estimation of generation per capita of the municipality. The DC were evaluated, the natural soil, and 60%, 80% and 100% of the maximum dry density being performed physicochemical characterizations soil leachates generated and used in different treatments. According to the results, the organic compounds accounted for 62% of mass and 31% of the volume of municipal solid waste generated in the city. The MSW generation per capita in the county was approximately  $1.12 \text{ kg.hab.day}^{-1}$  or  $10.9 \text{ L.hab.day}^{-1}$ . Increasing the DC reduced the soil hydraulic conductivity, DC 80% were observed conductivities averages below  $1,76.10^{-8} \text{ cm.s}^{-1}$ , it is not possible to determine their DC equal to 100%. Analytically was observed an average reduction of 35% in the leachate was applied in cells where DC equal to 100%. The hydraulic retention time increased as a function of DC and it was observed an average increase of 21%, 109% and 184% for DC equal to 60%, 80% and 100%, respectively. Increased DC generated significant increases in concentrations of alkalinity, total solids (TS) and total volatile solids, with significant reductions in the concentrations of COD and phosphorus. Reductions load close to 57%, 35%, 59%, 42% and 62%, relative to the parameters ST, COD, BOD, N-Ammoniacal and P, respectively, which are the main parameters concerning the potential polluter/degrading wastewater.

Keywords: Municipal Solid Waste. Leachate. Gravimetric characterization. Physico-chemical characterization.

## LISTA DE FIGURAS

|           |  |    |
|-----------|--|----|
| Figura 1  | Faixa de valores típicos do coeficiente de permeabilidade para diferentes tipos de solo. ....  | 57 |
| Figura 2  | Representação da variação volumétrica de um solo argiloso em função do aumento do teor de umidade. ....  | 60 |
| Figura 3  | Representação do comportamento típico das curvas de compactação para diferentes tipos de solo em função da predominância granulométrica. ....  | 62 |
| Figura 4  | Leito filtrante e sistema de drenagem de líquidos instalados na base das células experimentais em Lavras - MG. ....  | 65 |
| Figura 5  | Células experimentais providas de sistemas de controle de fluxo, armazenamento de líquidos e sistema de cobertura em Lavras - MG. ....   | 66 |
| Figura 6  | Célula experimental com sistema de drenagem de líquidos, gases e sistema de cobertura em Lavras - MG. ....   | 67 |
| Figura 7  | Localização dos bairros selecionados para amostragem e coleta de RSD dentro do município de Lavras – MG. ....  | 68 |
| Figura 8  | a) Material coletado nos bairros selecionados para amostragem; b) Equipamento utilizado para a pesagem dos resíduos e solo; c) Pesagem dos RSU; d) Deposição dos RSU no interior das células experimentais para posterior compactação. ....  | 71 |
| Figura 9  | Esquema de disposição das camadas de RSU e solo no interior das células experimentais. ....  | 72 |
| Figura 10 | a) Preparação das amostras para os graus de compactação desejados; b) Processo de saturação das amostras; c) Dispositivo de manutenção de nível do permeâmetro (frasco de Mariotti); d) Amostra submetida à carga hidráulica constante. .... | 75 |

|           |  |     |
|-----------|--|-----|
| Figura 11 | Frascos identificados utilizados na coleta de amostras do lixiviado gerado nas células experimentais, em Lavras-MG. ....   | 78  |
| Figura 12 | Massa específica aparente do solo utilizado na construção das camadas intermediárias e de cobertura, em função da umidade, à energia de compactação constante, em Lavras – MG..... | 81  |
| Figura 13 | Composição Gravimétrica (a) e Volumétrica (b) dos RSD para o município de Lavras – MG, em setembro de 2012.....  | 84  |
| Figura 14 | Composição Gravimétrica (a) e Volumétrica (b) dos RSU para o município de Lavras - MG.....   | 85  |
| Figura 15 | Evolução temporal do volume de lixiviado gerado em função das lâminas aplicadas, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                          | 88  |
| Figura 16 | Valores médios de pH nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.....  | 94  |
| Figura 17 | Valores da concentração média da alcalinidade nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                        | 95  |
| Figura 18 | Valores da concentração média de sólidos totais nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                      | 97  |
| Figura 19 | Valores da concentração média de sólidos totais fixos nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                | 99  |
| Figura 20 | Valores da concentração média de sólidos voláteis nas amostras de lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                    | 100 |

|           |  |     |
|-----------|--|-----|
| Figura 21 | Valores da concentração média de sólidos suspensos totais nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....  | 101 |
| Figura 22 | Valores da concentração média de sólidos sedimentáveis nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....     | 102 |
| Figura 23 | Valores da concentração média de nitrogênio total Kjeldahl nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. .... | 104 |
| Figura 24 | Valores da concentração média de N-amoniaco nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                | 105 |
| Figura 25 | Valores da concentração média de nitrito nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                   | 106 |
| Figura 26 | Valores da concentração média de fósforo nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                   | 108 |
| Figura 27 | Valores da concentração média de cloretos nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                  | 109 |
| Figura 28 | Valores da condutividade elétrica média nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                    | 111 |
| Figura 29 | Valores da concentração média de DQO nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                       | 112 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 30 Valores da concentração média de ferro nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento ..... | 116 |
|--|-----|

## LISTA DE TABELAS

|           |  |    |
|-----------|--|----|
| Tabela 1  | Íons que podem ser encontrados em lixiviados e suas prováveis fontes.<br>.....   | 32 |
| Tabela 2  | Bairros selecionados para amostragem, com respectivas populações, número de residências, média de habitantes por residência e códigos referentes às suas localizações dentro da cidade de Lavras - MG. ... | 68 |
| Tabela 3  | Massa e densidade média dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) depositado nas células experimentais, para os diferentes tratamentos e repetições em Lavras, MG. ....   | 73 |
| Tabela 4  | Análise de fertilidade do solo utilizado na construção das camadas intermediárias e de cobertura no interior das células experimentais, em Lavras-MG. ....   | 80 |
| Tabela 5  | Concentração de metais no solo utilizado na construção das camadas intermediárias e de cobertura. ....   | 80 |
| Tabela 6  | Condutividade hidráulica e condutividade hidráulica média das amostras de solo para os diferentes GC avaliados. ....   | 82 |
| Tabela 7  | Classes de separação dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) e urbanos (RSU), com suas respectivas massas, volumes e densidades obtidas no município de Lavras, MG. ....                                   | 83 |
| Tabela 8  | Geração média de lixiviado em função das lâminas aplicadas, para os diferentes tratamentos. ....   | 87 |
| Tabela 9  | Análise de variância dos tratamentos em função do volume de lixiviados gerados. ....   | 87 |
| Tabela 10 | Médias das taxas de geração de lixiviados ( $\text{mm.dia}^{-1}$ ) em função dos diferentes tratamentos e respectivas taxas relativas. ....  | 88 |
| Tabela 11 | Tempo de detenção hidráulica (TDH) médio e relativo, em função dos diferentes GC. ....   | 90 |

|           |   |     |
|-----------|---|-----|
| Tabela 12 | Resultado das análises estatísticas realizadas com os valores médios dos parâmetros do lixiviado gerado para os diferentes tratamentos. | 91  |
| Tabela 13 | Cargas dos principais parâmetros relativos ao potencial poluidor dos lixiviados analisados, em função do GC.....                        | 92  |
| Tabela 14 | Valores médios do pH, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....  | 93  |
| Tabela 15 | Valores médios da alcalinidade, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....                                | 95  |
| Tabela 16 | Valores médios da concentração de sólidos totais, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.....               | 96  |
| Tabela 17 | Valores médios da concentração de sólidos totais fixos, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....        | 98  |
| Tabela 18 | Valores mdios da concentração de sólidos voláteis, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.....              | 99  |
| Tabela 19 | Valores médios da concentração de sólidos suspensos totais, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....    | 101 |
| Tabela 20 | Valores médios da concentração de sólidos sedimentáveis, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....       | 102 |
| Tabela 21 | Valores médios da concentração de nitrogênio total Kjeidahl, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento. ....   | 103 |
| Tabela 22 | Valores médios da concentração de N-amoniacal, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.....                  | 105 |
| Tabela 23 | Valores médios da concentração de nitrito, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.....                      | 106 |
| Tabela 24 | Valores médios da concentração de fósforo, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.....                      | 107 |
| Tabela 25 | Valores médios da concentração de cloretos, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.....                     | 109 |

|           |  |     |
|-----------|--|-----|
| Tabela 26 | Valores médios da condutividade elétrica, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.....                                  | 110 |
| Tabela 27 | Valores médios da concentração de DQO para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.....                                      | 112 |
| Tabela 28 | Concentração média da DBO para os diferentes tratamentos, ao término do período de monitoramento.....  | 113 |
| Tabela 29 | Relações DQO/DBO média ao término do período de monitoramento.<br>.....  | 114 |
| Tabela 30 | Valores médios da concentração de ferro total durante o período de monitoramento.....  | 115 |
| Tabela 31 | Caracterização do lixiviado com concentrações médias máximas e mínimas, para os parâmetros analisados, ao término do período de monitoramento..... | 117 |



## LISTA DE ABREVIATURAS

|         |   |
|---------|---|
| ABEP    | Associação Brasileira de Empresas de Pesquisa                             |
| ABNT    | Associação Brasileira de Normas Técnicas                                  |
| ABRELPE | Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais |
| ACAMAR  | Associação dos Catadores de Material Reciclável                           |
| AGV     | Ácido Graxo Volátil   |
| APHA    | American Public Health Association  |
| APP     | Área de Preservação Permanente  |
| AVG     | Ácido graxo Volátil   |
| AWWA    | American Water Works Association  |
| BM      | Biomassa Metanogênica   |
| CERH    | Conselho estadual de Recursos Hídricos                                    |
| COPAM   | Conselho Estadual de Política Ambiental                                   |
| CV      | Coefficiente de Variação  |
| DBO     | Demanda Bioquímica de Oxigênio  |
| DIC     | Delineamento Inteiramente Casualizado                                     |
| DN      | Diâmetro Nominal  |
| DQO     | Demanda Química de Oxigênio   |
| ETP     | Evapotranspiração Potencial   |
| FEAM    | Fundação Estadual do Meio Ambiente  |
| FSD     | Fração Sólida Degradável  |
| GC      | Grau de Compactação   |
| HBM     | Hidrobiomecânico  |
| IBGE    | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística                           |
| IGAM    | Instituto Mineiro de Gestão das Águas                                     |
| IP      | Índice de plasticidade  |
| LC      | Limite de Contração   |
| LL      | Limite de Liquidez  |
| LP      | Limite de Plasticidade  |
| NBR     | Norma Brasileira Regulamentadora  |
| NTK     | Nitrogênio Total Kjeldahl   |
| OD      | Oxigênio Dissolvido   |
| PEV     | Posto de Entrega Voluntária   |
| PVC     | Poli(Cloreto de Vinila)   |
| RSD     | Resíduos Sólidos Domiciliares   |
| RSS     | Resíduos do Serviço de Saúde  |
| RSU     | Resíduos Sólidos Urbanos  |
| SEMAD   | Secretaria do Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável       |

|     |                                  |
|-----|----------------------------------|
| SS  | Sólidos Sedimentáveis            |
| SST | Sólidos Suspensos Totais         |
| ST  | Sólidos Totais                   |
| STF | Sólidos Totais Fixos             |
| STV | Sólidos Totais Voláteis          |
| TDH | Tempo de Detenção Hidráulica     |
| UTC | Unidade de Triagem e Compostagem |
| WEF | Water Environment Federation     |

## SUMÁRIO

|       |   |    |
|-------|---|----|
| 1.    | INTRODUÇÃO .....  | 22 |
| 2.    | OBJETIVOS .....   | 23 |
| 2.1   | Objetivo Geral .....  | 23 |
| 2.2   | Objetivos Específicos.....  | 23 |
| 3.    | REFERENCIAL TEÓRICO .....   | 24 |
| 3.1   | Resíduo Sólido Urbano (RSU).....  | 24 |
| 3.2   | Processo de Decomposição dos RSU .....  | 26 |
| 3.3   | Potencial Poluidor/Degradador do Lixiviado .....  | 29 |
| 3.4   | Características dos Principais Parâmetros Físico-Químicos do Lixiviado.....                               | 32 |
| 3.5   | Balço Hídrico em Áreas de Disposição de RSU .....   | 36 |
| 3.6   | Geração de Lixiviados.....  | 40 |
| 3.7   | Atenuação Natural de Contaminantes no Solo .....  | 47 |
| 3.8   | Aspectos Legais Associados à Implantação de Aterros Sanitários, Tratamento e Lançamento de Efluentes..... | 50 |
| 3.9   | Atributos Físicos do Solo .....   | 53 |
| 3.9.1 | Permeabilidade .....  | 53 |
| 3.9.2 | Análise Granulométrica.....   | 57 |
| 3.9.3 | Plasticidade e Limites de Atterberg.....  | 59 |
| 3.9.4 | Compactação do Solo .....   | 61 |
| 3.10  | Situação da Disposição de RSU no Município de Lavras - MG ....  | 63 |
| 4.    | MATERIAL E MÉTODOS .....  | 64 |
| 4.1   | Construção das Células Experimentais .....  | 64 |
| 4.2   | Caracterização Gravimétrica e Volumétrica do RSU.....   | 67 |
| 4.3   | Enchimento das Células Experimentais .....  | 70 |
| 4.4   | Balço Hídrico .....   | 76 |

|         |  |     |
|---------|--|-----|
| 4.5     | Monitoramento e Análises Laboratoriais.....                            | 77  |
| 4.6     | Delineamento estatístico.....  | 78  |
| 5.      | <b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....                                    | 79  |
| 5.1     | Caracterização do Solo .....   | 79  |
| 5.2     | Ensaio de Compactação .....  | 81  |
| 5.3     | Condutividade Hidráulica .....   | 82  |
| 5.4     | Caracterização do Resíduo Sólido Domiciliar (RSD) e Urbano (RSU) ..... | 82  |
| 5.5     | Geração de Lixiviado em Função das Lâminas Aplicadas .....             | 86  |
| 5.6     | Tempo de Detenção Hidráulica (TDH).....                                | 90  |
| 5.7     | Análises Físico-Químicas do Lixiviado .....                            | 91  |
| 5.7.1   | Potencial Hidrogeniônico (pH).....                                     | 92  |
| 5.7.2   | Alcalinidade .....   | 94  |
| 5.7.3   | Sólidos.....   | 96  |
| 5.7.3.1 | Sólidos Totais (ST).....   | 96  |
| 5.7.3.2 | Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV) .....       | 98  |
| 5.7.3.3 | Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Sedimentáveis (SS).....       | 101 |
| 5.7.4   | Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).....                                   | 103 |
| 5.7.5   | Nitrogênio Amoniacal e Nitrogênio Orgânico.....                        | 104 |
| 5.7.6   | Nitrito .....  | 106 |
| 5.7.7   | Fósforo Total (P).....   | 107 |
| 5.7.8   | Cloretos .....   | 108 |
| 5.7.9   | Condutividade Elétrica .....   | 110 |
| 5.7.10  | Demanda Química de Oxigênio (DQO).....                                 | 111 |
| 5.7.11  | Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) .....                             | 113 |
| 5.7.12  | Relação DQO/DBO.....   | 113 |
| 5.7.13  | Ferro e Manganês.....  | 114 |
| 5.8     | Tratabilidade dos lixiviados e a Legislação Vigente.....               | 116 |

|           |                          |            |
|-----------|--------------------------|------------|
| <b>6.</b> | <b>CONCLUSÕES .....</b>  | <b>118</b> |
| <b>7.</b> | <b>SUGESTÕES .....</b>   | <b>119</b> |
|           | <b>REFERÊNCIAS .....</b> | <b>121</b> |
|           | <b>ANEXOS .....</b>      | <b>130</b> |

## 1. INTRODUÇÃO

A crescente industrialização e urbanização observadas no Brasil nas últimas décadas acarretaram severos contribuintes para a degradação ambiental, refletindo-se diretamente na qualidade de vida e principalmente na saúde da população. Como consequência desse fenômeno pode-se destacar o acelerado crescimento quantitativo e a extrema variabilidade qualitativa dos resíduos sólidos urbanos, o que torna a geração e o tratamento dos lixiviados gerados nessas áreas um dos grandes desafios atuais imposto às autoridades municipais, tendo em vista que a legislação vigente atribui aos municípios, a responsabilidade do gerenciamento e disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU), em condições ambientalmente sustentáveis.

Os resíduos sólidos gerados nas diversas atividades humanas são, de forma geral, dispostos em lixões, aterros controlados ou aterros sanitários. A degradação da fração orgânica e inorgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos gera o chorume, que associado às águas pluviais que permeiam a massa de resíduos, resulta nos lixiviados. Além das cargas orgânicas e inorgânicas, a presença de metais pesados aumenta o potencial poluidor degradador do chorume. Essa produção, associada às formas inadequadas de disposição final, como lixões e aterros controlados, resulta em situações de contaminação do solo e das águas subterrâneas e superficiais, que geram impactos negativos ao meio ambiente e à saúde da população.

Esta situação tem sido agravada pelo descaso das autoridades e em função do grande número de lixões desativados e áreas de disposição encerradas no Brasil. Deve-se considerar ainda a tendência de aumento do número dessas áreas com a aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, por estimular a substituição desse tipo de disposição final por formas ambientalmente seguras,

como a implantação de aterros sanitários nos municípios, com adequado sistema de deposição, cobertura dos resíduos e tratamento dos lixiviados.

A determinação do sistema de cobertura dos resíduos, assim como as características geotécnicas desejadas nas camadas intermediárias, como alta densidade, resistência e estabilidade devem ser adequadas a cada situação de disposição. Variáveis como o tipo de resíduo a ser depositado, composição gravimétrica, topografia da área e índices pluviométricos devem ser considerados de forma particularizada, a fim de se determinar procedimentos adequados de implantação e operação das áreas de disposição final de resíduos sólidos até o seu encerramento.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar a eficiência e a influência de diferentes níveis de compactação do solo na redução do volume e do potencial poluidor de lixiviados gerados em unidades experimentais de disposição final de resíduos sólidos urbanos.

### **2.2 Objetivos Específicos**

1. Caracterizar gravimetricamente os RSU gerados no município de Lavras e estimar a geração per capita.
2. Caracterizar físico-quimicamente o lixiviado produzido com relação às cargas orgânicas e inorgânicas estabelecendo relações entre a compactação do solo e o potencial poluidor do lixiviado gerado.

3. Subsidiar a tomada de decisão e embasar cientificamente procedimentos e técnicas que tornem a implantação e operação de áreas de disposição final de resíduos sólidos, atividades mais econômicas e ambientalmente seguras.

### **3. REFERENCIAL TEÓRICO**

#### **3.1 Resíduo Sólido Urbano (RSU)**

O termo Resíduo Sólido Urbano (RSU) é frequentemente utilizado para denominar o subproduto sólido gerado nas diversas atividades humanas, composto pelos Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD), gerados nas residências e os resíduos gerados em estabelecimentos comerciais e de varrição e limpeza de logradouros. Esses resíduos contêm, geralmente, materiais como papéis, vidros, plásticos, metais, matéria orgânica, dentre outros. A geração per capita de resíduos sólidos pode variar desde 0,5 Kg.habitante.dia<sup>-1</sup> nos países menos desenvolvidos, até 4,0 Kg.habitante.dia<sup>-1</sup> nos países desenvolvidos, desafiando a disponibilidade de áreas adequadas para a disposição deste material (INDRIS; INANE; HASSAN, 2004).

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2010), a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no país registrou um crescimento total de 6,8 % e per capita de 5,3% do ano de 2009 para 2010, superando a taxa de crescimento populacional para o período, que foi de cerca de 1%. Essa mesma pesquisa demonstra que cerca de 6,7 milhões de toneladas de RSU deixaram de ser coletados no ano de 2010, com conseqüente destinação inapropriada.

Para a construção do desenvolvimento sustentável, é necessária a criação de instrumentos que possibilitem a mensuração e a avaliação do grau de



sustentabilidade de uma sociedade. Uma previsão das tendências de comportamento pode fornecer embasamento para a definição das ações de planejamento e melhorias nos sistemas de coleta e destinação dos RSU (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE, 2008). Técnicas adequadas de tratamento e disposição têm sido aprimoradas, com destaque para a reciclagem da fração inorgânica dos resíduos sólidos, a compostagem da fração orgânica e o aterramento sanitário dos rejeitos.

O diagnóstico dos resíduos gerados em um município deve ser estudado preliminarmente em qualquer programa de gerenciamento, pois somente a partir do conhecimento disponível é possível obter resultados satisfatórios no que tange à eficiência do sistema, sendo esse o foco de estudos em diversos países, com diferentes objetivos (GÓMEZ et al., 2009).

Neste contexto, os estudos da composição dos RSU são importantes sobre diversos aspectos, tais como a identificação das fontes geradoras dos resíduos, a necessidade de estimar-se o potencial de recuperação do material para embasar a concepção e dimensionamento dos sistemas de coleta, tratamento e destinação final e ainda atender às exigências da legislação nacional (GIDARAKOS; HAVAS, G.; NTZAMILIS, 2006).

Diversos trabalhos têm demonstrado que as características geofísicas das camadas de cobertura e intermediárias estão diretamente relacionadas às práticas de operação dos depósitos de resíduos. O tipo de solo, o maquinário utilizado no recobrimento e a espessura das camadas de cobertura e intermediárias, são determinantes no volume de lixiviado gerado, acentuando ou atenuando a percolação para as camadas inferiores. O volume de lixiviado gerado, assim como sua composição, é diretamente influenciado pelos volumes de água precipitados. Depósitos de resíduos localizados em regiões com índices pluviométricos superiores tendem a produzir maiores volumes de lixiviados, onerando a implantação de sistemas de tratamento ou intensificando a

degradação ambiental em situações de disposição inadequada, como é o caso dos lixões e dos aterros controlados.

### **3.2 Processo de Decomposição dos RSU**

A evolução dos RSU nas áreas de disposição final culmina na geração de lixiviados e biogás. O processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos é constituído pela combinação de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pelo fator água presente nos resíduos e pelas precipitações (CASTILHOS JÚNIOR et al., 2006). Brito Filho (2005) afirma que o processo de decomposição dos RSU pode ser descrito em cinco fases:

1ª fase (Fase Inicial):

- Aterramento dos resíduos nas células e início de acúmulo de umidade.
- Detecção das primeiras mudanças dos diferentes parâmetros de degradação dos resíduos.
- Dióxido de carbono é produzido, aproximadamente nos mesmos equivalentes molares de oxigênio consumido.
- Condições aeróbias.

2ª fase (Fase de Transição):

- Capacidade de retenção de água dos resíduos é ultrapassada e inicia-se a formação de lixiviados.
- Passagem das condições aeróbias para anaeróbias. O aceptor de elétron passa de oxigênio para nitratos e sulfatos.
- Período em que ocorre um pico na concentração de CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>.
- Concentração de metabólitos intermediários (ácidos graxos voláteis) surge nos lixiviados.

- Tendências de instalação de condições redutoras no meio.

#### 3ª fase (Formação Ácida):

- Os ácidos graxos voláteis tornam-se preponderantes nos lixiviados.
- Redução do pH produz a complexação de espécies metálicas.
- Consumo de  $N_2$  e fósforo para o crescimento dos microrganismos.
- Detecção do  $H_2$  e influência na natureza dos produtos intermediários formados.

#### 4ª fase (Fermentação Metanogênica):

- Produtos intermediários que apareceram na fase ácida são transformados em  $CH_4$  e  $CO_2$  em excesso.
- Incremento do pH a níveis mais elevados controlado pela capacidade tampão do sistema.
- Potencial de redução encontra-se em valores baixos e consumo importante de nutrientes.
- Fenômenos de complexação e precipitação de metais continuam a ocorrer.
- Carga orgânica dos lixiviados decresce e a produção de gases aumenta proporcionalmente.

#### 5ª fase (Maturação Final):

- Estabilização dos componentes orgânicos disponíveis nos resíduos e solubilizados nos lixiviados.
- Concentrações em nutrientes inicialmente elevadas tornam-se limitantes.
- Produção de gases entra em queda acentuada e, em seguida, cessa.
- O oxigênio e espécies oxidadas reaparecem lentamente e um aumento do potencial redox é observado.
- Matérias orgânicas resistentes à biodegradação são convertidas em moléculas como ácidos húmicos.

De maneira geral, a degradação dos RSU consiste na dissolução dos elementos minerais presentes, no transporte de partículas finas do material solúvel pela água de percolação e, principalmente, na conversão biológica da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. A velocidade com que ocorre a dissolução pode ser significativamente reduzida pela adsorção de íons de moléculas orgânicas ou de minerais, localizadas na interface sólido-líquido do meio. Essas características também exercem um papel importante na solubilização de muitas espécies minerais, sendo os principais fatores responsáveis por estes fenômenos o pH, potencial de redução, complexação e a temperatura do meio (CASTILHOS JR. et al., 2006).

Para Souto (2009) o pH é resultado da interação entre diversas substâncias dissolvidas na massa líquida, sendo muitas dessas substâncias produzidas ou consumidas pelos organismos. Dessa forma a biota do meio também altera as condições do pH. Para o mesmo autor a recíproca também é verdadeira, pois as condições de pH também afetam os processos químicos e biológicos do meio. Nesse contexto o pH pode ser usado como um indicativo das condições predominantes do meio. Nos trabalhos desenvolvidos por Silva (2004) no aterro de São Giácomo, é notória a associação de pH mais baixo com maiores concentrações de metais.

Segundo American Public Health Association, American Water Works Association e Water Environment Federation (2005), a mobilidade e reatividade de diversos elementos dependem fortemente das condições de oxidação e redução do meio. Reações em meio aquoso frequentemente podem ser caracterizadas pelo pH e potencial redox em conjunto com as atividades das diversas espécies químicas envolvidas. Reações envolvendo elétrons e prótons dependem tanto do pH como do potencial redox, potenciais redox positivos indicam a disponibilidade de oxigênio molecular como acceptor final de elétrons, e em condições anaeróbias, o potencial redox é negativo. O potencial redox não

caracteriza a capacidade de um sistema de oxidar ou reduzir compostos químicos, a oxidação ou redução de um determinado composto depende da relação entre esse e os demais presentes no meio. Souto (2009) afirma que o potencial redox do meio influencia a solubilidade de espécies químicas que apresentam mais de um estado de oxidação, como ferro, manganês, cobre e enxofre. À medida que o potencial redox diminui, as formas oxidadas vão sendo convertidas em formas reduzidas.

No contexto da degradação dos RSU, o caso mais típico de complexação é o dos metais. Os íons metálicos combinam-se com compostos não metálicos (ácidos ou bases) chamados de ligantes por meio de ligações covalentes. Em um aterro sanitário, os ligantes mais comuns são determinados ânions (cloretos, fosfatos, sulfatos), nitrogênio, ácidos húmicos e os aminoácidos. Geralmente, as reações de complexação determinam aumento da concentração de metais em níveis superiores aos de sua solubilidade normal. Quanto à temperatura, a solubilidade de numerosas espécies minerais tende a crescer com seu aumento (valor do produto de solubilidade). Por outro lado, certos compostos presentes nos lixiviados (sulfato de cálcio) diminuem em solubilidade com aumento de temperatura. No que se refere à cinética das reações, pode-se citar como ordem de grandeza uma duplicação da velocidade de reação cada vez que a temperatura aumenta em 10 °C (CASTILHOS JÚNIOR et al., 2003).

### **3.3 Potencial Poluidor/Degradador do Lixiviado**

Um dos principais problemas ambientais dos aterros de resíduos é a produção de lixiviados no local, resultando na contaminação do solo e da água. A composição do lixiviado depende das características físicas do local de disposição sendo formado pela umidade inicial contida nos resíduos, pelo processo de decomposição biológica, pela água de constituição presente nos

resíduos que é liberada pela compactação e por fontes externas de água que infiltram pela camada de cobertura, tais como precipitação, águas subterrâneas e recirculação do próprio lixiviado. Os resíduos sólidos orgânicos depositados em aterros proporcionam a geração de um lixiviado com altas concentrações de matéria orgânica, alcançando concentrações de demanda bioquímica de oxigênio da ordem de 30 a 100 vezes mais concentrada que a do esgoto doméstico (NÓBREGA et al., 2008).

Define-se percolado ou lixiviado como o líquido que se infiltra através dos resíduos sólidos e extrai materiais dissolvidos ou em suspensão. O percolado ou lixiviado é formado pela percolação das águas que atravessam a massa de resíduo arrastando o chorume, além de outros materiais. O chorume é um líquido preto, mal cheiroso, que apresenta elevada Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio (DQO e DBO), produzido pela decomposição da matéria orgânica contida no lixo, compostos xenobióticos, macronutrientes e metais potencialmente tóxicos. É um poluente extremamente nocivo ao ambiente, necessitando de tratamento anterior ao seu lançamento no corpo receptor, em situações de aterros sanitários (ORTH, 1981; TCHOBANOGLIOUS; THEISEN, 1994; KULIKOWSKA; KLIMIUK, 2008; BOHDZIEWICS; NECZAJ, E.; KWARCIAK, 2008).

Para Sabadia et al. (2000), o chorume é uma solução que contém matéria dissolvida e em suspensão (inorgânica e orgânica), além de microorganismos. Sua composição está relacionada ao volume de água presente no sistema, ao tipo de resíduo depositado, aos processos físico-químicos atuantes e à atividade biológica no corpo do aterro. Ainda segundo os autores, uma vez incorporado ao fluxo subterrâneo, o chorume migra em função da intensidade de atuação dos processos de advecção, dispersão, sorção e retardamento, e das transformações químicas e biológicas. A infiltração da água através do lixo causa uma elevação do lençol freático abaixo do aterro, conduzindo a uma movimentação

descendente e para fora, definindo uma pluma de contaminação delineada segundo as direções do fluxo subterrâneo preferente, podendo surgir como fontes na periferia do aterro ou acessar rios e outros corpos superficiais migrando como fluxo de base efluente.

Como agravante no potencial poluidor do chorume, ressalta-se a presença de quantidades consideráveis de metais tóxicos (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn), cuja composição química apresenta grande variabilidade. Além das variações temporais das características físicas, químicas e biológicas dos líquidos percolados, da natureza dos resíduos depositados, da presença de oxigênio, da forma de disposição, da idade e das características de operação do aterro, a composição do lixiviado é influenciada pelos fatores climáticos, através das variações sazonais (KOERNER; DANIEL, 1997).

Moreira e Braga (2009) ressaltam que outros elementos podem ser encontrados em ambientes contaminados por lixiviados oriundos dos RSU, tais como B, As, Se, Ba, Li e Hg, em menores concentrações e de importância secundária. Os mesmos autores afirmam ainda que a detecção desses elementos pode variar em função das mudanças das fases de oxidação-redução ou alterações sazonais, sendo os processos de oxidação-redução determinantes na geoquímica dos elementos orgânicos e inorgânicos.

Para Rodrigues (2004), a alta toxicidade dos lixiviados devido à presença de metais é nociva não só para os organismos naturais dos ecossistemas, mas também para as bactérias utilizadas na degradação e estabilização de substratos. Esse mesmo autor afirma ainda que não são raros os casos onde se encontram lixiviados com altas concentrações de metais, principalmente em áreas onde já foram depositados resíduos industriais. A Tabela 1 apresenta alguns íons que podem ser encontrados em lixiviados e suas prováveis fontes, segundo Rodrigues (2004).

Tabela 1 Íons que podem ser encontrados em lixiviados e suas prováveis fontes.

| Íons   | Prováveis Fontes  |
|--|---|
| Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> ,<br>Mg <sup>2+</sup>                    | Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos.      |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> | Material orgânico.  |
| Al <sup>3+</sup>   | Latas descartáveis, cosméticos, embalagens laminadas em geral.  |
| Cu <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup> , Sn <sup>2+</sup>                                       | Material eletrônico, latas, tampas de garrafas.                 |
| Hg <sup>2+</sup> , Mn <sup>2+</sup>  | Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes.              |
| Ni <sup>2+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , Pb <sup>2+</sup>                                       | Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis). |
| As <sup>3+</sup> , Sb <sup>3+</sup> , Cr <sup>x+</sup>                                       | Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos.            |
| Cl <sup>-</sup> , Br <sup>-</sup> , Ag <sup>+</sup>  | Tubos de PVC, negativos de filmes e raio-x.                     |

Fonte: Rodrigues (2004).

O lixiviado é gerado durante todo o ciclo de vida do aterro, devendo ser monitorado e encaminhado para tratamento por longo período após o encerramento do aterro. O volume de lixiviado gerado é normalmente determinado por meio da utilização de métodos empíricos e modelos computacionais.

### 3.4 Características dos Principais Parâmetros Físico-Químicos do Lixiviado

O pH pode ser usado como um indicativo das condições predominantes do meio. A alcalinidade de um meio aquoso representa a capacidade que o meio possui de resistir à acidificação, como um efeito tampão natural do meio. A alcalinidade também está associada à metanização do lixiviado, estabelecendo correlações entre sua concentração e a transformação da matéria orgânica em



CO<sub>2</sub> e bicarbonatos (KJELDSEN et al., 2002). Para o mesmo autor, a presença de elevadas concentrações de sólidos nos lixiviados em aterros pode inibir a atividade microbiana dos microrganismos, indicando a existência de elevadas concentrações de matéria orgânica. As concentrações de sólidos totais (ST) podem variar entre 2.000 mg.L<sup>-1</sup> e 60.000 mg.L<sup>-1</sup>, dependendo da idade do aterro e da composição do resíduo.

Segundo Souto (2009), sólidos totais fixos (STF) é o termo aplicado ao resíduo total, suspenso e dissolvido, após aquecimento à secura por um tempo específico e a uma temperatura específica, sendo a perda de massa com a ignição denominada de sólidos totais voláteis (STV). Sólidos suspensos são todos os sólidos sedimentáveis e flutuantes presentes no efluente, passíveis de serem retidos por filtração em filtro à base de fibra de vidro e posteriormente secos a 103-105 °C até atingirem peso constante. Para Sperling (1996), estes parâmetros tornam-se mais relevantes no tocante à tratabilidade dos efluentes para atendimentos aos critérios de lançamento de efluentes líquidos em corpos receptores. Atualmente, esses critérios são definidos pela Deliberação Normativa Conjunta nº 1/2008, do Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH.

A concentração de nitrogênio nos lixiviados está diretamente relacionada aos percentuais de matéria orgânica presentes nos resíduos sólidos, tendo em vista que o nitrogênio é constituinte das proteínas. Outras fontes menos significativas são os produtos de limpeza, para preservação da madeira e fertilizantes, estando a parcela mais significativa deste nitrogênio na forma de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), com predominância da forma amoniacal à medida que se aumenta o tempo de aterramento (FLECK, 2003).

A massa de resíduos produz efluentes com baixas concentrações de nitritos e nitratos por serem ambientes predominantemente anaeróbios. A elevada atividade biológica presente tanto na massa de resíduo quanto no

sistema de drenagem, faz com que a quase totalidade do nitrogênio orgânico seja convertida em nitrogênio amoniacal dentro do próprio aterro (SOUTO, 2009). A concentração de nitrito nos lixiviados está relacionada à fase do processo de decomposição dos RSU e a da idade do aterramento. Existem correlações entre as concentrações de amônia e nitrito, uma vez que o nitrito é originado no processo de oxidação da amônia. Sendo assim, ao passo em que se aumenta a idade do aterramento observa-se uma redução da concentração de N-amoniacal, com conseqüente aumento da concentração de nitrito, segundo Fleck (2003).

O fósforo é um elemento fundamental aos processos energéticos dos seres vivos, sendo o nutriente limitante no caso de tratamento de lixiviados, devido ao fato de suas concentrações máximas não serem superiores a poucas dezenas de miligramas por litro, segundo Souto (2009). Kjeldsen et al. (2002) afirmam que a concentração de fósforo em lixiviados é geralmente considerada baixa, variando entre  $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $23,0 \text{ mg.L}^{-1}$ , tendo como origem a decomposição da fração orgânica dos resíduos.

Os cloretos (Cl<sup>-</sup>) são advindos da dissolução de minerais e nos RSU sua presença está associada à concentração de restos de alimentos, deposição de resíduos de tubos de PVC, componentes inorgânicos não metálicos como vidros, óleos, saís, negativos de filme e raio-X. Sua concentração nos lixiviados pode variar entre  $100 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $12.400 \text{ mg.L}^{-1}$  (KJELDSEN et al., 2002; FLECK, 2003).

A condutividade elétrica está relacionada à concentração de espécies iônicas no meio, elevando-se com o aumento dessas concentrações até o limite de máxima mobilidade iônica do meio, a partir da qual o incremento da concentração de íons não será suficiente para elevar a capacidade da solução eletrolítica de conduzir corrente elétrica. Desconsiderando os efeitos da diluição nos lixiviados, haverá um incremento nos valores da condutividade, ao passo que com a evolução dos processos anaeróbicos e conseqüente elevação do pH,

muitos íons precipitarão, sendo retirados da diluição, ocasionando uma redução dos valores de condutividade (FLECK, 2003).

A demanda química de oxigênio (DQO) é um dos parâmetros mais importantes para a análise da carga orgânica presente nos lixiviados. É baseada no fato de que toda a matéria orgânica, com poucas exceções pode ser oxidada por meio da ação de um forte agente oxidante sob condições ácidas. Segundo APHA, AWWA e WEF (2005), espécies inorgânicas reduzidas como íons ferrosos, manganosos, sulfetos, dentre outros, também são oxidados na análise de DQO, não sendo oxidados a amônia e seus derivados.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) expressa a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) consumido pelos microrganismos em seus processos metabólicos, para oxidação e estabilização bioquímica da matéria orgânica carbonácea. Pode ser descrita como uma indicação indireta da quantidade de carbono orgânico biodegradável presente no efluente (SPERLING, 1996). Segundo Chian e DeWalle (1977), lixiviados de aterros jovens, com até um ano de idade de aterramento, podem apresentar concentrações de DBO entre 7.500 mg.L<sup>-1</sup> e 28.000 mg.L<sup>-1</sup>.

Segundo Sperling (1996), a relação DQO/DBO pode ser utilizada como indicativo sobre a biodegradabilidade do efluente. Relações baixas entre DQO e DBO indicam que a fração biodegradável do efluente é elevada, ao passo que o inverso indica elevada fração inerte do efluente.

Em situações adequadas de disposição, mesmo isolados os resíduos perigosos, ainda se nota a presença de metais no lixiviado. Metais estão presentes em todos os materiais, inclusive nos próprios seres vivos. Os resíduos domésticos quando não separados de forma adequada na origem, podem ser uma fonte significativa de metais. Além disso, outra fonte importante de metais, em especial o ferro, são os solos argilosos usados nas camadas de cobertura e nos

sistemas de impermeabilização em áreas de disposição de RSU, como afirma Souto (2009).

### **3.5 Balanço Hídrico em Áreas de Disposição de RSU**

Segundo Silva (2008), na elaboração de projetos de aterros de disposição de resíduos, uma questão a ser considerada como medida de proteção ambiental é a realização do balanço hídrico no local do aterro, tendo em vista a necessidade do monitoramento do volume de água armazenada, estando a geração de efluentes líquidos e gasosos associada à infiltração de água no aterro. Esse mesmo autor afirma ainda que o clima também é um fator importante, pois ele influencia diretamente na escolha do tipo de solo que será utilizado na camada de cobertura do aterro e no dimensionamento da espessura dessas estruturas.

Para São Mateus (2008), no cálculo do balanço hídrico em aterros de RSU, é necessário entender os processos envolvidos nos ganhos e perdas de líquidos, os conceitos relacionados com armazenamento de água e capacidade de campo. A quantidade de água que infiltra no solo de cobertura é o resultado das precipitações características da região, descontadas as perdas por escoamento superficial e evapotranspiração. Para o mesmo autor diversos fatores interferem no processo de infiltração de água nos solos da camada de cobertura dos resíduos, dentre eles a estrutura do solo, condutividade hidráulica, umidade e gradiente hidráulico. Esses parâmetros são alterados durante a vida útil do aterro, devido às diferentes intensidades das precipitações, processos evaporativos e ao comportamento mecânico do RSU.

A infiltração pode ser estudada e quantificada por meio de ensaios, tais como aqueles que utilizam infiltrômetros de anéis concêntricos ou simuladores de chuva. Os simuladores de chuva foram desenvolvidos para simular

velocidade de impacto, distribuição do tamanho das gotas, intensidade de precipitação, ângulo de impacto de gotas, intensidade e duração das chuvas intensas (BRANDÃO; PRUSKI; SILVA, 2004).

Matematicamente, a infiltração é descrita segundo alguns modelos teóricos e empíricos. Os modelos teóricos são baseados na teoria do fluxo em meios porosos, descrita pela equação de Richards, que combina a equação de Darcy com a equação da continuidade. Os modelos empíricos reproduzem características do solo como a heterogeneidade, através de constantes que são o resultado de correlações entre os parâmetros do modelo e os parâmetros experimentais (SÃO MATEUS, 2008).

A relação entre a precipitação e a geração de lixiviados foi estudada para várias situações de disposição. Baseada nesses estudos foi estabelecida na Suíça uma sistemática empírica para determinação da vazão de percolado, denominada Método Suíço. Nesse método, estima-se que uma porcentagem da precipitação infiltra nos resíduos, atinge a camada de impermeabilização na base da plataforma e, conseqüentemente deve ser drenada. Essa porcentagem é, normalmente, estipulada em função do peso específico dos resíduos dispostos no aterro e da experiência do projetista. O método suíço considera como elementos principais a precipitação sobre a cobertura e o grau de compactação dos resíduos (OLIVEIRA, 1997).

Para Barros (2004), no método do balanço hídrico, supõe-se que a quantidade de percolado a ser drenada na base da plataforma do aterro se dá em função das relações entre as entradas e saídas de água do sistema. Segundo Reichert, Cotrim e Rodigheri (2002), para a estimativa do volume de lixiviados produzidos, geralmente são utilizados os métodos com base no balanço hídrico, baseados em múltiplos modelos analíticos para quantificar os processos hidrológicos envolvidos.

Métodos empíricos foram utilizados a fim de estimar o volume de lixiviado gerado no aterro da Muribeca (Recife-PE), dentre eles: o Método Suíço e o do Balanço Hídrico. Por meio de uma linha de tendência linear, foi possível avaliar os erros de cada método empírico utilizado, relacionando a vazão medida in situ no Aterro da Muribeca e a vazão estimada. Os resultados indicaram que esses métodos foram falhos na previsão, principalmente em épocas de déficit hídrico. Foi constatado um erro médio de 39% para as estimativas realizadas por meio do Método Suíço, e de 57,8% utilizando-se o Método do Balanço Hídrico. Essas discrepâncias, muito elevadas, são devidas ao fato de que esses métodos não levam em consideração algumas variáveis importantes na geração de lixiviado, tais como a umidade, densidade e a capacidade de campo da camada de cobertura e dos RSU (BARROS, 2004).

Outros autores consideram mais adequados métodos que utilizam modelos computacionais para a estimativa da produção de lixiviados. Fellner e Brunner (2010) afirmam que a avaliação da produção de lixiviados em massas de resíduos, utilizando-se de modelos unidimensionais de fluxo vertical não é apropriada para situações em que os volumes precipitados são obtidos por meio de estimativas. É nesse contexto que os autores propuseram uma análise de percolação dos lixiviados através da massa de resíduos considerando a existência de um canal preferencial de escoamento em uma matriz dominante. A matriz dominante considerada é representada pela massa de resíduos, com fluxos predominantemente horizontais orientados pela estratificação gerada pela operação de deposição, posteriormente drenados para canais preferenciais de escoamento. A análise proposta pelos autores é baseada na utilização de um modelo computacional bidimensional fundamentado na equação de Richards.

A equação de Richards é baseada na hipótese de que as forças gravitacionais e de capilaridade dominam o fluxo de água na matriz, porém não se aplicam aos canais preferenciais de escoamento onde os fluxos são

predominantemente acelerados. No entanto, sendo a taxa de fluxo de água no domínio do canal fortemente determinada pela contribuição da água contida na matriz, uma estimativa precisa do fluxo de água no canal pode ser dispensada. Para modelagem da produtividade de lixiviados por meio da utilização dos softwares, são necessários dados meteorológicos (precipitação, evapotranspiração potencial, escoamento superficial e informações sobre a cobertura vegetal), as características hidráulicas dos resíduos (matriz de domínio e do canal) e camadas de cobertura (condutividade hidráulica saturada e insaturada, retenção de água e anisotropia), assim como as condições iniciais de umidade da camada de cobertura e dos resíduos depositados. Para a calibração do modelo computacional foram monitoradas as descargas de lixiviados em campo, assim como índices pluviométricos e intensidade de precipitação por um período de 200 dias. Após a calibração, através do modelo foram estimados os volumes produzidos para os próximos 1.420 dias e comparados aos volumes observados em campo (FELLNER; BRUNNER, 2010). Segundo os autores a adequação do modelo às descargas de lixiviados foi de, aproximadamente, 95%, com alterações mais significativas nos valores estimados de condutividade hidráulica, que apresentaram aproximações da ordem de 90%. Apesar das limitações e dificuldades impostas pelo processo de calibração do modelo, os resultados demonstram que a modelagem desenvolvida é capaz de estimar as taxas de produção de lixiviados em áreas de deposição final de resíduos sólidos com bastante precisão.

Uma análise dos diferentes fenômenos hidrológicos que determinam a produção de lixiviados em áreas de disposição, associada às características específicas dos RSU resultam em padrões de fluxo distintos daqueles observados nos solos, principalmente em função das heterogeneidades na compactação dos resíduos e existência de barreiras horizontais (plásticos e outros) que acarretam

um comportamento de fluxo preferencial através de canais (FELLNER; BRUNNER, 2010).

### **3.6 Geração de Lixiviados**

Diversos autores relatam a influência das precipitações nos volumes de lixiviados gerados em áreas de disposição de RSU. Reichert, Cotrim e Rodigheri (2002) avaliaram a produção de lixiviados no aterro sanitário da Extrema, na cidade de Porto Alegre – RS, com capacidade instalada para deposição de 1,1 milhão de metros cúbicos de resíduo durante sua vida útil. Objetivou-se a determinação da parcela dos volumes precipitados que efetivamente se converteu em lixiviados, durante os 55 meses de monitoramento da produção de lixiviados na área em estudo, comparando a produção efetiva com os resultados obtidos por estimativas realizadas por meio do método do balanço hídrico.

Considerando-se uma maior adequabilidade do método do balanço hídrico para estimativa de produção de lixiviados em aterros de maior porte, foi estimada através desse método, uma produção média de 2.330 m<sup>3</sup> de lixiviados por mês, resultado muito próximo do observado na rotina de coletas realizadas durante os 55 meses de monitoramento, que contabilizou uma produção média de 2.391 m<sup>3</sup> por mês. A produção de lixiviados confrontada com observações de precipitação durante o período de monitoramento demonstram que, do total precipitado, cerca de 27,8% é convertido em lixiviados, podendo alcançar valores superiores a 33%. Os resultados obtidos nesse trabalho demonstram a eficiência da utilização do método do balanço hídrico na estimativa da produção de lixiviados, em áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos, para a região do sul do País, principalmente na fase de projeto e dimensionamento (REICHERT; COTRIM; RODIGHERI, 2002).



Coelho et al. (2005), realizaram experimentos para avaliar o desempenho de camadas de cobertura intermediárias e finais em áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos, utilizando células experimentais. O experimento avaliou a influência das camadas de cobertura na degradação dos RSU e na geração de lixiviados, assim como sua caracterização físico-química. Para condução do experimento, instalaram-se quatro células experimentais de 27 m<sup>3</sup> cada, no aterro municipal de Catas Altas – MG, preenchidas com os resíduos da coleta diária do Município, sem qualquer tipo de tratamento ou segregação, sendo realizada apenas a caracterização gravimétrica e físico-química (teor de umidade, sólidos voláteis e umidade na capacidade de campo). O resíduo depositado foi compactado até a obtenção de um peso específico de 500 Kgf.m<sup>-3</sup>, objetivando-se a reprodução da densidade aproximada dos resíduos depositados em condições reais de operação.

O solo utilizado nas camadas intermediárias e de cobertura foi previamente caracterizado quanto às suas propriedades geotécnicas, sendo quantificado o teor de umidade, a massa específica dos grãos, granulometria, limite de liquidez, limite de plasticidade e umidade ótima para compactação através de ensaio de Proctor Normal, conforme NBR ABNT 7182/86, utilizado para determinação da massa específica aparente seca máxima de uma amostra solo. Em uma das células, as camadas intermediárias e de cobertura foram compactadas a 90% da massa específica seca máxima (1,68 g.cm<sup>-3</sup>), as demais a 100%, utilizando compactadores manuais para a compactação de 90% e mecânico para a compactação de 100 %.

Os recalques foram monitorados quinzenalmente com início correspondendo ao 98º dia de aterramento dos RSU, utilizando nível de mangueira. Os líquidos lixiviados coletados no poço foram quantificados e amostrados para realização de análises físico-químicas dos parâmetros: pH, alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de

oxigênio (DBO), nitrogênio total (NTK), nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ), cloretos ( $\text{Cl}^-$ ), fósforo total, além da determinação de metais pesados (Fe, Cd, Pb, Zn e Cr) por meio de espectrofotometria de absorção atômica. Após 280 dias de monitoramento, chegou-se à conclusão que as compactações das camadas de cobertura finais avaliadas não apresentaram diferenças significativas no que se refere à infiltração de águas pluviais, sendo ambas as compactações adequadas para essa finalidade.

Coelho et al. (2005) afirmam ainda que as camadas intermediárias interferem nos parâmetros físico-químicos dos lixiviados, com elevação dos valores de pH e redução significativa nos valores de DQO, NTK e  $\text{NH}_3\text{-N}$ , principalmente a partir do 153º dia de aterramento.

Segundo Ferreira e Mahler (2006), o objetivo dos sistemas de cobertura para aterros de resíduos sólidos é a formação de uma barreira física, minimizando a infiltração das águas pluviais, a proliferação de vetores de doenças, prevenindo falhas na superfície da cobertura e a erosão dos taludes. Assim, as características geofísicas das camadas de cobertura e intermediárias influenciam diretamente o processo de decomposição dos resíduos, alterando as propriedades físico-químicas do lixiviado e exercendo controle de migração dos gases gerados para a atmosfera.

McDougall (2007) monitorou os processos de liquefação dos resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário Lyndhurst, em Victoria, na Austrália, por um período de 667 dias. Através da utilização de modelos matemáticos, foram propostas metodologias para a estimativa da digestibilidade anaeróbia, comportamento mecânico e hidráulico da massa de resíduos. Para McDougall, o processo de liquefação da massa de sólidos é atribuído ao comportamento hidro-biomecânico (HBM) da massa de resíduos, controlado principalmente por variáveis ambientais, sendo a umidade inserida o fator mais importante na

biodegradação de resíduos depositados e também a variável mais facilmente controlada durante a vida útil de uma área de disposição final, através de práticas de controle de infiltração. Assim como o teor de umidade, o fluxo de água atua como um meio pelo qual as substâncias químicas e os microrganismos penetram na massa de resíduos, sendo pré-requisito para a função microbiana.

Para a estimativa da vazão de lixiviados e projeção do comportamento mecânico de uma massa de resíduos ao longo do tempo, é importante uma interpretação fundamental e sinérgica das interações entre a biodegradação, a hidráulica e a mecânica envolvida nesses processos. No trabalho desenvolvido pelo autor, o modelo hidráulico utilizado foi uma formulação bidimensional da equação para o potencial de água no solo de Richards, sendo as principais variáveis a pressão hidráulica e o teor de umidade. A retenção de umidade é uma característica importante em um solo não saturado, sendo a quantidade de umidade retida relacionada à pressão negativa, ou de sucção, exercida pelo solo. No modelo utilizado pelo autor essas relações foram determinadas, através da equação de Van Genuchten (1980). A condutividade hidráulica foi determinada pela da equação de Darcy, que afirma que em zonas não saturadas o coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica é dependente da quantidade de umidade no solo (MCDOUGALL, 2007).

Para a estimativa dos processos de biodegradação, o autor descreve um reator anaeróbio em dois estágios, com ácido graxo volátil (AGV) e biomassa metanogênica (BM), em concentrações variáveis. A fração sólida degradável (FSD) é calculada para cada intervalo de tempo, controlada pelas concentrações instantâneas de AGV, BM e teor de umidade. A mineralização metabólica da matéria orgânica é um processo determinado pela atividade microbiana, que depende das características do substrato, das condições ambientais e disponibilidade de umidade. Ao contrário dos substratos aquosos, como o lodo oriundo de estações de tratamento de esgotos, a massa de resíduos é

predominantemente sólida e estruturada, onde o progresso da taxa de decomposição é limitado por fatores físicos. No modelo hidrobiomecânico (HBM, desenvolvido por McDougall (2007), algumas modificações foram realizadas de forma a refletir de uma maneira mais realista, os fatores físicos que influenciam a transferência dos sólidos para a fase aquosa. A hidrólise enzimática modificada representa as alterações na digestibilidade da fração biodegradável, a inibição do produto e o teor de umidade presente na hidrólise. O autor sugere ainda que a digestibilidade relativa possa estar relacionada ao grau de conversão de substrato por um único parâmetro, o parâmetro de transformação estrutural.

Portanto, a formulação de um modelo hidrobiomecânico (HBM) para análise e previsão do comportamento da massa de resíduos, em longo prazo evita abordagens, consideradas pelo autor como altamente empíricas. No modelo HBM, o tempo é utilizado para controlar o progresso da decomposição, juntamente com outros fatores influentes como o teor de umidade, acúmulo de ácido graxo volátil (AGV) e a população metanogênica.

Roberts e Shimaoka (2008) afirmam que diversos fatores afetam o desempenho das camadas de cobertura em áreas de disposição final de resíduos, principalmente os níveis de compactação do material utilizado. Objetiva-se nos procedimentos de compactação, a reorganização das partículas do solo, a fim de obter camadas mais homogêneas sem vazios comunicantes (redução da macroporosidade). Alguns fatores influenciam a estrutura do solo durante o processo de compactação, como o teor de umidade, o esforço para compactação e a espessura da camada a ser compactada, sendo a umidade e o esforço, fatores críticos que afetam a condutividade hidráulica de solos compactados.

Autores como Fellner e Brunner (2010) estudaram o comportamento do fluxo preferencial de lixiviados na massa de resíduos, utilizando dados coletados em escala real, em uma área de deposição encerrada na Austrália. No estudo, o

fluxo de líquidos na massa de resíduos comporta-se de forma distinta do fluxo de água nos solos, sendo que, nos macroporos do solo, a água segue caminhos preferenciais apenas nos períodos úmidos, enquanto que nas massas de resíduos os canais preferenciais de escoamento são observados também nos períodos secos. Ao contrário dos solos, em áreas de disposição de resíduos sólidos existe um grande fluxo horizontal de líquidos, principalmente devido à característica anisotrópica dos resíduos e heterogeneidades na compactação. Segundo os mesmos autores existe ainda uma tendência de que se diminua a variação do fluxo de água nos solos com o aumento da profundidade, ao passo que essa variação aumenta na massa de resíduos.

O transporte de líquidos e gases na massa de resíduos está diretamente relacionado com a estrutura do meio poroso. Assim, torna-se necessária a caracterização detalhada dos parâmetros físicos dos RSU antes de se estudar suas propriedades hidráulicas. Os RSU são meios porosos multifase de comportamento complexo, composto por três fases coexistentes: a fase sólida, a fase líquida e a gasosa. Para uma dada amostra, cada fase é caracterizada por sua massa e volume, uma vez que, para estudos de curto prazo, a biodegradação não é considerada, sendo a massa e o volume da fase sólida assumidos como constantes durante os testes de compressão. A massa de compressibilidade e o volume da fase líquida podem variar durante os testes devido aos efeitos de drenagem, sendo a massa da fase gasosa considerada insignificante (STOLTZ GOURC; OXARANGO, 2010).

Rachor et al. (2011) estudaram a estrutura e composição mineralógica das camadas intermediárias e de cobertura em áreas de disposição de RSU e sua influência na oxidação do metano proveniente da decomposição dos resíduos. Neste trabalho, avaliaram-se as taxas de oxidação do metano em função das características físico-químicas dos solos utilizados. A compactação do solo influi diretamente nas taxas de oxidação devido à redução da macroporosidade e

consequente diminuição da aeração do solo. Em situações em que objetiva-se a retenção do metano na massa de resíduos, para posterior utilização, esse comportamento pode ser desejado.

A utilização de argilas compactadas na construção de camadas intermediárias e finais em áreas de disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é um procedimento geralmente utilizado em situações de disposição em aterros sanitários. No entanto, a dificuldade na obtenção do material, os volumes requeridos e os elevados custos de transporte tornam a utilização dessa técnica um procedimento oneroso. Mellies e Schweizer (2011) realizaram estudos de desempenho dos sistemas de cobertura de aterros utilizando argilas compactadas ao longo do tempo, em áreas de disposição de RSU na Bavaria, Alemanha. Aqui, analisaram-se Foram realizadas três diferentes configurações de camadas de cobertura utilizando argila compactada e solo. Fez-se o monitoramento do escoamento superficial, fluxo de drenagem na camada acima do revestimento de argila compactada e a percolação através do revestimento, por um período de 4 a 10 anos. Concluiu-se que, nas configurações de cobertura onde foi utilizada apenas argila compacta, a sazonalidade das precipitações incorreram em fissuras nas camadas superficiais nos períodos de estiagem, gerando maior infiltração de água nessas camadas. Nas configurações de cobertura onde foi utilizado solo local, a impermeabilização ao longo do tempo mostrou-se mais estável, não sendo detectadas retrações da superfície com consequente aumento da permeabilidade (MELLIES; SCHWEIZER, 2011). Esse estudo demonstra que a utilização de solo na construção de camadas intermediárias e finais apresenta-se como alternativa mais eficiente e econômica, tendo em vista a maior estabilidade das camadas de solo, ao longo do tempo.

### 3.7 Atenuação Natural de Contaminantes no Solo

De um modo geral, os processos de atenuação de contaminantes no solo são aqueles que promovem a diminuição da concentração das soluções que adentram o sistema e que, portanto, retardam o movimento da frente de contaminação. Devido à grande variedade de composição dos solos e dos resíduos e das condições físico-químicas nos sítios de disposição, a identificação precisa do mecanismo atenuante é improvável, além do fato de que, normalmente, esses mecanismos atuam de forma simultânea (LEITE, 2000).

Os principais processos envolvidos no transporte de contaminantes podem ser divididos em: mecanismos de migração (permite o deslocamento), de compostos pelos processos de advecção e de dispersão hidrodinâmica (dispersão mecânica e difusão molecular) e mecanismos de atenuação (retarda ou desacelera a migração), que compreendem a adsorção, precipitação e complexação (PEREIRA; CHANG; SOTO, 2011).

A atenuação natural das cargas orgânicas e inorgânicas presentes nos lixiviados gerados em áreas de disposição de Resíduos sólidos Urbanos (RSU) ocorre como função da redução da concentração de contaminantes, durante o respectivo transporte através do solo. Diversos fatores associados ao solo promovem a capacidade natural de atenuação, porém essa capacidade de assimilar resíduos é limitada. Os processos que influenciam a atenuação podem ser desde uma simples diluição através da água não contaminada que se infiltra no solo por meio de precipitação, até interações físico-químicas complexas, que fixam ou retardam o movimento dos contaminantes através do meio constituído pelo solo (CALÇAS; HAMADA; GIACHETI, 2001).

Segundo Sharma e Reddy (2004), a atenuação natural de contaminantes no solo, envolve processos físicos, químicos e biológicos que agem sem a intervenção humana para reduzir a massa, a toxicidade, a mobilidade, o volume

ou a concentração de contaminantes. A técnica de atenuação natural é primeiramente aplicável para a degradação de constituintes orgânicos, mas também pode ser usada para imobilização de contaminantes inorgânicos, incluindo metais tóxicos e radioativos.

Para Gadd (2004), os microrganismos são capazes de afetar a especiação dos metais, tendo em vista sua capacidade efetora ou mediadora nos processos de mobilização ou imobilização, que influenciam no equilíbrio das espécies metálicas entre as fases solúveis e insolúveis.

Microrganismos como bactérias, algas e fungos, possuem a habilidade para remover metais do meio ambiente; no entanto, a capacidade de remoção, assim como os mecanismos de acumulação, podem variar amplamente de acordo com a espécie microbiana. Fatores externos como pH, temperatura, ausência ou presença de nutrientes e outros metais também influenciam no mecanismo atuante e, conseqüentemente, na eficiência e seletividade de acumulação (LEMOS; SANTOS, 2007).

Sabaté, Viñas e Solanas (2004) observaram que os solos possuem diferenças nas atividades metabólicas dos microrganismos naturais, afetadas pela sua estrutura, composição, características e o comportamento coligativo. Nessas condições, a cinética de todo o processo de biodegradação será diferente em cada tipo de solo. O comportamento bifásico dos compostos no solo deve também ser considerado, pois pelo modelo de sequestro, a proporção inicial de poluentes livres introduzidos no solo é fixada nos microporos de suas partículas tornando os compostos inacessíveis aos microrganismos. Certas frações de hidrocarbonetos podem ficar retidas nos microporos do solo, juntamente com os agregados tornando-os inacessíveis aos microrganismos.

Singh e Cameotra (2004) afirmam que o mecanismo bioquímico microbiano não é o da degradação do átomo contaminante, como ocorre na degradação de poluentes orgânicos, mas aquele que produz uma mudança no



estado de oxidação do metal para sua detoxificação. Independente das reações ocorridas, o metal ainda permanecerá no local, pois se sabe que as bactérias possuem a capacidade de concentrá-lo e removê-lo, seja em forma de substâncias voláteis ou precipitadas menos tóxicos, alterando as características dos contaminantes e os convertendo em formas não tóxicas.

Alguns trabalhos relatam a alta capacidade de sorção de metais pesados pelo solo utilizado nas camadas intermediárias em áreas de deposição de RSU. Pode-se citar o experimento de Suzuki et al. (2008), que avaliaram o desempenho de barreiras de solo, intermediárias e de cobertura na remoção de metais pesados em lixiviados de aterros da cidade de Okayama no Japão. Os mesmos autores atribuem a capacidade de retenção de metais pesados pelo solo à sua composição físico-química, sendo a fase sólida do solo predominantemente composta por Fe, Al, Mn-oxi-hidratos, substâncias orgânicas, carbonatos e minerais de argila. Pode-se destacar, com maior relevância o óxido de ferro e a argila, que desempenham papéis importantes na sorção de substâncias. Também são observados mecanismos de remoção de metais através da sorção superficial, via atração eletrostática, complexação de superfície e precipitação (SUZUKI et al., 2008). Neste trabalho, os autores compararam as concentrações de metais pesados presentes nos lixiviados gerados em células providas de barreiras de solo associadas às camadas de escória siderúrgica, com as concentrações de metais pesados presentes nas células que não possuíam barreiras.

Nos experimentos conduzidos por Suzuki et al. (2008) foram monitoradas três células experimentais com volume aproximado de 88,0 m<sup>3</sup>, sendo as configurações de preenchimento com solo, escória siderúrgica e resíduos sólidos urbanos. A produção de lixiviado foi simulada artificialmente por meio da aplicação semanal de lâminas referentes aos volumes médios precipitados no período úmido na Cidade de Okayama, de outubro a abril, com

precipitação anual de 735,5 mm (para o ano de 2005), correspondente a 25 mm.d<sup>-1</sup>. Os lixiviados coletados foram armazenados em recipientes herméticos e encaminhados para análises laboratoriais, onde foram submetidos a ensaios de espectrometria para determinação de sua composição elementar. Os autores concluíram que na célula onde foi implementada barreira de solo na base, houve redução de cerca de 50% para Cu, Ni e Mn; 20% para Zn e B; e ligeira remoção para Pb e Cd.

### **3.8 Aspectos Legais Associados à Implantação de Aterros Sanitários, Tratamento e Lançamento de Efluentes.**

Em Minas Gerais, as diretrizes para adequação da disposição final de resíduos sólidos urbanos são fundamentadas na Deliberação Normativa n° 118/2008 do Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM. Essa Deliberação Normativa estabelece os critérios a serem adotados para a escolha da localização de áreas e procedimentos para implementação e operação de depósitos finais de RSU. A mesma deliberação considera como técnica mais adequada de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, a implantação de aterros sanitários. Nessa condição de deposição não há danos à saúde e à segurança pública, minimizando os impactos ambientais através da utilização de técnicas de engenharia que possibilitem o confinamento dos resíduos à menor área e ao menor volume possível. Para o pleno atendimento às exigências dispostas nesta Deliberação Normativa, a área proposta para deposição de RSU deve possuir características específicas:

- a) a localização da área não poderá ocorrer, em nenhuma hipótese, em áreas erodidas, em especial em voçorocas, em áreas cársticas ou em Áreas de Preservação Permanente – APP;

- b) a localização em área com solo de baixa permeabilidade e com declividade média inferior a 30%;
  - c) localização em área não sujeita a eventos de inundação, situada a uma distância mínima de 300 metros de cursos d'água ou qualquer coleção hídrica;
  - d) localização em área situada a uma distância mínima de 500 metros de núcleos populacionais;
  - e) localização em área com distância mínima de 100 metros de rodovias e estradas, a partir da faixa de domínio estabelecida pelos órgãos competentes;
  - f) implantação de sistema de drenagem pluvial em todo o terreno, de modo a minimizar o ingresso das águas de chuva na massa de lixo aterrado e encaminhamento das águas coletadas para lançamento em estruturas de dissipação e sedimentação;
  - g) a base das plataformas ou das valas a mais de 3 metros do nível do lençol freático;
  - h) realização de recobrimento diários do lixo com terra, para municípios com população urbana acima de 30.000 habitantes;
  - i) manutenção de boas condições de acesso à área do depósito de lixo.
- (MINAS GERAIS, 2008).

Como exigência para o processo de regularização ambiental, os aterros sanitários devem ser providos de sistema de drenagem e coleta de lixiviados para tratamento, anterior ao lançamento nos corpos receptores (MINAS GERAIS, 2008).

Para o lançamento dos efluentes tratados, oriundos dos aterros sanitários, devem ser atendidas as exigências de padrões de lançamento dispostas na Deliberação Normativa Conjunta nº 1/2008, do Conselho Estadual

de Política Ambiental – COPAM e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH. Essa Deliberação Normativa dispõe sobre a classificação dos corpos d'água, diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Para o pleno atendimento às exigências dispostas na Deliberação Normativa Conjunta, o sistema de tratamento de efluente deve possuir eficiência suficiente para atender aos parâmetros estabelecidos, tais como:

- a) pH entre 6,0 a 9,0;
- b) temperatura inferior a 40 °C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3 °C no limite da zona de mistura;
- c) concentração de materiais sedimentáveis de até 1 mL.L<sup>-1</sup> em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor;
- e) concentração de óleos minerais de até 20 mg.L<sup>-1</sup>, óleos vegetais e gorduras animais de até 50 mg.L<sup>-1</sup> e ausência de materiais flutuantes;
- f) concentração de DBO de até 60 mg.L<sup>-1</sup> ou tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais;
- g) tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 75% e média anual igual ou superior a 85% para os demais sistemas;
- h) concentração de DQO de até 180 mg.L<sup>-1</sup> ou tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 55% e média anual igual ou superior a

65% para sistemas de esgotos sanitários e de percolados de aterros sanitários municipais;

- i) tratamento com eficiência de redução de DQO em no mínimo 70% e média anual igual ou superior a 75% para os demais sistemas;
- j) concentração de Substancias tensoativas que reagem com azul de metileno de até  $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$  de LAS, exceto para sistemas públicos de tratamento de esgotos sanitários;
- k) concentração de sólidos em suspensão totais de até  $100 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo  $150 \text{ mg.L}^{-1}$  nos casos de lagoas de estabilização.

(MINAS GERAIS, 2008).

### **3.9 Atributos Físicos do Solo**

#### **3.9.1 Permeabilidade**

Um dos aspectos importantes para o estudo dos atributos físicos é o entendimento da interação entre a água e as partículas de solo. Franciss (1980) afirma que o escoamento de água através dos vazios dos meios terrosos permeáveis recebe a designação genérica de percolação. Diferentes modalidades de vazios determinam diferentes tipos de porosidade, como a intersticial e a de canais por exemplo. Eventualmente, mais de um tipo de porosidade coexiste em um único meio. A água existente nos vazios de um meio permeável ocorre, em termos simplificados, sob a forma de água retida e água livre. A água livre esco sob a ação da gravidade, enquanto a água retida permanece aderida à fase sólida sob a ação de fenômenos físico-químicos e capilares. Para o mesmo autor, quanto menor a dimensão dos vazios, maior o percentual de água retida em relação à água total, atingindo praticamente 100% quando esta dimensão for

inferior a  $10^{-2}$  mm. Entre  $10^{-4}$  a  $10^{-2}$  mm, a água é praticamente retida apenas por capilaridade.

Segundo Caputo (1973), a permeabilidade de um solo representa sua capacidade de permitir o escoamento da água através de sua estrutura, sendo o grau de permeabilidade expresso numericamente pelo coeficiente de permeabilidade, representando a maior ou menor facilidade com que a água percola através de um solo.

Os solos são permeáveis em função da existência de vazios interconectados presentes em sua estrutura denominados de poros. É por meio dos poros que a água pode fluir dos pontos de maior energia potencial para os de menor energia potencial. É denominada de água livre, a água que escoar entre as partículas do solo, se essa estiver sujeita a um potencial hidráulico, haverá o fenômeno de escoamento da água através do solo. O conhecimento do comportamento da permeabilidade torna-se muito relevante quando a finalidade é determinar a vazão que percolará o solo, em situação de interesse para a engenharia. O estudo do comportamento da permeabilidade de um solo é realizado por meio da lei experimental de Darcy (VARGAS, 1977; CAPUTO, 1973; DAS, 2008).

Em 1856, o engenheiro francês Henry Darcy, durante a realização de ensaios de infiltração através de areias finas, relacionados com a construção do novo sistema de abastecimento de água da cidade de Dijon, na França, constatou a existência de uma proporcionalidade praticamente linear entre a vazão específica e o gradiente hidráulico. A constante de proporcionalidade, denominada originalmente de coeficiente de permeabilidade, reflete o grau de facilidade oferecido pelo meio permeável ao escoamento de água através de seus vazios. A proporcionalidade entre vazão específica e gradiente hidráulico é descrita por uma grandeza escalar de dimensões  $L.T^{-1}$ , em unidades

internacionais  $\text{m.s}^{-1}$ , denominada atualmente de condutividade hidráulica (FRANCISS, 1980).

A Lei de Darcy é válida para escoamento lamelar ou laminar. Segundo Caputo (1973) um escoamento é definido como laminar, quando as trajetórias das partículas individuais de um fluido não se cruzam ou interceptam, caso contrário é definido como turbulento. Para o mesmo autor, o escoamento no interior da maioria dos solos é considerado laminar, em que o número de Reynolds apresenta valores inferiores a 2.100 e é válida a Lei de Darcy.

Segundo Terzaghi e Peck (1962), a velocidade de descarga é definida como a quantidade de água que percola, na unidade de tempo, através da área unitária de uma seção perpendicular às linhas de fluxo. Em um material poroso, estaticamente isotrópico, a porosidade de uma seção plana é igual à porosidade volumétrica. Assim, a velocidade média com que a água percola através dos vazios do material é igual à velocidade de descarga dividida pela porosidade, sendo que o valor da velocidade média representa a velocidade de percolação. Se o termo velocidade é usado sem outra qualificação em conexão com a permeabilidade, será sempre indicada a descarga e não a velocidade de percolação.

Para Vargas (1977), a permeabilidade dos solos depende do tamanho e arranjo dos grãos, pois tanto o diâmetro e a forma dos canalículos de fluxo como a sua tortuosidade, influenciarão diretamente no comportamento da permeabilidade de um solo. O índice de vazios também altera as condições de fluxo, tendo em vista que quanto mais compacto estiver o solo, menor sua permeabilidade, pois os tamanhos e a forma dos canalículos serão menores. Para esse mesmo autor, outro fator de variabilidade das condições de permeabilidade está relacionado à viscosidade da água, pois quanto mais pesada e viscosa for a água, maior será a dificuldade com que atravessará os poros do solo. Como a

viscosidade de um líquido é função direta da temperatura, a permeabilidade também o será, crescendo com o aumento da temperatura.

São denominados permeômetros os vários equipamentos, utilizados em campo e em laboratório, para a determinação do coeficiente de permeabilidade dos solos. Esses são divididos basicamente em dois grupos, os permeômetros que submetem a amostra a uma carga hidráulica constante e os de carga hidráulica variável. Nos permeômetros de carga hidráulica constante o coeficiente de permeabilidade é calculado a partir da Lei de Darcy, medindo-se a quantidade de água que atravessa a seção do corpo de prova durante um intervalo de tempo. Nos ensaios realizados utilizando dispositivos de carga hidráulica variável, mede-se a quantidade de água que atravessa a seção do corpo de prova submetido a uma determinada carga hidráulica, num instante de tempo qualquer (VARGAS, 1977). Os procedimentos e realização de ensaios para determinação da permeabilidade dos solos utilizando permeômetros de carga hidráulica constante são normatizados pela ABNT/NBR 13.292 de maio de 1995, e, para ensaios utilizando permeômetros de carga hidráulica variável os procedimentos são normatizados pela ABNT/NBR 14.545 de julho de 2000.

Ambos os ensaios podem ser realizados sobre amostras moldadas no laboratório (amolgadas ou compactadas) nas condições em que se deseja, como em amostras indeformadas, cortadas cuidadosamente do terreno natural, de forma a conservar não só seu índice de vazios e umidade natural, como também sua estrutura. Sendo que essa última exerce influência decisiva na permeabilidade dos solos argilosos. Na Figura 1 são apresentadas faixas de valores típicos do coeficiente de permeabilidade para diferentes tipos de solo (TERZAGHI; PECK, 1962; VARGAS, 1977).



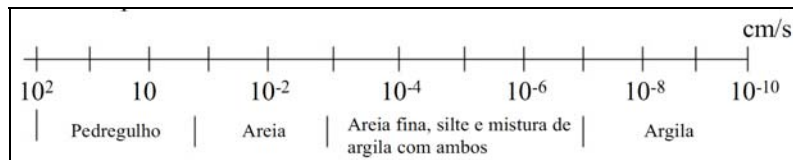


Figura 1 Faixa de valores típicos do coeficiente de permeabilidade para diferentes tipos de solo.

Fonte: adaptado de Terzaghi e Peck (1962).

Para Vargas (1977), o caminho mais adequado para a determinação da permeabilidade de um solo é o ensaio de amostras moldadas em laboratório, sob diversos índices de vazios. Assim, determina-se a lei da variação do coeficiente de permeabilidade com o índice de vazios. Para esse mesmo autor, nos solos argilosos ocorrem três casos: 1) a determinação do coeficiente de permeabilidade de pastas amolgadas do solo em determinadas umidades, como por exemplo, na umidade correspondente ao limite de liquidez (LL); 2) com certa umidade a determinada densidade, como por exemplo, na umidade ótima e densidade máxima do ensaio normal de compactação; 3) nas condições de umidade, densidade e estrutura natural. Sendo realizado com amostras indeformadas de solo.

### 3.9.2 Análise Granulométrica

Para o entendimento da natureza do solo, a distribuição dos tamanhos dos grãos presentes em uma dada massa de solo deve ser conhecida. O tamanho relativo dos grãos que formam a fase sólida dos solos é chamado de textura e sua medida é a granulometria. Para o estudo da textura dos solos, analisando-se a granulometria das areias e pedregulhos, o método utilizado é o peneiramento simples. Sendo que nas malhas das peneiras ficam retidas porções de solo. Essas porções possuem dimensões superiores às dimensões das malhas das peneiras

onde ficaram retidas, e inferiores às das peneiras por que passaram (VARGAS, 1977; DAS, 2008).

Para a determinação da quantidade de partículas mais finas, como siltes e argilas, o procedimento de peneiramento torna-se inviável devido às dificuldades construtivas impostas às peneiras com malhas inferiores a 0,075 mm. Sendo a quantificação dessas partículas realizada por meio do ensaio de sedimentação ou via úmida. Os métodos para realização da análise mecânica por via úmida são fundamentados na lei de Stokes, que determina a velocidade com que uma partícula esférica, de um dado diâmetro, cai em um líquido em repouso. Geralmente esses ensaios são realizados por meio de um hidrômetro (densímetro) mergulhado na solução de solo (TERZAGHI; PECK 1962; VARGAS, 1977).

Os resultados obtidos no ensaio são representados em curvas semilogarítmicas dos tamanhos dos grãos. Segundo Terzaghi e Peck (1962), esta é a representação mais conveniente, em que o eixo das abscissas representa o logaritmo da dimensão dos grãos, e o das ordenadas a percentagem em peso dos grãos menores que a dimensão dada pela abscissa. Quanto mais uniforme a granulometria, mais acentuada a inclinação da curva. Para o mesmo autor, a vantagem mais importante da representação semilogarítmica deve-se ao fato de que as curvas de solo de igual uniformidade têm forma idêntica, não influenciando a dimensão do grão médio. Outro fato é que a distância horizontal entre duas curvas com a mesma forma é igual ao logaritmo da relação entre as dimensões dos grãos médios dos solos correspondentes.

Os procedimentos para execução do ensaio de análise granulométrica são normalizados pela ABNT/NBR 7181, de dezembro de 1984.

### 3.9.3 Plasticidade e Limites de Atterberg

Segundo Vargas (1977), os solos arenosos são perfeitamente identificáveis por meio de suas curvas granulométricas, ou seja, areias e pedregulhos de iguais curvas granulométricas comportam-se de maneira semelhante. Entretanto, a experiência mostra que isso não acontece nos solos de textura fina. Entende-se por solos finos aqueles cuja maioria dos grãos possui diâmetro inferior a 0,1 mm. O conhecimento da curva granulométrica desses solos não é suficiente para prever seu comportamento, sendo possível encontrar siltes, argilas e solos argilosos de mesma curva granulométrica com comportamentos distintos.

DAS (2008) afirma que a presença de minerais de argila em um solo de granulação fina permite que esse seja modelado na presença de alguma umidade, sem haver desagregação. Quando uma pasta de argila é seca, o teor de umidade irá diminuir gradualmente, passando a suspensão de um estado líquido para um estado plástico. Com outro decréscimo de umidade, passará para o estado semissólido e finalmente a um estado sólido. Em 1911, o cientista sueco A. Atterberg desenvolveu um método para descrever a consistência limite dos grãos finos do solo em função do teor de umidade. Esses limites foram definidos como limite de liquidez (LL), limite de plasticidade (LP) e limite contração (LC).

O estado líquido é definido quando um solo apresenta as propriedades e aparência de uma suspensão, não possuindo forma própria e nenhuma resistência ao cisalhamento. No estado plástico, o solo apresenta a propriedade de plasticidade, podendo sofrer deformações rápidas, sem que ocorra variação volumétrica perceptível, ruptura ou fissuramentos. No semissólido o solo apresenta a aparência de um sólido, porém ainda apresenta variações de volume ao ser secado. Já no estado sólido, o solo não apresenta variações volumétricas ao ser secado (TERZAGHI; PECK 1962; VARGAS, 1977).

A Figura 2 apresenta o comportamento da variação volumétrica de um típico solo argiloso em função do aumento de seu teor de umidade.

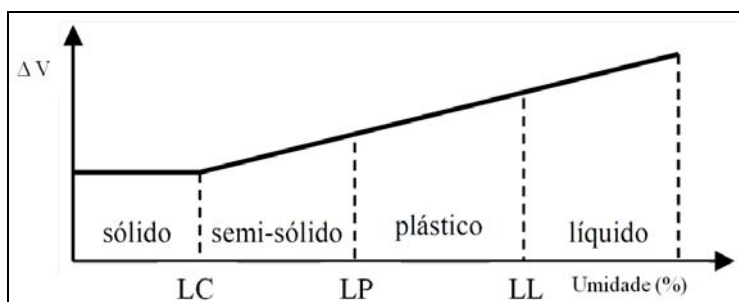


Figura 2 Representação da variação volumétrica de um solo argiloso em função do aumento do teor de umidade.

Fonte: adaptado de Vargas (1977).

O limite LL é definido como o teor de umidade, em percentagem, em que o solo passa de um estado plástico para o estado líquido e está relacionado à capacidade do solo de absorver água. O LP é definido como o teor de umidade (%), em que o solo passa de um estado semissólido para o estado plástico. É definido como LC, a umidade do solo na fronteira entre os estados de consistência sólido e semissólido, deixando de apresentar redução de volume quando submetido à secagem lenta à sombra. Esses limites são geralmente referidos como limites de Atterberg, estando relacionados à quantidade e o tipo de minerais de argila e cátions adsorvidos (DAS, 2008). Os procedimentos para realização dos ensaios de determinação do LL e LP são normatizados pelas ABNT/NBR 6459 e ABNT/NBR 7180, de outubro de 1984, respectivamente.

Segundo Vargas (1977) citando Atterberg, a plasticidade de um solo seria definida por um índice, o índice de plasticidade (IP). O IP é igual à diferença entre os LL e LP ( $IP = LL - LP$ ), medindo a plasticidade dos solos e fisicamente representando a quantidade água necessária para que um solo passe do estado plástico ao líquido. Para Das (2008), o IP representaria ainda a

tendência de um solo à contratilidade e expansividade, diretamente relacionada à sua atividade, dependente das concentrações de argila e teor de umidade.

#### **3.9.4 Compactação do Solo**

O volume total de um solo é constituído do volume das partículas minerais e orgânicas, somado ao volume de poros ou vazios existentes entre essas partículas. Segundo Vargas (1977), a compactação do solo consiste na utilização de técnicas e procedimentos que promovam o aumento da compacidade pela redução do volume de vazios. Este aumento de compacidade é obtido por meio da aplicação de esforços externos gerados mecanicamente, objetivando o aumento da resistência, a redução da compressibilidade, permeabilidade e variação volumétrica decorrente dos processos de umedecimento e secagem.

Em 1933, Ralph Proctor publicou uma série de artigos divulgando seu método de controle de compactação, baseado em um novo método de projeto e construção de barragens de solo compactado que estava sendo empregado na Califórnia. Por meio de seus estudos, pela primeira vez, se enunciava um dos mais importantes princípios da mecânica dos solos, o de que a densidade que um solo atinge quando compactado sob uma dada energia de compactação, depende principalmente da umidade do solo no momento da compactação. Para a determinação experimental da correlação entre a massa específica aparente seca de um solo, sua umidade e energia utilizada para compactação, Ralph Proctor desenvolveu uma metodologia de ensaio batizada com o seu nome (VARGAS, 1977).

Os estados envolvendo a massa específica aparente seca do solo, umidade e grau de saturação, com uma determinada massa específica dos grãos, podem ser representados por um ponto em um gráfico. O gráfico é gerado em

função dos valores das massas específicas aparentes secas (ordenadas) em função de diferentes umidades (abscissas), para uma mesma energia de compactação. Por meio desse ensaio é possível concluir que há uma umidade ótima para compactação do solo, a esta umidade corresponderá uma densidade máxima atingida pela sua compactação (CAPUTO, 1973; VARGAS, 1977).

Segundo Vargas (1977), dentre as diversas técnicas de controle da compactação em campo, destaca-se a utilização da relação entre a massa específica aparente seca do solo em campo e a massa específica aparente seca máxima, determinada em laboratório por meio do ensaio de compactação. Essa relação é definida como grau de compactação (GC), geralmente expresso em percentagem. A Figura 3 apresenta o comportamento típico das curvas de compactação para diferentes tipos de solo em função de sua predominância granulométrica.

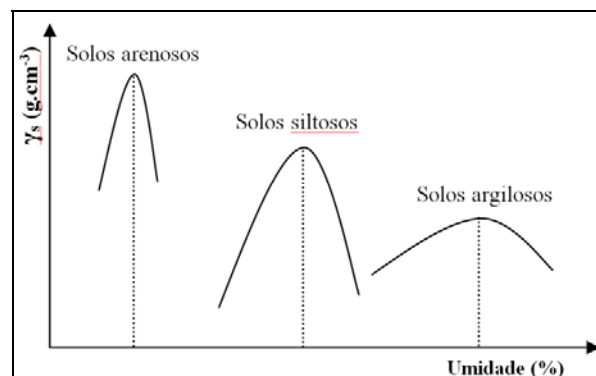


Figura 3 Representação do comportamento típico das curvas de compactação para diferentes tipos de solo em função da predominância granulométrica.

Fonte: adaptado de Terzaghi e Peck (1962).

Os procedimentos para realização do ensaio de compactação são normalizados pela ABNT/NBR 7182, de agosto de 1986.

### 3.10 Situação da Disposição de RSU no Município de Lavras - MG

Segundo o IBGE (2010), o município de Lavras – MG possui uma população de aproximadamente 92.200 habitantes, sendo considerado um município de médio porte. Dados publicados recentemente pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, ABRELPE (2010) estimam que a geração média diária de RSU na região sudeste do país seja da ordem de  $1,293 \text{ Kg.hab.dia}^{-1}$ , sugerindo uma produção diária de aproximadamente 119 toneladas de RSU no município. A disposição final dos RSU é realizada em um lixão localizado na zona rural, sem quaisquer práticas de controle ambiental.

No Município existe uma associação de catadores de material reciclável (ACAMAR), que os recolhe para comercialização, sendo as receitas obtidas revertidas para a própria associação. Segundo a ACAMAR (2012), são recolhidos materiais recicláveis de aproximadamente 300 residências e 170 instituições públicas e privadas (empresas, estabelecimentos comerciais, bancos, escolas públicas e particulares), existindo ainda 50 postos de entrega voluntária (PEV's), totalizando  $35 \text{ ton.mês}^{-1}$  de materiais recicláveis comercializados.

Como agravante da situação de disposição dos RSU, ressalta-se que o Município não é provido de uma Unidade de Triagem e Compostagem (UTC), sendo uma grande parcela desses resíduos disposta diretamente no lixão sem qualquer tratamento, segregação ou destinação apropriada. A situação favorece a presença de animais e catadores na área de disposição, que não é isolada e não possui controle de acesso, como determina a Deliberação Normativa COPAM nº118/2008 (MINAS GERAIS, 2008), que estabelece novas diretrizes para adequação da disposição final de resíduos sólidos urbanos no estado de Minas Gerais.

#### **4. MATERIAL E MÉTODOS**

O experimento foi implantado e conduzido dentro do campus da Universidade Federal de Lavras – UFLA, no município de Lavras –MG, localizada a 21° 13'58,21" de latitude sul e 44°59'58,48" de longitude oeste (SAD-69). Segundo a classificação climática de Köppen e Geiger (1928), o clima do município de Lavras é classificado como Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico) com inverno seco e verão chuvoso, subtropical, com inverno seco e temperatura do mês mais quente superior a 22 °C (22,1 °C em fevereiro). Pela classificação climática proposta por Thornthwaite e Mather (1955), o clima de Lavras é B3 rB 3a, ou seja, clima úmido com ligeira deficiência hídrica, denominado mesotérmico, com uma evapotranspiração potencial (ETP) de 899 mm no ano, sendo que 31% desta ETP ocorre no verão.

##### **4.1 Construção das Células Experimentais**

Para a realização da pesquisa foram construídas doze células experimentais em alvenaria, com dimensões internas de 1,30 x 1,00 x 1,00 m e volume útil de 1,10 m<sup>3</sup>, providas de sistemas independentes de drenagem de líquidos e gases. As células foram construídas de blocos de concreto (0,15 x 0,20 x 0,40 m) cheios, sobre uma base de concreto armado com dimensões de 1,60 x 1,60 x 0,08 m. Internamente, foram aplicadas quatro camadas de impermeabilizante (nome comercial “Vedajá”), para impedir o vazamento ou percolação de líquidos na estrutura de alvenaria, de modo a prevenir quaisquer contaminações externas às células experimentais.

O sistema de drenagem de líquidos foi instalado na base da estrutura, longitudinalmente, confeccionado com tubos plásticos (PVC), destinados a instalações hidráulicas prediais, perfurados, com diâmetro nominal (DN) de 25,4



mm. Sobre o dreno de fundo foi adicionada uma camada de seis centímetros (0,06 m) de brita granítica nº 1 objetivando-se constituir um leito filtrante, impedindo a entrada de materiais grosseiros no sistema de drenagem de líquidos, como pode ser observado na Figura 4. Após a montagem dos leitos filtrantes, foi realizado um procedimento de lavagem com água para que fosse retirado o material fino, inerente à manipulação da brita granítica, para redução da interferência desse material nos resultados das análises laboratoriais.



Figura 4 Leito filtrante e sistema de drenagem de líquidos instalados na base das células experimentais em Lavras - MG.

Externamente foi instalado um registro na extremidade do dreno para possibilitar o controle do fluxo de líquidos, conectado a um recipiente plástico, com capacidade de armazenamento de seis litros. Na tampa do dispositivo de armazenamento foi adaptada uma conexão em mangueira plástica transparente do tipo “cristal” para a visualização dos líquidos percolados. Todas as conexões foram vedadas e fixadas com braçadeira metálicas de modo a impedir vazamentos de líquidos e contaminações externas (Figura 5).



Figura 5 Células experimentais providas de sistemas de controle de fluxo, armazenamento de líquidos e sistema de cobertura em Lavras - MG.

O sistema de drenagem de gases foi instalado externamente, confeccionados em tubulações plásticas (PVC) com diâmetro de 12,7 mm, conectados às tubulações de drenagem de líquidos. Para impedir a entrada de águas pluviais, foram instaladas coberturas confeccionadas em chapas galvanizadas com 0,5 mm de espessura (n° 26), unidas com rebites de repuxo em alumínio e vedadas com adesivo à base de borracha de silicone. Posteriormente, as chapas foram estruturadas e fixadas por meio de perfis metálicos (cantoneiras) com dimensões de 15,87 x 3,17 mm e barras roscadas ( $\emptyset$  10,0 mm), fixadas nas estruturas de alvenaria.

O sistema de cobertura foi dimensionado de forma a permitir a livre circulação do ar entre a cobertura e o topo das células, com espaçamentos laterais e superiores de 0,15 m. Esse procedimento construtivo teve como finalidade reduzir as interferências do sistema de cobertura no comportamento da evaporação, utilizada na realização do balanço hídrico das células experimentais. Outro cuidado na instalação do sistema de cobertura foi a aplicação de um angulação na instalação de  $3,0^\circ$ , para reduzir o acúmulo de águas pluviais sobre as estruturas (Figura 6).



Figura 6 Célula experimental com sistema de drenagem de líquidos, gases e sistema de cobertura em Lavras - MG.

As células foram dispostas em duas baterias de seis unidades, sendo essa configuração determinada em função da disponibilidade de área para instalação, procedimento de enchimento e práticas de condução do experimento, como aplicação de lâminas e coleta de amostras do lixiviado.

#### **4.2 Caracterização Gravimétrica e Volumétrica do RSU**

Para a realização do estudo de caracterização gravimétrica e volumétrica foram coletados resíduos em diferentes bairros do município (Tabela 2, Figura 7), estando inclusos nesses os resíduos sólidos domiciliares, resíduos comerciais, de varrição e limpeza de logradouros. As regiões escolhidas para amostragem foram selecionadas em função da prevalência da classe social, realizando-se coletas em bairros com identidade predominante das classes A, B e C, segundo o critério de classificação econômica Associação Brasileira de Empresas de Pesquisa, ABEP (2008). Os resíduos comerciais, de varrição e limpeza de logradouros foram coletados na região central da Cidade. As amostragens de resíduos sólidos domiciliares (RSD) foram realizadas nos bairros onde há predominância das classes B e C, tendo-se em vista a maior presença populacional relativa dessas classes no município de Lavras - MG. A caracterização dos RSU foi realizada por meio da análise gravimétrica e

volumétrica dos 342,32 Kg de resíduo coletados durante a campanha de amostragem.

Tabela 2 Bairros selecionados para amostragem, com respectivas populações, número de residências, média de habitantes por residência e códigos referentes às suas localizações dentro da cidade de Lavras - MG.

| Bairro          | População (hab.) | Número de Residências | Média de Habitantes por Residência | Código de Localização |
|-----------------|------------------|-----------------------|------------------------------------|-----------------------|
| Monte Líbano    | 437              | 148                   | 2,9                                | 1                     |
| Cascalho        | 994              | 277                   | 3,6                                | 2                     |
| Pitangui        | 761              | 237                   | 3,2                                | 3                     |
| Cruzeiro do Sul | 697              | 241                   | 2,9                                | 4                     |
| Cohab           | 771              | 218                   | 3,5                                | 5                     |
| Centro*         | -                | -                     | -                                  | 6                     |
| <b>Total</b>    | <b>3.913</b>     | <b>1.250</b>          | <b>Média 3,2</b>                   |                       |

Fonte: IBGE (2010).

\* Resíduos coletados em estabelecimentos comerciais e limpeza de logradouros.

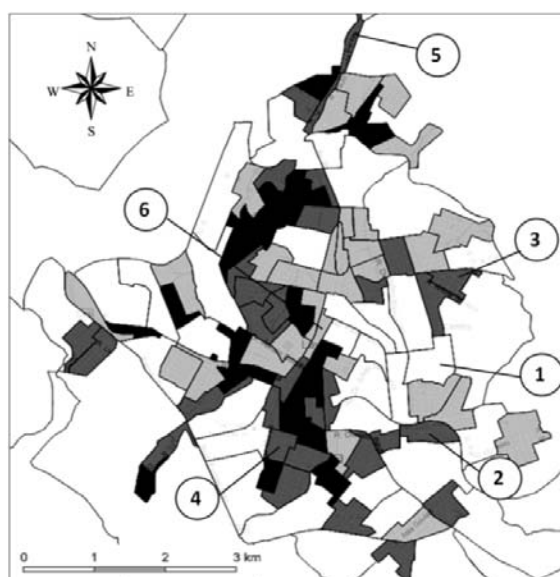


Figura 7 Localização dos bairros selecionados para amostragem e coleta de RSD dentro do município de Lavras – MG.

Fonte: Adaptado de IBGE (2010).

Onde: 1-Monte Líbano; 2-Cascalho; 3-Pitangui; 4-Cruzeiro do Sul; 5-Cohab; 6-Centro.

A campanha de coleta das amostras teve uma duração de três dias (terça, quarta e quinta feira) evitando-se a segunda feira, quando o resíduo acumulado durante o fim de semana provoca interferências nos RSU, devido às mudanças de hábito da população nesses dias. Os RSU foram coletados, em sua totalidade, diretamente nas portas das residências, sem qualquer procedimento de segregação a fim de se obter uma amostragem fidedigna do que realmente seria coletado pelo veículo de limpeza urbana. Adotou-se a metodologia descrita pela Fundação Centro Tecnológica de Minas Gerais - CETEC (2006), que preconiza coletar um volume total de aproximadamente 1,5 m<sup>3</sup> por bairro. Foram coletados 260,64 Kg de RSD em 95 residências. A ocupação média por residência é de 3,2 habitantes/residência (IBGE, 2010), totalizando uma amostragem de RSD gerados por 304 habitantes, representando 7,6 % do total de moradores para a área de abrangência proposta para o estudo.

Após a coleta os RSU foram encaminhados para um galpão anexo ao Setor de Engenharia de Água e Solo, pertencente ao Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (DEG/UFLA), onde toda a massa de resíduos coletada foi separada no mesmo dia. Para a separação, os sacos de acondicionamento dos resíduos foram rompidos e o material separado manualmente nas seguintes categorias: orgânicos, resíduos de banheiro, papeis, plásticos, entulhos, vidros, tecidos, metais, embalagens metalizadas, eletrônicos, Resíduos de Serviço de Saúde, pilhas e baterias.

Os RSU foram agrupados em diferentes categorias definidas em função dos critérios de adequabilidade para suas destinações no município de Lavras. O aterramento dos reutilizáveis pode ser evitado, porém esses não são recicláveis, pois a grande maioria das recicladoras não comercializam esses materiais, reduzindo os interesses econômicos pelos produtos. Os resíduos perigosos como pilhas, baterias e lâmpadas estão inseridos no contexto da logística reversa (retorno aos produtores). A coleta e destinação apropriadas desses materiais

estão a cargo das indústrias produtoras. Resíduos de saúde devem ter tratamento específico, portanto não poderiam fazer parte dos RSU.

Após a separação dos RSU em diferentes categorias, os resíduos foram acondicionados em seis recipientes plásticos com volume de 80,0 litros e taras conhecidas, para posterior pesagem em balança eletrônica com precisão de 20,0 gramas, sendo possível assim a determinação da massa, volume e densidade média dos RSU coletados.

### **4.3 Enchimento das Células Experimentais**

Para o enchimento das células experimentais foi realizada uma nova coleta de RSU nos seis bairros selecionados para amostragem (Tabela 2), sendo os resíduos coletados diretamente nas lixeiras e portas das residências, sem qualquer procedimento de classificação ou segregação. Após o recolhimento, os RSU foram transportados por meio de um veículo utilitário até a área do experimento, onde passaram por procedimento de pesagem em balança digital, com precisão de 20,0 g. A deposição no interior das células experimentais foi realizada imediatamente após a pesagem, no mesmo dia da coleta, sendo os recipientes e embalagens (sacos) rompidos antes da deposição (Figura 8).



Figura 8 a) Material coletado nos bairros selecionados para amostragem; b) Equipamento utilizado para a pesagem dos resíduos e solo; c) Pesagem dos RSU; d) Deposição dos RSU no interior das células experimentais para posterior compactação.

Durante o processo de enchimento, os resíduos foram depositados e compactados simultaneamente, de forma manual, utilizando um soquete de 25,0 Kg. Foram depositadas duas camadas de resíduo compactado com 0,35 m de espessura em cada célula, intercaladas por uma camada de solo compactado de 0,20 m. A representação do esquema de enchimento com RSU e solo pode ser observado na Figura 9.

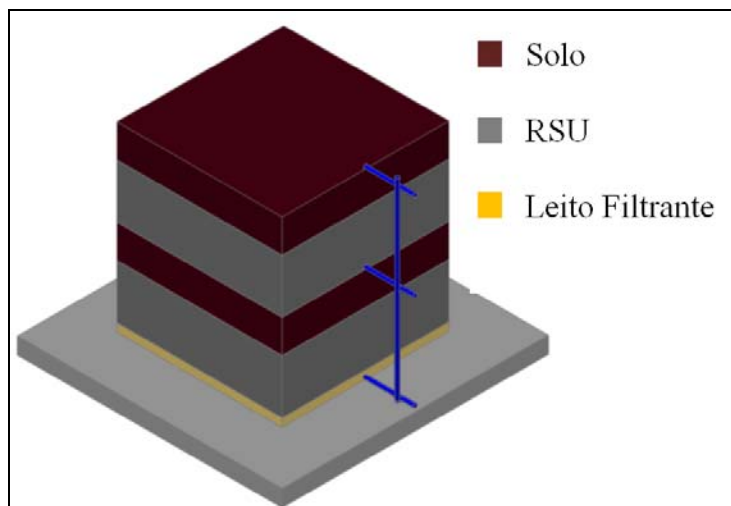


Figura 9 Esquema de disposição das camadas de RSU e solo no interior das células experimentais.

As camadas de solo e resíduo depositados nas células de testemunha, denominadas células “T”, não foram compactadas com o objetivo de reproduzir as práticas operacionais de deposição e recobrimento, empregadas na maioria dos lixões e aterros controlados do país. Nas demais células foram depositadas camadas de solo compactado com graus de compactação (GC) referentes à 60%, 80% e 100%, os quais foram escolhidos com a perspectiva de avaliar a potencialidade de redução no volume gerado de lixiviados.

A densidade dos resíduos nas demais células variou em função dos graus de compactação dos solos utilizados em cada célula, sendo que a massa de resíduos em cada camada deveria possuir uma densidade suficiente para suportar o peso da camada de solo compactado e oferecer resistência suficiente para possibilitar o processo de compactação das camadas subsequentes. A densidade média dos resíduos depositados nas células testemunhas e nas que foram utilizadas camadas de solo compactado com GC igual a 60%, 80% e 100%, estão apresentadas na Tabela 3.



Tabela 3 Massa e densidade média dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) depositado nas células experimentais, para os diferentes tratamentos e repetições em Lavras, MG.

| <b>Célula</b>    | <b>Massa de RSU depositado (Kg)</b> | <b>Densidade do RSU (Kg.m<sup>-3</sup>)</b> | <b>Densidade média do RSU (Kg.m<sup>-3</sup>)</b> |
|------------------|-------------------------------------|---|---|
| T <sub>1</sub>   | 165,02                              | 235,74                                      |   |
| T <sub>2</sub>   | 165,30                              | 236,14                                      | 238,19  |
| T <sub>3</sub>   | 169,88                              | 242,69                                      |   |
| 60 <sub>1</sub>  | 179,94                              | 257,06                                      |   |
| 60 <sub>2</sub>  | 161,50                              | 230,71                                      | 250,81  |
| 60 <sub>3</sub>  | 185,26                              | 264,66                                      |   |
| 80 <sub>1</sub>  | 207,24                              | 296,06                                      |   |
| 80 <sub>2</sub>  | 187,84                              | 268,34                                      | 286,00  |
| 80 <sub>3</sub>  | 205,52                              | 293,60                                      |   |
| 100 <sub>1</sub> | 204,14                              | 291,63                                      |   |
| 100 <sub>2</sub> | 245,76                              | 351,09                                      | 318,15  |
| 100 <sub>3</sub> | 218,22                              | 311,74                                      |   |

Para a caracterização do solo utilizado na construção das camadas intermediárias e de cobertura, foram coletadas três amostras em diferentes pontos da área de empréstimo, adjacentes à área de implantação do experimento. As amostras foram encaminhadas para análise no Laboratório de Análises de Solo do Departamento de Ciência do Solo – DCS da Universidade Federal de Lavras – UFLA, onde foram analisados os parâmetros: densidade de partículas, textura, fertilidade e concentrações de Cd, Pb, Cr, Al e Zn. Os ensaios para a determinação dos limites de Atterberg (LL e LP) foram realizados no Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Engenharia – DEG da UFLA.

A análise de fertilidade foi realizada para identificar as características físico-químicas do solo. O estudo dessas propriedades é de grande importância para a previsão do comportamento de solos argilosos, uma vez que essas

influenciam características como estrutura, plasticidade, contração, expansão, permeabilidade, compressibilidade e compactação.

Foram realizados ensaios para determinação do coeficiente de permeabilidade do solo, para os diferentes graus de compactação (GC) utilizados nas camadas intermediárias e de cobertura das células experimentais. Foram avaliadas as compactações a 60%, 80% e 100% da massa específica aparente máxima, igual a  $1,469 \text{ g.cm}^{-3}$ , determinada por meio do ensaio de compactação realizado em laboratório. Para tanto foram preparadas três repetições em cilindros metálicos de volumes conhecidos, para os GC referentes a 60% ( $0,882 \text{ g.cm}^{-3}$ ), 80% ( $1,176 \text{ g.cm}^{-3}$ ) e 100% ( $1,47 \text{ g.cm}^{-3}$ ). As repetições foram denominadas de 60<sub>1</sub>, 60<sub>2</sub> e 60<sub>3</sub> para GC igual a 60%, 80<sub>1</sub>, 80<sub>2</sub> e 80<sub>3</sub> para GC igual a 80% e 100<sub>1</sub>, 100<sub>2</sub> e 100<sub>3</sub> para GC igual a 100%. Nas 24 horas que antecederam o ensaio, as amostras permaneceram em uma bandeja com água para que houvesse a saturação do meio poroso. O permeâmetro utilizado foi o do tipo de carga hidráulica constante, mantida por meio de um dispositivo baseado no princípio de funcionamento do “Frasco de Mariotti”, como pode ser observado na Figura 10.

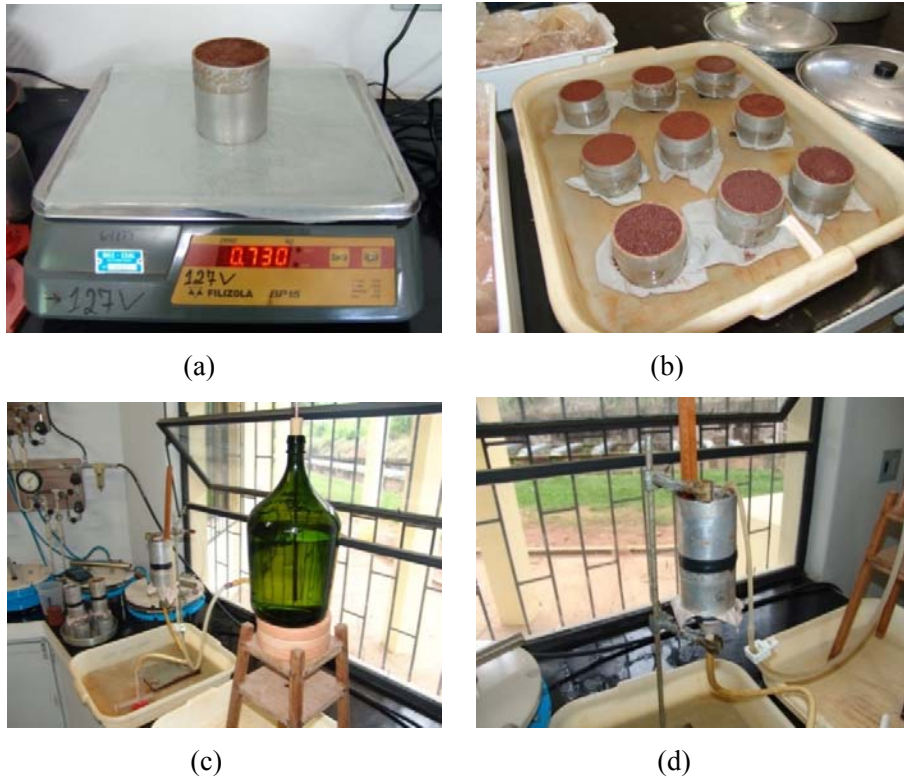


Figura 10 a) Preparação das amostras para os graus de compactação desejados; b) Processo de saturação das amostras; c) Dispositivo de manutenção de nível do permeâmetro (frasco de Mariotti); d) Amostra submetida à carga hidráulica constante.

Para a determinação dos coeficientes de permeabilidade ( $K$ ) foi utilizada a Equação 1, baseada na Lei de Darcy, segundo Vargas (1977).

$$K = (Q \cdot L) / A \cdot (L + h) \quad (1)$$

Onde:  $K$  = coeficiente de permeabilidade;  $Q$  = vazão;  $L$  = comprimento do corpo de prova;  $A$  = área da seção transversal e  $h$  = carga hidráulica sobre o corpo de prova.

Para a realização do ensaio de compactação foram coletadas três amostras de solo em diferentes pontos da área de empréstimo, posteriormente

encaminhadas para o Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Engenharia – DEG da UFLA, onde foram destorroadas e homogeneizadas para realização do ensaio de compactação de Proctor Normal, seguindo o padrão normatizado pela ABNT/NBR 7182. Foram determinadas a massa específica aparente seca máxima ( $\gamma_s$  máx.) e a umidade ótima para compactação.

#### 4.4 Balanço Hídrico

O balanço hídrico do sistema foi realizado através do controle das lâminas aplicadas, mensuração do volume de lixiviados gerados em cada célula experimental e estimativa da evaporação média para Lavras – MG, nos meses relativos à condução do experimento. O modelo utilizado foi uma adaptação do método do balanço hídrico (Equação 2), descrito por Reichert, Cotrim e Rodigheri (2002), embora exista um grande número de equações baseadas em múltiplos modelos analíticos para quantificar os processos hidrológicos envolvidos.

$$L = W_p + W_{SR} + W_{IR} + W_D + W_{GW} - R - E - \Delta S_S - \Delta S_R \quad (2)$$

Onde: L = geração de lixiviado;  $W_p$  = entrada devido à precipitação;  $W_{SR}$  = entrada de água pluvial externa ao aterro;  $W_{IR}$  = entrada de irrigação ou recirculação;  $W_D$  = contribuição de água devido à decomposição do resíduo;  $W_{GW}$  = infiltração pela base; R = escoamento superficial; E = evaporação;  $\Delta S_S$  = variação da umidade armazenada no solo de cobertura;  $\Delta S_R$  = variação da umidade armazenada nos resíduos sólidos.

Na fase inicial do experimento, após o enchimento das células, foram aplicadas lâminas semanais equivalentes a uma precipitação de 60,0 mm, totalizando a simulação de uma precipitação média mensal de 240,0 mm, média superior às médias mensais para os meses de outubro, novembro e dezembro

para o município de Lavras – MG. Para se identificar o comportamento do escoamento no interior da massa solo/resíduos e acelerar o processo de saturação do solo e dos RSU, esse procedimento perdurou até a quarta semana de condução do experimento. A partir da quinta semana houve uma redução da lâmina aplicada para 20,0 mm, sendo essa alteração necessária em função da limitação imposta pelos dispositivos de armazenamento de líquidos, que possuem capacidade máxima de armazenamento de 6,0 litros. A aplicação de lâminas que decorressem na geração de volumes superiores à capacidade de armazenamento do dispositivo de coleta de líquidos, resultaria no acúmulo de líquidos no interior da célula experimental, onde estariam sujeitos a alterações em suas propriedades físico-químicas.

#### **4.5 Monitoramento e Análises Laboratoriais**

O monitoramento foi realizado por um período de 75 dias, de setembro a novembro de 2012, abrangendo o registro das lâminas aplicadas semanalmente, volume de líquido gerado, coleta de amostras para realização das análises laboratoriais e avaliação do tempo de detenção hidráulica. Para a realização do estudo analítico do líquido foram analisados os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, série de sólidos (sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais e sólidos sedimentáveis totais), nitrogênio, fósforo, cloretos, condutividade elétrica, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), amônia, nitrito, ferro e manganês.

Para a coleta das amostras foram utilizados recipientes plásticos descartáveis, esterilizados, com capacidade de 80,0 ml. Em cada amostragem, foram coletados individualmente em cada célula, três recipientes (80,0 ml) previamente identificados e datados (Figura 11), destinados às análises de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total e armazenamento para

futuras análises de metais. Foi coletado adicionalmente, um quarto recipiente com capacidade de 500 ml para realização das análises dos demais parâmetros.



Figura 11 Frascos identificados utilizados na coleta de amostras do lixiviado gerado nas células experimentais, em Lavras-MG.

Imediatamente após a coleta as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (LAADEG – UFLA), onde foram submetidas aos procedimentos de preservação e armazenamento, para posterior realização das análises segundo métodos do Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater (APHA, 2005).

#### 4.6 Delineamento estatístico

O delineamento estatístico proposto para a análise dos resultados foi o delineamento inteiramente casualizado (DIC), por se tratar de um delineamento experimental simples, onde o meio atua de forma uniforme em todas as unidades experimentais. A análise dos resultados obtidos nos quatro tratamentos, relativos aos graus de compactação (GC) de 60%, 80%, 100%, e testemunha (células T) onde não se aplicou compactação nas camadas intermediárias e de cobertura, foi realizada por meio da análise de variância (ANOVA), com avaliação da

significância entre as médias realizadas por meio do teste t-Student, utilizando o software ASSISTAT v.7.6 beta, segundo Silva (2009).

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 Caracterização do Solo**

O solo apresentou densidade de partículas de  $2,78 \text{ Kg.dm}^{-3}$ . Os resultados da análise granulométrica classificam o solo como de textura argilosa, com porcentagem predominante da fração argila, representando 65% das partículas com diâmetro menor ou igual a  $0,002 \text{ mm}$  ( $2 \mu\text{m}$ ). As frações silte, areia grossa e areia fina apresentaram porcentagens de 23,3%, 5,3% e 6,3%, respectivamente.

O limite de liquidez (LL) obtido foi de 61% e o de plasticidade (LP) igual a 30%, com índice de plasticidade (IP) igual a 31%. Esses valores caracterizam o solo como de predominância de argilas inorgânicas de alta plasticidade, segundo o gráfico de plasticidade de Casagrande, citado por Vargas (1977). Segundo o mesmo autor, solos argilosos com características de granulação muito fina apresentam grande plasticidade, coesão, resistência seca e elevada compressibilidade quando submetidos a cargas estáticas ou vibratórias. Os resultados da análise de fertilidade são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 Análise de fertilidade do solo utilizado na construção das camadas intermediárias e de cobertura no interior das células experimentais, em Lavras-MG.

| <b>Parâmetro</b>                             | <b>Unidade</b>        | <b>Concentração</b> |
|--|-----------------------|---------------------|
| pH   |                       | 6,10                |
| K  | mg.dm <sup>-3</sup>   | 9,33                |
| P  | mg.dm <sup>-3</sup>   | 0,46                |
| Zn   | mg.dm <sup>-3</sup>   | 0,17                |
| Fe   | mg.dm <sup>-3</sup>   | 34,71               |
| Mn   | mg.dm <sup>-3</sup>   | 5,58                |
| Cu   | mg.dm <sup>-3</sup>   | 3,06                |
| B  | mg.dm <sup>-3</sup>   | 0,19                |
| S  | mg.dm <sup>-3</sup>   | 51,34               |
| Ca   | cmol.dm <sup>-3</sup> | 0,80                |
| Mg   | cmol.dm <sup>-3</sup> | 0,13                |
| Al   | cmol.dm <sup>-3</sup> | 0,00                |
| H+Al   | cmol.dm <sup>-3</sup> | 1,93                |
| Soma de bases trocáveis (SB)                 | cmol.dm <sup>-3</sup> | 0,96                |
| CTC efetiva a pH natural (t)                 | cmol.dm <sup>-3</sup> | 0,96                |
| CTC efetiva a pH 7,0 (T)                     | cmol.dm <sup>-3</sup> | 2,89                |
| Matéria orgânica (M.O.)                      | dag.Kg <sup>-1</sup>  | 1,14                |
| Fósforo remanescente (P-Rem)                 | mg.l <sup>-1</sup>    | 1,07                |
| Índice de saturação de bases (V)             | %                     | 32,04               |
| Índice de saturação de Al da CTC efetiva (m) | %                     | 0,00                |

Os grupos funcionais das substâncias húmicas são responsáveis pela capacidade de troca catiônica (CTC) e por importantes processos físico-químicos do solo, como a complexação de metais. Nesse sentido também foram realizadas análises para determinação da concentração de alguns metais, comumente encontrados nos solos. As concentrações de Cd, Pb, Cr, Al e Zn são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 Concentração de metais no solo utilizado na construção das camadas intermediárias e de cobertura.

| <b>Concentração (mg.Kg<sup>-1</sup>)</b> |           |           |           |           |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <b>Cd</b>                                | <b>Pb</b> | <b>Cr</b> | <b>Al</b> | <b>Zn</b> |
| 0,06                                     | 24,55     | 837,02    | 758,63    | 25,62     |



## 5.2 Ensaio de Compactação

Os resultados obtidos no ensaio de compactação foram reproduzidos na construção das camadas intermediárias e de cobertura dos resíduos no interior das células experimentais. A equação gerada por meio de regressão, para representação dos dados observados foi ajustada utilizando-se a ferramenta de análise hipotética “Solver” (Equação 3), disponível no pacote Microsoft Office (2007).

$$\gamma_s = (-6,66 \cdot 10^{-3} \cdot U^3) + (3,65 \cdot 10^{-3} \cdot U^2) + (-0,042786981 \cdot U) + 1,264699321 \quad (3)$$

Onde:  $\gamma_s$  = massa específica aparente ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ); U = umidade do solo (%), com  $R^2 = 1$ .

A massa específica aparente seca máxima ( $\gamma_{s \text{ máx.}}$ ) do solo analisado, determinada pela equação ajustada, foi igual a  $1,4697 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , com umidade ótima de compactação igual a 29 % (base em peso). A curva de compactação gerada em função do ajuste da equação pode ser observada na Figura 12.

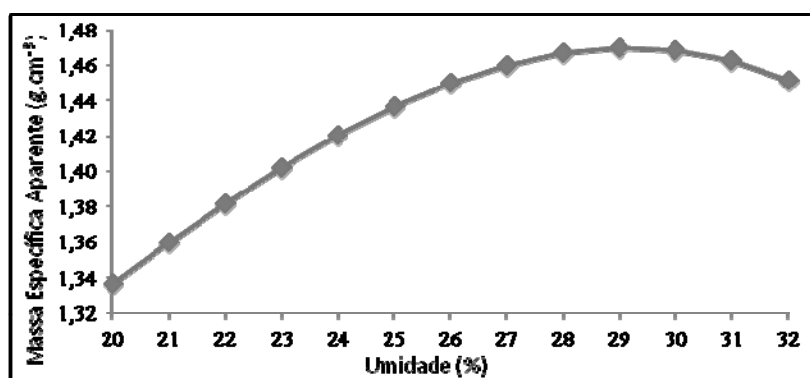


Figura 12 Massa específica aparente do solo utilizado na construção das camadas intermediárias e de cobertura, em função da umidade, à energia de compactação constante, em Lavras – MG.

### 5.3 Condutividade Hidráulica

Os valores das condutividades hidráulicas obtidas para os diferentes GC podem ser observados na Tabela 6.

Tabela 6 Condutividade hidráulica e condutividade hidráulica média das amostras de solo para os diferentes GC avaliados.

| <b>Amostra</b>   | <b>Permeabilidade<br/>(cm.s<sup>-1</sup>)</b> | <b>Permeabilidade média<br/>(cm.s<sup>-1</sup>)</b> |
|------------------|---|---|
| 100 <sub>1</sub> | -   |   |
| 100 <sub>2</sub> | -   | -   |
| 100 <sub>3</sub> | -   |   |
| 80 <sub>1</sub>  | 2,61.10 <sup>-8</sup>                         |   |
| 80 <sub>2</sub>  | 2,44.10 <sup>-8</sup>                         | 1,76.10 <sup>-8</sup>                               |
| 80 <sub>3</sub>  | 2,38.10 <sup>-9</sup>                         |   |
| 60 <sub>1</sub>  | 4,40.10 <sup>-5</sup>                         |   |
| 60 <sub>2</sub>  | 5,14.10 <sup>-5</sup>                         | 4,27.10 <sup>-5</sup>                               |
| 60 <sub>3</sub>  | 4,63.10 <sup>-5</sup>                         |   |

Pode ser observada a ausência de valores de condutividade hidráulica nas repetições relativas ao GC igual a 100%, isso se deve ao fato de não ter sido detectado qualquer fluxo nessas amostras, mesmo após 24 horas de execução do ensaio.

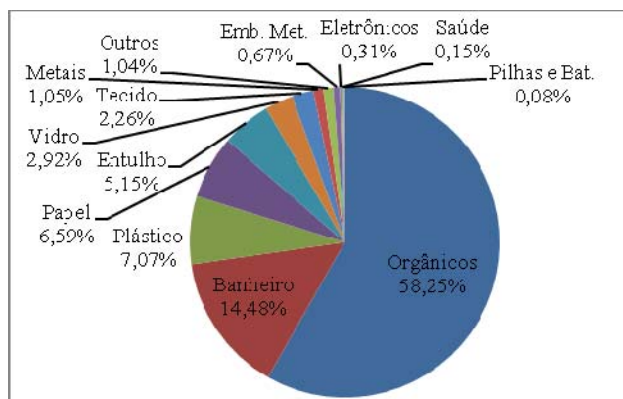
### 5.4 Caracterização do Resíduo Sólido Domiciliar (RSD) e Urbano (RSU)

Os resultados da caracterização gravimétrica, volumétrica e densimétrica dos RSD e RSU analisados são apresentados na Tabela 7, com representação nas Figuras 13 e 14.

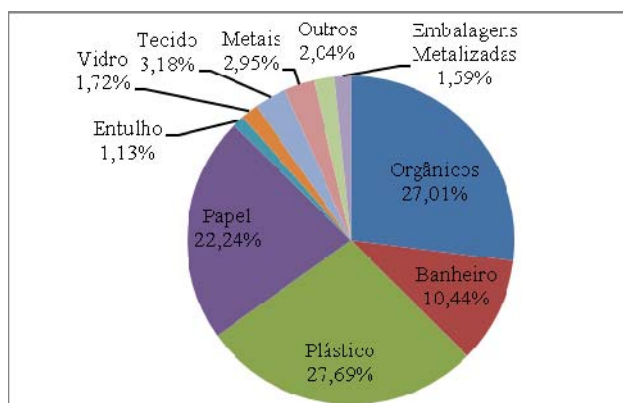
Tabela 7 Classes de separação dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) e urbanos (RSU), com suas respectivas massas, volumes e densidades obtidas no município de Lavras, MG.

| Classe                    | Massa<br>(Kg.hab.dia <sup>-1</sup> ) |       | Volume<br>(L.hab.dia <sup>-1</sup> ) |       | Densidade<br>(Kg.m <sup>-3</sup> ) |        |
|---------------------------|--------------------------------------|-------|--------------------------------------|-------|------------------------------------|--------|
|                           | RSD                                  | RSU   | RSD                                  | RSU   | RSD                                | RSU    |
| Orgânicos                 | 0,50                                 | 0,70  | 1,96                                 | 3,37  | 255,36                             | 206,93 |
| Banheiro                  | 0,12                                 | 0,14  | 0,76                                 | 1,18  | 164,17                             | 122,50 |
| Plástico                  | 0,06                                 | 0,07  | 2,01                                 | 2,76  | 30,23                              | 27,31  |
| Papel                     | 0,06                                 | 0,08  | 1,61                                 | 2,57  | 35,06                              | 33,18  |
| Entulho                   | 0,04                                 | 0,04  | 0,08                                 | 0,08  | 537,60                             | 537,60 |
| Vidro                     | 0,03                                 | 0,03  | 0,12                                 | 0,13  | 200,53                             | 207,22 |
| Tecido                    | 0,02                                 | 0,02  | 0,23                                 | 0,23  | 84,29                              | 84,29  |
| Metais                    | 0,01                                 | 0,01  | 0,21                                 | 0,26  | 42,15                              | 46,25  |
| Outros                    | 0,01                                 | 0,01  | 0,15                                 | 0,17  | 60,00                              | 54,34  |
| Embalagens<br>Metalizadas | 0,010                                | 0,006 | 0,115                                | 0,115 | 49,71                              | 49,71  |
| Eletrônicos               | 0,000                                | 0,003 | 0,002                                | 0,002 | -                                  | -      |
| RSS                       | 0,000                                | 0,001 | 0,003                                | 0,003 | -                                  | -      |
| <b>Geração Média</b>      | <b>0,86</b>                          | 1,12  | <b>7,25</b>                          | 10,9  | -                                  | -      |

Foram encontradas pilhas, baterias, RSS e eletrônicos em pequena quantidade, impossibilitando a determinação de suas massas e consequentemente suas densidades. Sendo esses resíduos perigosos e de logística reversa, vale ressaltar que não deveriam ser descartados com o resíduo comum, mesmo em pequenas quantidades, por apresentarem riscos à saúde pública.



(a)

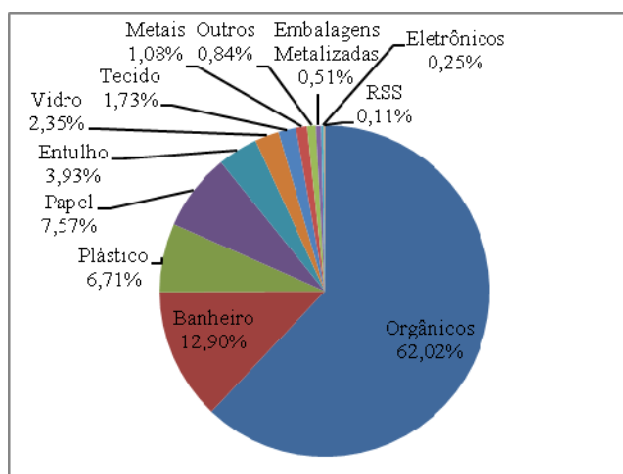


(b)

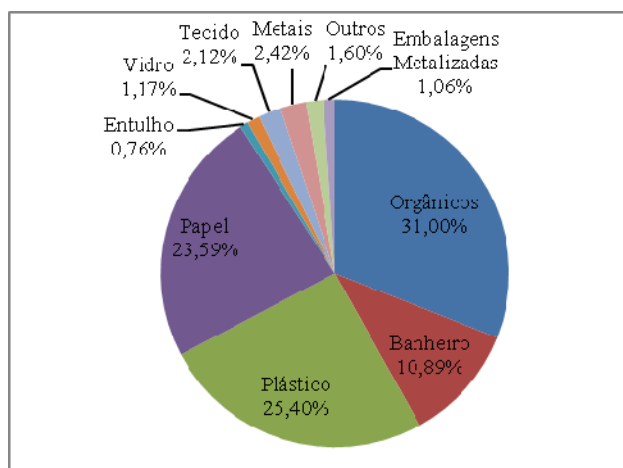
Figura 13 Composição Gravimétrica (a) e Volumétrica (b) dos RSD para o município de Lavras – MG, em setembro de 2012.

Pode-se observar (Figura 13) a predominância dos resíduos orgânicos na análise gravimétrica e dos plásticos na análise volumétrica. Percebe-se que o peso dos RSD deve-se principalmente aos resíduos orgânicos, enquanto que o volume que ele ocupa deve-se, prioritariamente, à presença dos materiais recicláveis. Nesse sentido, o direcionamento dos recicláveis para a coleta seletiva pode contribuir efetivamente para o aumento da vida útil do aterro sanitário, ficando clara a importância da política dos 3 R's (Reduzir, Reutilizar e

Reciclar), que além de melhorar as condições ambientais e de saúde pública da população, diminui os gastos com remediação de áreas degradadas pela disposição inadequada dos RSU, gera empregos diretos e indiretos e ainda promove o resgate social dos catadores de material reciclável.



(a)



(b)

Figura 14 Composição Gravimétrica (a) e Volumétrica (b) dos RSU para o município de Lavras - MG.

Ao se comparar os resíduos produzidos nas residências com o total produzido no município, percebe-se que o RSD representam cerca de 80% do RSU tanto em massa quanto em volume. Nesse sentido, é importante destacar que as ações de melhoria na gestão de RSU devem priorizar os bairros residenciais para atingir maior eficiência. Para os resíduos orgânicos, de banheiro, plásticos e papéis, observa-se maior volume no RSU e por esse motivo, constata-se maior densidade no RSD.

Quando à coleta seletiva, a reutilização e a compostagem forem realizadas na totalidade dos resíduos, cerca de 15% em massa e volume do total gerado serão aterrados. Observa-se a grande representatividade gravimétrica e volumétrica da parcela orgânica dos resíduos, verificada tanto nos RSD como nos resíduos comerciais e de limpeza de logradouros, sendo esse um dos maiores desafios na gestão de resíduos no município. Soluções ambientalmente adequadas, como a instalação de pátios de compostagem podem se mostrar inviáveis para médios e grandes municípios, em função da grande área demandada para a instalação dessas estruturas. Realizando um dimensionamento aproximado para um pátio de compostagem que suporte a geração de orgânicos pelo município, estimada em aproximadamente 62 % do total de RSU gerados, seria necessária uma área de cerca de 20 ha, considerando pilhas cônicas, com 1,0 m de raio e 1,4 m de altura. Assim, o aproveitamento energético devido à decomposição da fração orgânica no aterro sanitário pode ser uma alternativa.

### **5.5 Geração de Lixiviado em Função das Lâminas Aplicadas**

Na Tabela 8 estão apresentados os valores de geração de lixiviado em função das lâminas aplicadas nos diferentes tratamentos. Observa-se que foram aplicadas lâminas iguais a 60 mm até a quarta semana, quando foram reduzidas

as lâminas aplicadas em função das limitações impostas pelo dispositivo de armazenamento de líquidos, como foi descrito anteriormente.

Tabela 8 Geração média de lixiviado em função das lâminas aplicadas, para os diferentes tratamentos.

| Data       | Lâmina Aplicada (mm) | Geração de Lixiviado (mm) |        |       |       |
|------------|----------------------|---------------------------|--------|-------|-------|
|            |                      | T                         | 60%    | 80%   | 100%  |
| 27/09/2012 | 60,00                | 0,10                      | 0,68   | 0,31  | 0,72  |
| 04/10/2012 | 60,00                | 0,02                      | 0,05   | 0,03  | 0,03  |
| 08/10/2012 | 60,00                | 0,01                      | 0,03   | 0,00  | 0,00  |
| 15/10/2012 | 60,00                | 2,99                      | 13,12  | 11,54 | 5,99  |
| 22/10/2012 | 20,00                | 23,40                     | 35,93  | 31,97 | 11,69 |
| 29/10/2012 | 20,00                | 11,73                     | 12,97  | 11,47 | 6,00  |
| 05/11/2012 | 20,00                | 8,28                      | 10,52  | 9,10  | 5,53  |
| 12/11/2012 | 20,00                | 8,27                      | 8,70   | 7,27  | 5,55  |
| 19/11/2012 | 20,00                | 11,18                     | 12,68  | 10,20 | 7,57  |
| 29/11/2012 | 20,00                | 6,20                      | 6,78   | 5,50  | 3,69  |
| Total      | 360,00               | 72,18                     | 101,46 | 87,39 | 46,77 |

As informações apresentadas na Tabela 9 são relativas à análise de variância dos resultados obtidos nos tratamentos.

Tabela 9 Análise de variância dos tratamentos em função do volume de lixiviados gerados.

| F.V.        | G.L. | S.Q.       | Q.M.     | F         |
|-------------|------|------------|----------|-----------|
| Tratamentos | 3    | 164,17872  | 54,72624 | 0,8260 ns |
| Resíduo     | 36   | 2385,04792 | 66,25133 |           |
| Total       | 39   | 2549,22664 |          |           |

ns = não significativo ao nível de 5% de probabilidade ( $p > 0,05$ ).  
Coeficiente de variação (CV) = 105,78 %

Os tratamentos apresentaram resultados semelhantes entre si, não ocorrendo diferença significativa, sendo, portanto os volumes de lixiviado

gerados em função das lâminas aplicadas, considerados estatisticamente iguais (Tabela 10).

Tabela 10 Médias das taxas de geração de lixiviados ( $\text{mm.dia}^{-1}$ ) em função dos diferentes tratamentos e respectivas taxas relativas.

| Tratamentos | Taxa ( $\text{mm.dia}^{-1}$ ) | Taxa relativa (%) |
|-------------|-------------------------------|-------------------|
| T           | 0,72185 a                     | 100,0             |
| 60%         | 1,01452 a                     | 140,5             |
| 80%         | 0,87372 a                     | 121,0             |
| 100%        | 0,46782 a                     | 64,8              |

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, estatisticamente pelo teste t-Student, ao nível de 5% de probabilidade.

Porém, ao se observar a representação dos volumes de lixiviado gerado em função dos GC utilizados nos diferentes tratamentos, nota-se uma redução nos valores observados nas células onde se aplicou GC iguais a 100%, durante todo o período de monitoramento (Figura 15).

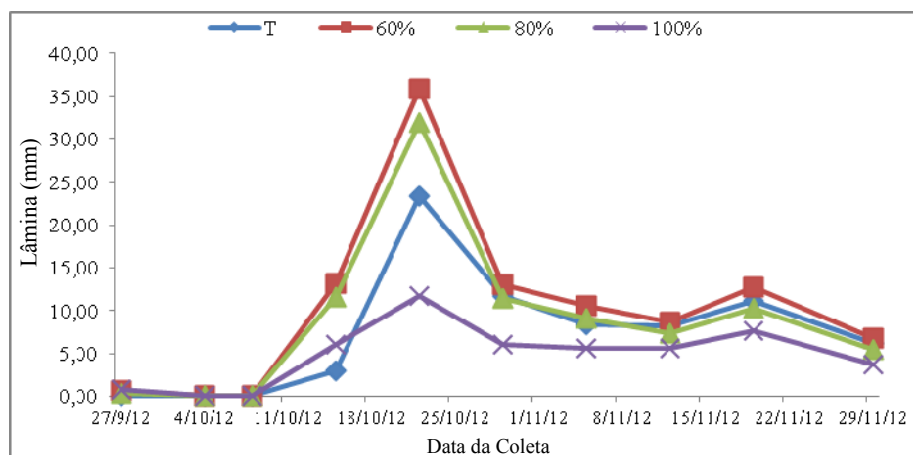


Figura 15 Evolução temporal do volume de lixiviado gerado em função das lâminas aplicadas, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Houve uma redução média na geração de lixiviados de 35,2% no tratamento com GC igual a 100%, comparado as células onde não se aplicou



compactação (T). Também pode ser observada uma ligeira redução nas parcelas com GC igual a 80% a partir da sétima amostragem, estando os valores de geração obtidos pelo GC igual a 60%, muito próximos ou até mesmo superiores aos valores encontrados nas células de testemunha (T).

A redução na produção de lixiviados observada para os tratamentos relativos aos GC 80% e 100%, mostrou-se um pouco aquém das expectativas, tendo em vista os resultados obtidos nos ensaios de laboratório para determinação do coeficiente de permeabilidade (K), quando não foi possível sequer determinar valores de K para o GC igual a 100%.

Durante os procedimentos de aplicação das lâminas, foi verificada uma tendência de percolação da água pela interface solo/parede das células, apesar dos cuidados para que esse comportamento fosse minimizado. Essa inconsistência detectada entre os resultados de permeabilidade observados em laboratório e em campo pode ser atribuída ao comportamento de fluxo preferencial detectado. Nas células experimentais, também foi detectado o surgimento de fissuras nas camadas de cobertura, mais evidenciadas nos tratamentos com GC igual 100% e menos nos de 80%, nos tratamentos com GC igual a 60% e testemunhas (T) não foi verificado esse comportamento. As fissuras tornavam-se nítidas, principalmente nos dias de aplicação das lâminas, correspondente em geral à menor umidade do solo. Essas fissuras devem-se à alta concentração da fração argila na composição do solo utilizado, conferindo ao mesmo, características que favorecem o processo de expansão e contração, tornando-os mais pronunciados. A contração do solo proporciona o aparecimento de trincas ou fissuras, por onde também pode ocorrer um fluxo preferencial de água, como foi constatado nos experimentos conduzidos por Mellies e Schweizer (2011) na Alemanha. Essas constatações são importantes para alertar sobre o uso do solo compactado como elemento de controle do processo de lixiviação em áreas de disposição de resíduos sólidos. Para a

construção de camadas intermediárias e de cobertura, assim como em qualquer obra de engenharia, a utilização de solos bem graduados oferece, além de redução da permeabilidade, estabilidade frente às intempéries climáticas e sazonalidade das precipitações.

### 5.6 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

Para a determinação do tempo de detenção hidráulica (TDH) nos diferentes tratamentos, foi realizado o monitoramento do tempo necessário para que todo o volume de lixiviados gerados nas células experimentais cessasse por completo, após a aplicação das lâminas. Os TDH médios e relativos obtidos para os diferentes GC estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 Tempo de detenção hidráulica (TDH) médio e relativo, em função dos diferentes GC.

| <b>Tratamentos (GC)</b> | <b>TDH médio (h)</b> | <b>TDH relativo (%)</b> |
|-------------------------|----------------------|-------------------------|
| T                       | 58,2                 | 100                     |
| 60%                     | 70,4                 | 21                      |
| 80%                     | 121,7                | 109                     |
| 100%                    | 165,1                | 184                     |

Observa-se (Tabela 11) correlação entre os GC e os TDH, onde o tempo de permanência dos líquidos no interior das células decresce à medida que diminui a compactação do solo. Esse comportamento foi observado desde a fase de aterramento dos resíduos nas células experimentais, com a aplicação dos primeiros volumes de água. Nessa fase foi detectado um maior tempo de estabilização do fluxo de lixiviados nas células onde foram aplicados maiores GC. Também pode ser observado um aumento de, aproximadamente, 184% no valor do TDH do tratamento GC igual a 100%, quando comparado à testemunha.

### 5.7 Análises Físico-Químicas do Lixiviado

Na Tabela 12 estão apresentados os resultados da análise de variância para os parâmetros analisados durante o período de monitoramento, comparando os GC utilizados em função das concentrações observadas. Constatou-se diferenças significativas para os parâmetros alcalinidade, ST, STV, fósforo (P) e DQO.

Tabela 12 Resultado das análises estatísticas realizadas com os valores médios dos parâmetros do lixiviado gerado para os diferentes tratamentos.

| Parâmetro                          | Médias de Tratamento |           |             |            | CV(%)  |
|------------------------------------|----------------------|-----------|-------------|------------|--------|
|                                    | T                    | 60%       | 80%         | 100%       |        |
| pH                                 | 6,48 a               | 6,92 a    | 6,84 a      | 6,76 a     | 7,96   |
| Alcalinidade (mg.l <sup>-1</sup> ) | 1896,14 ab           | 1698,71 b | 1729,57 b   | 2114,14 a  | 18,73  |
| ST (mg.l <sup>-1</sup> )           | 6650,19 ab           | 5469,11 b | 5622,91 ab  | 7111,65 a  | 20,33  |
| STF (mg.l <sup>-1</sup> )          | 3533,99 a            | 2977,69 a | 3165,23 a   | 3565,82 a  | 22,22  |
| STV (mg.l <sup>-1</sup> )          | 3116,21 ab           | 2491,42 b | 2452,64 b   | 3546,34 a  | 23,51  |
| SST (mg.l <sup>-1</sup> )          | 322,83 a             | 341,87 a  | 310,09 a    | 355,65 a   | 58,55  |
| SS (mg.l <sup>-1</sup> )           | 0,16 a               | 0,08 a    | 0,18 a      | 0,20 a     | 161,43 |
| NTK (mg.l <sup>-1</sup> )          | 774,62 a             | 901,48 a  | 687,97 a    | 825,63 a   | 24,99  |
| N-Amoniacal (mg.l <sup>-1</sup> )  | 115,66 a             | 173,66 a  | 145,00 a    | 167,00 a   | 21,94  |
| Nitrito (mg.l <sup>-1</sup> )      | 51,00 a              | 53,00 a   | 64,66 a     | 59,66 a    | 20,63  |
| P (mg.l <sup>-1</sup> )            | 7,73 ab              | 9,06 a    | 6,53 b      | 7,26 ab    | 27,40  |
| Cloretos (mg.l <sup>-1</sup> )     | 3143,35 a            | 2919,65 a | 2861,33 a   | 2837,46 a  | 55,02  |
| Cond. Elét. (µs.cm <sup>-1</sup> ) | 810,90 a             | 1035,00 a | 975,38 a    | 1047,25 a  | 70,58  |
| DQO (mg.l <sup>-1</sup> )          | 10015,86 ab          | 8437,71 b | 10124,57 ab | 16362,71 a | 59,23  |
| Ferro (mg.l <sup>-1</sup> )        | 19,71 a              | 34,71 a   | 32,24 a     | 31,86 a    | 61,50  |

Médias seguidas de mesma letra, não diferem entre si estatisticamente, pelo teste t-Student, ao nível de 5% de probabilidade.

Na Tabela 13 estão apresentados os valores de carga para os principais parâmetros relativos ao potencial poluidor do efluente, segundo Sperling (1996), em função dos GC utilizados.

Tabela 13 Cargas dos principais parâmetros relativos ao potencial poluidor dos lixiviados analisados, em função do GC.

| Parâmetro   | Carga Gerada (g.dia <sup>-1</sup> ) |               |                |                |
|-------------|-------------------------------------|---------------|----------------|----------------|
|             | T                                   | 60%           | 80%            | 100%           |
| ST          | 7,98                                | 5,25          | 5,39           | 3,41           |
| DQO         | 12,02                               | 8,10          | 9,72           | 7,85           |
| DBO         | 4,44                                | 2,02          | 1,92           | 1,82           |
| N-Amoniacal | $1,39.10^{-4}$                      | $1,7.10^{-4}$ | $1,39.10^{-4}$ | $8,01.10^{-5}$ |
| Fósforo     | $9,28.10^{-6}$                      | $0,1.10^{-4}$ | $6,27.10^{-6}$ | $3,48.10^{-6}$ |

Apesar de se notar um aumento nas concentrações de alguns parâmetros, a carga é a referência mais importante no dimensionamento de estruturas destinadas ao tratamento de lixiviados, tendo em vista que a concentração está relacionada apenas à quantidade de líquidos no sistema. A redução da carga gerada para os principais parâmetros relativos ao potencial poluidor do efluente em função do aumento do grau de compactação demonstra os benefícios gerados pela compactação do solo nas camadas intermediárias e de cobertura em áreas de disposição final de RSU.

### 5.7.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Durante o período de monitoramento observou-se uma variação nos valores do pH entre 5,97 e 8,24 (Tabela 14), com redução a partir da terceira amostragem, com menores valores observados na sexta amostragem (Figura 16). Estatisticamente, não foi detectada influência dos GC nos valores do pH.

Tabela 14 Valores médios do pH, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| <b>Data da Coleta</b> | <b>Ph</b> |            |            |             |
|-----------------------|-----------|------------|------------|-------------|
|                       | <b>T</b>  | <b>60%</b> | <b>80%</b> | <b>100%</b> |
| 27/09/2012            | 6,36      | 7,51       | 7,46       | 6,71        |
| 04/10/2012            | 6,67      | 7,80       | 7,49       | 7,42        |
| 08/10/2012            | 6,72      | 7,77       | 7,02       | 8,24        |
| 15/10/2012            | 7,05      | 6,39       | 6,46       | 6,55        |
| 22/10/2012            | 6,22      | 6,51       | 6,66       | 6,16        |
| 29/10/2012            | 5,97      | 6,07       | 5,98       | 6,02        |
| 05/11/2012            | 6,21      | 6,59       | 6,75       | 6,23        |
| 12/11/2012            | 6,31      | 6,90       | 6,81       | 6,56        |
| 19/11/2012            | 6,25      | 6,62       | 6,69       | 6,55        |
| 29/11/2012            | 7,03      | 7,03       | 7,10       | 7,13        |
| <b>Média</b>          | 6,48      | 6,92       | 6,84       | 6,76        |

O comportamento de redução nos valores do pH, decrescendo desde 7,0 até valores muito próximos a 6,0, está relacionado à fase ácida do processo de decomposição dos resíduos. Nessa fase a redução do pH produz a complexação de espécies metálicas, com consumo de nitrogênio em sua forma gasosa (N<sub>2</sub>) e fósforo (P) para o crescimento de microrganismos, com predominância de ácidos graxos voláteis na composição dos lixiviados, como afirmam Castilhos Júnior. et al. (2003) e Brito Filho (2005).

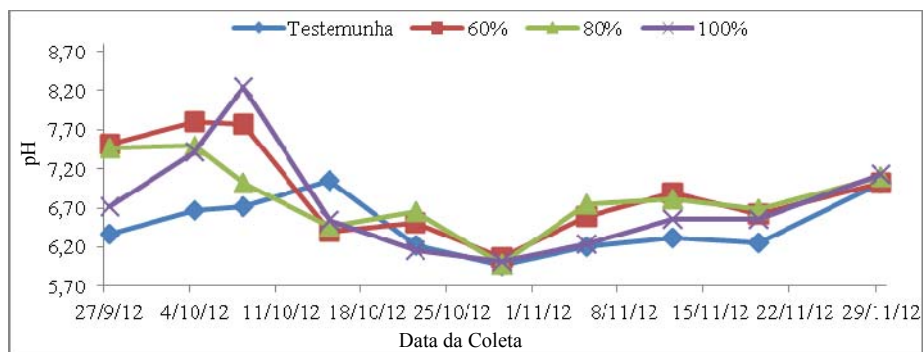


Figura 16 Valores médios de pH nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

A partir da sétima amostragem observa-se um incremento nos valores do pH (Figura 16), indicando o provável início do processo de fermentação metanogênica. A partir desse momento, os produtos intermediários identificados na fase ácida, são transformados em gás metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) em elevadas concentrações. Nessa fase do monitoramento foi observado um aumento significativo na emissão de odores pelo sistema de drenagem de gases, o que evidencia o aumento na produção de biogás.

### 5.7.2 Alcalinidade

A Tabela 15 apresenta as concentrações da alcalinidade nas amostras de lixiviados para os diferentes tratamentos. Observa-se uma variação dos valores da concentração entre  $1300 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $2883 \text{ mg.L}^{-1}$ . Esses valores encontram-se dentro da faixa de concentração identificada por Chian e DeWalle (1977), para aterros sanitários com idade de aterramento de até um ano, com concentrações de alcalinidade variando entre  $800 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $4000 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Tabela 15 Valores médios da alcalinidade, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> ) |      |      |      |
|----------------|------------------------------------|------|------|------|
|                | T                                  | 60%  | 80%  | 100% |
| 15/10/2012     | 2315                               | 1923 | 1560 | 1730 |
| 22/10/2012     | 1667                               | 1733 | 1713 | 1927 |
| 29/10/2012     | 1950                               | 1717 | 2017 | 1617 |
| 05/11/2012     | 2050                               | 1700 | 1300 | 2683 |
| 12/11/2012     | 2150                               | 2000 | 2317 | 2883 |
| 19/11/2012     | 1617                               | 1433 | 1633 | 2033 |
| 29/11/2012     | 1524                               | 1385 | 1567 | 1926 |
| <b>Média</b>   | 1896                               | 1699 | 1730 | 2114 |

Na Figura 17 está representada a evolução temporal da concentração média da alcalinidade, sendo observada uma constância dos valores desde o aterramento até a terceira amostragem.

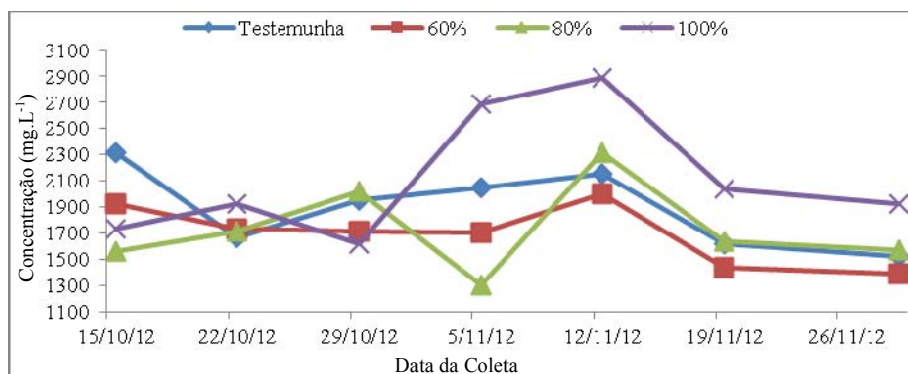


Figura 17 Valores da concentração média da alcalinidade nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Autores como Ferreira et al. (2007), acreditam que a codisposição de resíduos da construção civil aos resíduos sólidos urbanos, pode acarretar no

aumento da alcalinidade do lixiviado. Este aumento deve-se principalmente à presença de cal, cimento e gesso nesse tipo de resíduo.

Foi constatado um aumento significativo da alcalinidade média nas células com GC igual 100%, podendo estar relacionado à maior concentração de resíduos da construção civil nessas células especificamente, devendo ser considerada a heterogeneidade dos resíduos depositados. O decréscimo nas concentrações para todos os tratamentos a partir da quinta amostragem pode indicar uma redução no processo de lixiviação desses materiais ou diminuição de suas concentrações em função da capacidade de retenção do solo.

### 5.7.3 Sólidos

#### 5.7.3.1 Sólidos Totais (ST)

A Tabela 16 apresenta as concentrações de ST, para o período de monitoramento, com valores variando entre 3564 mg.L<sup>-1</sup> e 8550 mg.L<sup>-1</sup>, dentro da faixa estimada por Kjeldsen et al. (2002).

Tabela 16 Valores médios da concentração de sólidos totais, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> ) |         |         |         |
|----------------|--------------------------------------|---------|---------|---------|
|                | T                                    | 60%     | 80%     | 100%    |
| 15/10/2012     | 8550,56                              | 7360,56 | 5947,22 | 6739,44 |
| 22/10/2012     | 7117,78                              | 6262,22 | 7095,83 | 7386,11 |
| 29/10/2012     | 6798,89                              | 6661,67 | 6351,67 | 8142,78 |
| 12/11/2012     | 6738,89                              | 5027,78 | 5711,11 | 8544,44 |
| 19/11/2012     | 5708,89                              | 3937,78 | 4642,22 | 6063,89 |
| 29/11/2012     | 4986,11                              | 3564,67 | 3989,44 | 5793,22 |
| <b>Média</b>   | 6650,19                              | 5469,11 | 5622,92 | 7111,65 |



Pode ser observada uma tendência de decréscimo nas concentrações de ST desde o início do aterramento, com exceção das células com GC igual a 100%. Neste tratamento foi constatado um aumento significativo na concentração de ST, seguido pelo tratamento T, 80% e 60%. As variações nas concentrações de ST nos tratamentos T e 80% não foram significativas, como pode ser observado na Figura 18. Também foi constatada a redução da carga de ST em função do GC, sendo os melhores resultados obtidos pelo tratamento GC igual a 100%, com reduções superiores a 57%, quando comparado à testemunha (Tabela 13).

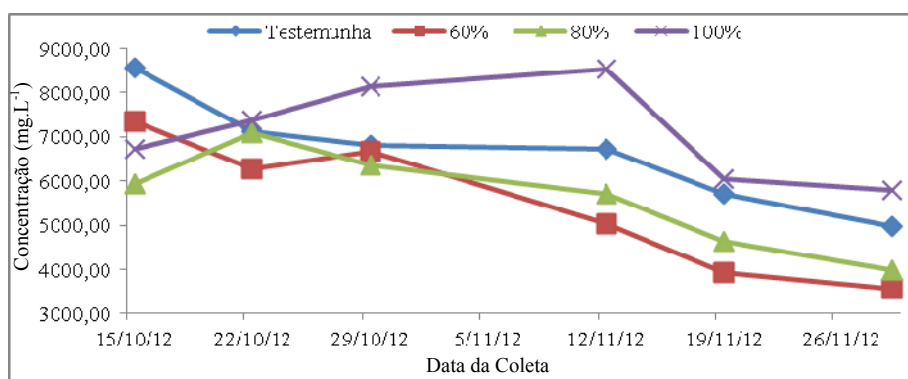


Figura 18 Valores da concentração média de sólidos totais nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Este comportamento pode ser explicado pelos fluxos preferenciais nas camadas de resíduo, como constatou Fellner e Brunner (2010), atribuindo-o principalmente, em função das heterogeneidades na compactação dos resíduos e existência de barreiras horizontais (plásticos e outros), acarretando um comportamento de fluxo preferencial através de canais no interior da massa de resíduos.

Outra situação que deve ser considerada está relacionada ao procedimento de aplicação das lâminas nos diferentes tratamentos. Em função

da elevada representatividade da fração argila no solo utilizado para construção das camadas intermediárias e de cobertura, as propriedades relativas à expansividade e contratilidade tornam-se mais pronunciadas, como afirma Das (2008). Sendo assim, nas células onde foram aplicados maiores GC, e conseqüentemente maiores valores de densidade aparente do solo, como as de 100%, as camadas intermediárias e de cobertura estão mais suscetíveis aos fenômenos de contração e expansão. Também deve ser considerado o fato de que ao se aplicarem as lâminas, parte desse volume escoava preferencialmente pela interface solo/parede da célula, arrastando consigo partículas de solo. Esse comportamento poderia influenciar os valores de concentração de ST, principalmente os de sólidos totais fixos (STF).

### 5.7.3.2 Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV)

Na Tabela 17 e 18 estão apresentadas as concentrações de STF e STV durante o período de monitoramento, com representação na Figura 19 e 20.

Tabela 17 Valores médios da concentração de sólidos totais fixos, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Sólidos Totais Fixos (mg.L <sup>-1</sup> ) |         |         |         |
|----------------|--|---------|---------|---------|
|                | T  | 60%     | 80%     | 100%    |
| 15/10/2012     | 5030,00                                    | 3559,44 | 2816,11 | 3363,89 |
| 22/10/2012     | 3700,56                                    | 3258,33 | 3618,33 | 3676,67 |
| 29/10/2012     | 3669,44                                    | 3493,33 | 3437,78 | 4030,56 |
| 12/11/2012     | 3488,89                                    | 3361,11 | 3944,44 | 4677,78 |
| 19/11/2012     | 2988,33                                    | 2265,56 | 2689,44 | 2961,67 |
| 29/11/2012     | 2326,65                                    | 1928,39 | 2485,26 | 2684,33 |
| <b>Média</b>   | 3533,98                                    | 2977,69 | 3165,23 | 3565,81 |

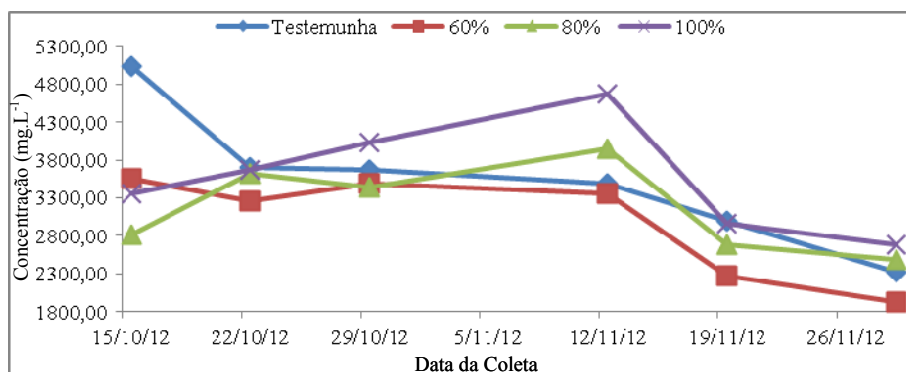


Figura 19 Valores da concentração média de sólidos totais fixos nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

A concentração de STF apresentou um declínio durante todo o período de monitoramento para todos os tratamentos, não havendo diferenças significativas em função do GC utilizado. O pequeno aumento na concentração do tratamento 100% (Figura 19) pode estar associado ao carreamento de partículas de solo na interface solo/parede das células, como foi descrito anteriormente. Os valores de STF representaram em média 53,14%, 54,44%, 56,29% e 50,14% dos valores médios de ST, para os tratamentos T, 60%, 80% e 100% respectivamente, demonstrando uma maior representatividade da fração inorgânica na composição dos ST.

Tabela 18 Valores médios da concentração de sólidos voláteis, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Sólidos Totais Voláteis (mg.L <sup>-1</sup> ) |         |         |         |
|----------------|---|---------|---------|---------|
|                | T   | 60%     | 80%     | 100%    |
| 15/10/2012     | 3520,56                                       | 3801,11 | 3131,11 | 3378,61 |
| 22/10/2012     | 3417,22                                       | 3003,89 | 3447,22 | 3709,44 |
| 29/10/2012     | 3129,44                                       | 3168,33 | 2913,89 | 4112,22 |
| 12/11/2012     | 3250,00                                       | 1666,67 | 1766,67 | 3866,67 |
| 19/11/2012     | 2720,56                                       | 1672,22 | 1952,78 | 3102,22 |
| 29/11/2012     | 2659,46                                       | 1636,28 | 1504,18 | 3108,89 |
| <b>Média</b>   | 3116,21                                       | 2491,42 | 2452,64 | 3546,34 |

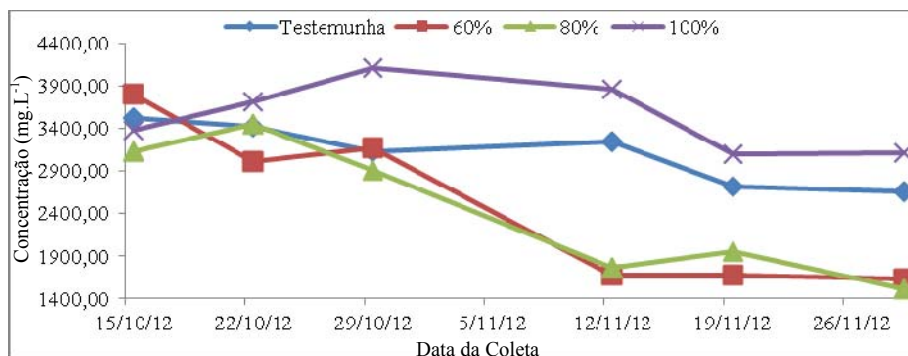


Figura 20 Valores da concentração média de sólidos voláteis nas amostras de lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Foi constatado um aumento significativo na concentração de STV nos tratamentos T e GC igual a 100%. Analisando-se a Figura 18 e 20, é possível estabelecer correlações entre as concentrações de ST e STV, nas células relativas aos GC de 100% e testemunha (T). Segundo Kjeldsen (2002), elevadas concentrações de STF em lixiviados podem estar associadas a uma elevação na salinidade do meio, com possibilidade de um efeito inibitório para os microrganismos. Por outro lado, elevadas concentrações de STV podem estar associadas a elevadas concentrações de matéria orgânica (SPERLING, 1996). O comportamento semelhante das concentrações de ST e STV nas células de testemunha e de GC igual a 100%, pode estar relacionado a uma maior representatividade da fração orgânica nos RSU depositados nessas células, em função da heterogeneidade dos resíduos. A redução na concentração de STV está associada ao processo de decomposição anaeróbia e retenção pelas camadas intermediárias de solo.

### 5.7.3.3 Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Sedimentáveis (SS)

As concentrações de SST e SS durante o período de monitoramento estão apresentadas nas Tabelas 19 e 20, com representação nas Figuras 21 e 22, respectivamente.

Tabela 19 Valores médios da concentração de sólidos suspensos totais, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Sólidos Suspensos Totais (mg.L <sup>-1</sup> ) |               |               |               |
|----------------|--|---------------|---------------|---------------|
|                | T  | 60%           | 80%           | 100%          |
| 15/10/2012     | 605,33   | 665,56        | 519,78        | 601,44        |
| 22/10/2012     | 509,67   | 534,78        | 440,78        | 500,00        |
| 29/10/2012     | 376,67   | 395,00        | 351,11        | 377,22        |
| 12/11/2012     | 236,67   | 252,22        | 257,78        | 251,11        |
| 19/11/2012     | 121,67   | 110,56        | 169,44        | 267,78        |
| 29/11/2012     | 87,00  | 93,11         | 121,67        | 136,33        |
| <b>Média</b>   | <b>322,83</b>                                  | <b>341,87</b> | <b>310,09</b> | <b>355,65</b> |

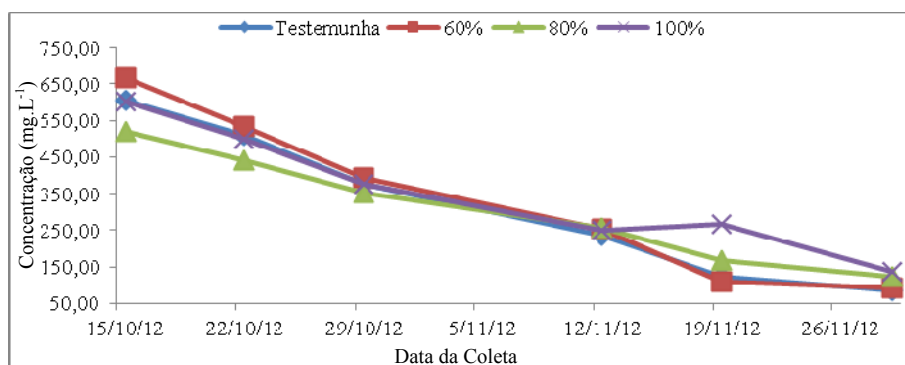


Figura 21 Valores da concentração média de sólidos suspensos totais nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Tabela 20 Valores médios da concentração de sólidos sedimentáveis, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Sólidos Sedimentáveis (mL.L <sup>-1</sup> ) |      |      |      |
|----------------|---|------|------|------|
|                | T   | 60%  | 80%  | 100% |
| 15/10/2012     | 0,70  | 0,10 | 0,30 | 0,53 |
| 22/10/2012     | 0,10  | 0,17 | 0,67 | 0,67 |
| 29/10/2012     | 0,10  | 0,10 | 0,10 | 0,00 |
| 12/11/2012     | 0,05  | 0,10 | 0,00 | 0,00 |
| 19/11/2012     | 0,00  | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 29/11/2012     | 0,00  | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| <b>Média</b>   | 0,16  | 0,08 | 0,18 | 0,20 |

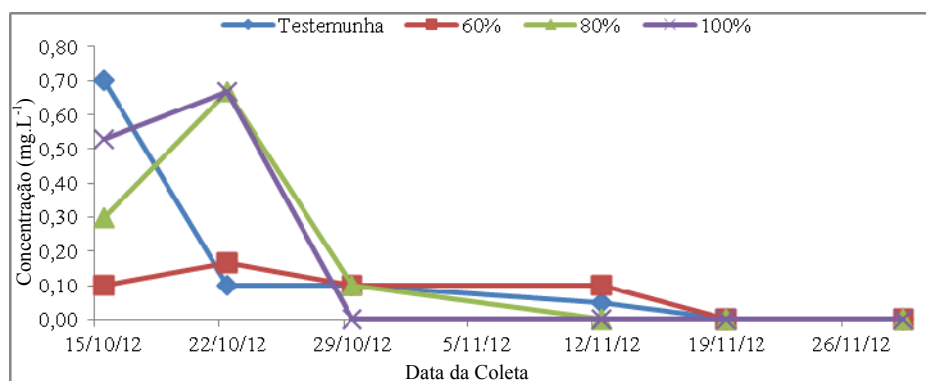


Figura 22 Valores da concentração média de sólidos sedimentáveis nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Os valores das concentrações de SST e SS apresentaram queda durante todo o monitoramento, com destaque para as concentrações de SST, com pouca variação entre os tratamentos, principalmente entre a terceira e quarta amostragem (Figura 21). As concentrações de SS, por sua vez, apresentaram um comportamento bastante variável no início do monitoramento, entre a primeira e terceira amostragem, com posterior estabilização. Não houve diferenças significativas entre as concentrações de SST e SS, para os diferentes tratamentos.

As quedas acentuadas observadas tanto para as concentrações de SST quanto para as de SS podem ser explicadas pelo processo de lixiviação contínua, através do arraste das partículas sólidas desde o aterramento, culminando na redução da quantidade dessas partículas no interior da massa de resíduos e retenção pelas camadas de solo, como afirma Kjeldsen et al. (2002).

#### 5.7.4 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

A Tabela 21 apresenta os valores de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), durante o período de monitoramento. Não houve diferenças significativas entre as concentrações de NTK para os tratamentos.

Tabela 21 Valores médios da concentração de nitrogênio total Kjeldahl, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | NTK (mg.L <sup>-1</sup> ) |         |        |         |
|----------------|---------------------------|---------|--------|---------|
|                | T                         | 60%     | 80%    | 100%    |
| 4/10/2012      | 873,53                    | 1037,57 | 781,67 | 782,44  |
| 8/10/2012      | 978,61                    | 1159,45 | 714,04 | 896,10  |
| 15/10/2012     | 877,33                    | 1299,20 | 746,67 | 1299,20 |
| 22/10/2012     | 712,32                    | 870,61  | 628,32 | 914,29  |
| 29/10/2012     | 630,93                    | 698,13  | 582,40 | 533,87  |
| 19/11/2012     | 636,16                    | 677,97  | 685,44 | 670,13  |
| 29/11/2012     | 713,44                    | 567,47  | 677,23 | 683,39  |
| Média          | 774,62                    | 901,49  | 687,97 | 825,63  |

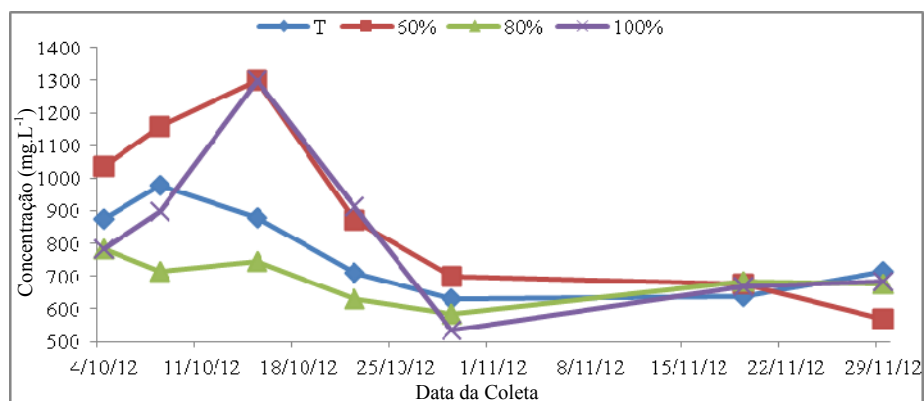


Figura 23 Valores da concentração média de nitrogênio total Kjeldahl nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Este comportamento pode ser explicado em função da degradação da fração orgânica dos resíduos, tanto através de processos aeróbicos, logo após o aterramento, como na fase anaeróbia (metanogênica). As formas orgânica e amoniacal são as únicas representativas em lixiviados gerados em meios anaeróbios, assumindo predominantemente a forma amoniacal com o passar do tempo (FLECK, 2003). A queda nas concentrações de NTK, a partir da segunda amostragem para todos os tratamentos (Figura 23) deve-se à volatilização da amônia, assimilação pelas bactérias, retenções nas camadas de solo e na própria massa de resíduos.

### 5.7.5 Nitrogênio Amoniacal e Nitrogênio Orgânico

A Tabela 22 apresenta as concentrações de amônia para os diferentes tratamentos. Não houve diferenças significativas entre as concentrações de N-amoniacal para os diferentes tratamentos.



Tabela 22 Valores médios da concentração de N-amoniacal, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Nitrogênio Amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> ) |     |     |      |
|----------------|--|-----|-----|------|
|                | T  | 60% | 80% | 100% |
| 15/10/2012     | 103  | 139 | 118 | 189  |
| 22/10/2012     | 144  | 159 | 162 | 186  |
| 29/10/2012     | 100  | 223 | 155 | 126  |
| <b>Média</b>   | 116  | 174 | 145 | 167  |

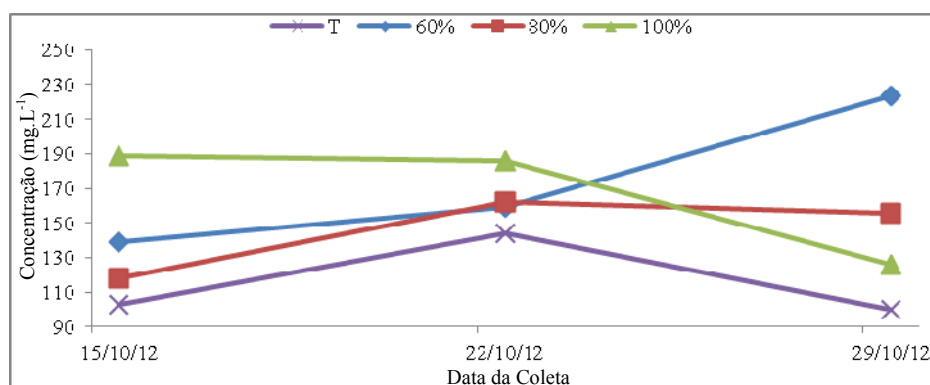


Figura 24 Valores da concentração média de N-amoniacal nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Analisando a Figura 24, de maneira geral, pode ser observado um ligeiro incremento, seguido por um decréscimo na concentração do N-amoniacal gerado no processo de decomposição dos resíduos. Tal redução está associada à conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito pelo processo de nitrificação. A concentração de nitrogênio está relacionada à fração orgânica dos resíduos, as células com maior concentração de matéria orgânica tendem a apresentar maiores concentrações de nitrogênio, que posteriormente será convertido em amônia, como afirma Kjeldsen et al. (2002). Observou-se uma redução na carga de N-amoniacal superior a 42% no tratamento GC igual a 100%. Foram observadas concentrações médias de N-orgânico iguais a 658,6 mg.L<sup>-1</sup>, 727,5 mg.L<sup>-1</sup>, 542,9 mg.L<sup>-1</sup> e 658,6 mg.L<sup>-1</sup>, referentes aos tratamentos T, 60%, 80% e

100% respectivamente. Valores elevados quando comparados aos de N-amoniacal, caracterizando o lixiviado gerado como de aterramentos jovens, como era esperado.

### 5.7.6 Nitrito

As concentrações médias de nitrito para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento são apresentadas na Tabela 23, com representação na Figura 25. Não houve diferenças significativas entre as concentrações de nitrito para os diferentes tratamentos.

Tabela 23 Valores médios da concentração de nitrito, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> ) |     |     |      |
|----------------|-------------------------------|-----|-----|------|
|                | T                             | 60% | 80% | 100% |
| 15/10/2012     | 48                            | 39  | 55  | 60   |
| 22/10/2012     | 50                            | 76  | 66  | 52   |
| 29/10/2012     | 55                            | 44  | 73  | 67   |
| <b>Média</b>   | 51                            | 53  | 64  | 59   |

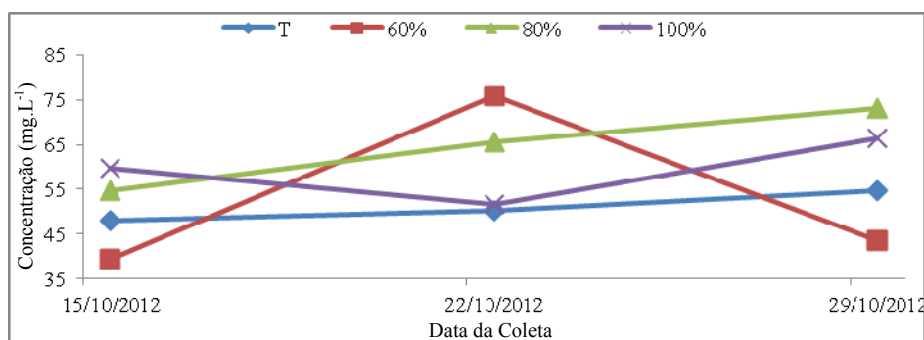


Figura 25 Valores da concentração média de nitrito nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Comparando a Figura 24 com a Figura 25, nota-se o comportamento descrito por Fleck (2003), com diminuição da concentração de N-amoniacoal e aumento da concentração de nitrito nos tratamentos. Esse comportamento pode ser observado mesmo em aterramentos jovens, como é o caso.

### 5.7.7 Fósforo Total (P)

Durante o monitoramento as concentrações de fósforo variaram entre 4,13 mg.L<sup>-1</sup> e 12,20 mg.L<sup>-1</sup>. Esses valores corroboram com a faixa estabelecida por Kjeldsen et al. (2002), como pode ser observado na Tabela 24, com representação na Figura 26.

Tabela 24 Valores médios da concentração de fósforo, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Fósforo (mg.L <sup>-1</sup> ) |       |      |       |
|----------------|-------------------------------|-------|------|-------|
|                | T                             | 60%   | 80%  | 100%  |
| 4/10/12        | 8,20                          | 10,92 | 8,23 | 8,24  |
| 8/10/12        | 10,30                         | 12,20 | 7,52 | 9,43  |
| 15/10/12       | 9,24                          | 11,68 | 7,86 | 10,68 |
| 22/10/12       | 7,50                          | 9,16  | 6,61 | 7,62  |
| 29/10/12       | 6,64                          | 7,35  | 6,13 | 5,62  |
| 19/11/12       | 6,70                          | 6,14  | 5,22 | 5,05  |
| 29/11/12       | 5,51                          | 5,97  | 4,13 | 4,19  |
| <b>Média</b>   | 7,73                          | 9,06  | 6,53 | 7,26  |

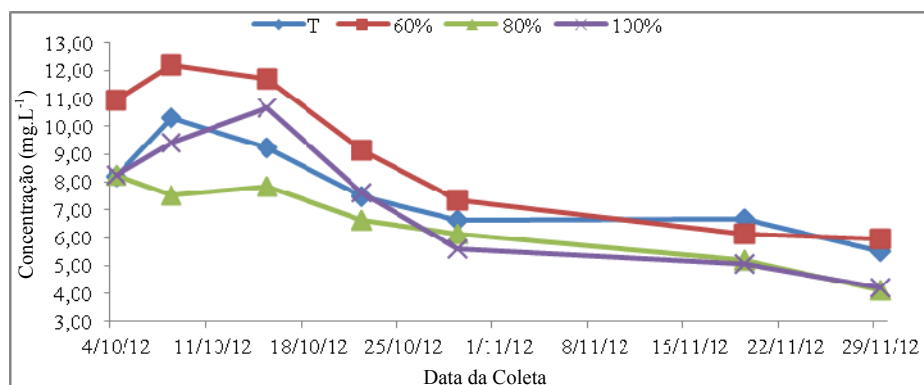


Figura 26 Valores da concentração média de fósforo nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Observou-se uma redução significativa nas concentrações de P para o tratamento 80%, seguido pelo tratamento 100% e T, sendo as maiores concentrações observadas no tratamento 60%. A partir da terceira amostragem as concentrações de fósforo decaíram para todos os tratamentos. Essa queda na concentração de fósforo está associada à degradação de detergentes e fezes presente nos resíduos de banheiro. O melhor resultado para a redução da carga de P foi observado no tratamento GC igual a 100%, com redução superior a 62%.

### 5.7.8 Cloretos

As concentrações médias de cloretos para os diferentes tratamentos são apresentadas na Tabela 25.

Tabela 25 Valores médios da concentração de cloretos, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Cloretos (mg.L <sup>-1</sup> ) |         |         |         |
|----------------|--------------------------------|---------|---------|---------|
|                | T                              | 60%     | 80%     | 100%    |
| 15/10/2012     | 592,67                         | 816,67  | 414,00  | 526,67  |
| 22/10/2012     | 2333,33                        | 1950,00 | 2216,67 | 2400,00 |
| 29/10/2012     | 5833,33                        | 5683,33 | 5933,33 | 5250,00 |
| 05/11/2012     | 2100,00                        | 1950,00 | 1683,33 | 1516,67 |
| 12/11/2012     | 3883,33                        | 3400,00 | 3400,00 | 3233,33 |
| 19/11/2012     | 3733,33                        | 3383,33 | 3266,67 | 3483,33 |
| 29/11/2012     | 3527,46                        | 3254,24 | 3115,33 | 3452,20 |
| <b>Média</b>   | 3143,35                        | 2919,65 | 2861,33 | 2837,46 |

As concentrações variaram entre 414 mg.L<sup>-1</sup> e 5933 mg.L<sup>-1</sup>, não sendo detectadas variações significativas na concentração de cloretos entre os tratamentos, como pode ser observado na Figura 27.

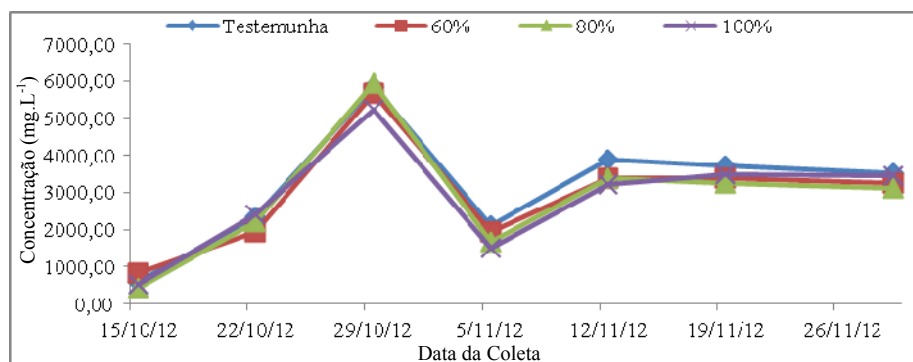


Figura 27 Valores da concentração média de cloretos nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

### 5.7.9 Condutividade Elétrica

Os valores relativos à condutividade elétrica para os tratamentos estão apresentados na Tabela 26, com representação na Figura 28. Não houve diferenças significativas nos valores de condutividade elétrica para os diferentes tratamentos.

Tabela 26 Valores médios da condutividade elétrica, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) |         |         |         |
|----------------|--|---------|---------|---------|
|                | T  | 60%     | 80%     | 100%    |
| 15/10/2012     | 1948,00  | 1940,67 | 1695,33 | 1939,00 |
| 22/10/2012     | 1634,00  | 1843,33 | 1667,00 | 1809,33 |
| 29/10/2012     | 571,67   | 1306,67 | 1287,33 | 1269,33 |
| 05/11/2012     | 260,33   | 807,00  | 899,33  | 971,00  |
| 12/11/2012     | 866,33   | 883,67  | 888,33  | 930,67  |
| 19/11/2012     | 210,33   | 236,33  | 201,00  | 213,73  |
| 29/11/2012     | 185,67   | 227,33  | 189,33  | 197,67  |
| <b>Média</b>   | 810,91   | 1035,00 | 975,38  | 1047,25 |

Os valores de condutividade elétrica apresentaram um comportamento descendente durante o monitoramento, assim como outros parâmetros como o fósforo, nitrogênio (NTK), e sólidos totais.

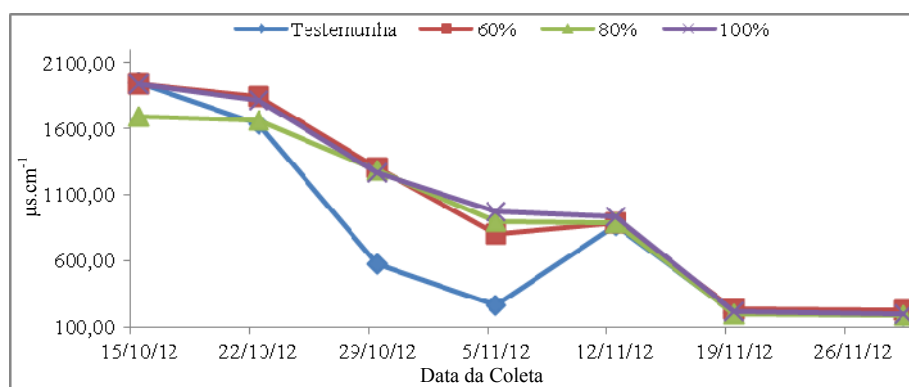


Figura 28 Valores da condutividade elétrica média nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Segundo APHA, AWWA e WEF (2005), a condutividade expressa a capacidade de uma solução aquosa de conduzir corrente elétrica. Essa capacidade depende da presença de íons, concentração total dos íons, sua mobilidade e valência, assim como da temperatura da solução. Sendo assim, o comportamento de decréscimo da condutividade elétrica para todos os tratamentos deve-se provavelmente ao fato de que, à medida que as lâminas foram aplicadas, íons foram carreados juntamente ao lixiviado diminuindo sua concentração total. Menores valores de TDH podem influenciar a velocidade de redução da concentração total de íons na massa de resíduos.

#### 5.7.10 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Tabela 27 estão apresentados os valores de concentração de DQO para os diferentes tratamentos durante o monitoramento, com representação da Figura 29.

Tabela 27 Valores médios da concentração de DQO para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | DQO (mg.L <sup>-1</sup> ) |       |       |       |
|----------------|---------------------------|-------|-------|-------|
|                | T                         | 60%   | 80%   | 100%  |
| 15/10/2012     | 5458                      | 4806  | 7703  | 14271 |
| 22/10/2012     | 6097                      | 5642  | 8266  | 15939 |
| 29/10/2012     | 7107                      | 6681  | 13603 | 26079 |
| 05/11/2012     | 19931                     | 17119 | 22430 | 18150 |
| 12/11/2012     | 17195                     | 18723 | 11425 | 22277 |
| 19/11/2012     | 10623                     | 3993  | 5445  | 14023 |
| 29/11/2012     | 3700                      | 2100  | 2000  | 3800  |
| <b>Média</b>   | 10016                     | 8438  | 10125 | 16363 |

As concentrações de DQO apresentaram significativas variações, oscilando entre 2000 mg.l<sup>-1</sup> até valores superiores a 26.000 mg.l<sup>-1</sup>. Essas concentrações condizem com as sugeridas por Tcnobanoglous et al. (1994), que afirmam que as concentrações de DQO podem variar desde 3.000 mg.l<sup>-1</sup> até 60.000 mg.l<sup>-1</sup>, com valores típicos por volta dos 18.000 mg.l<sup>-1</sup>, para aterros considerados jovens com idade de aterramento de até dois anos.

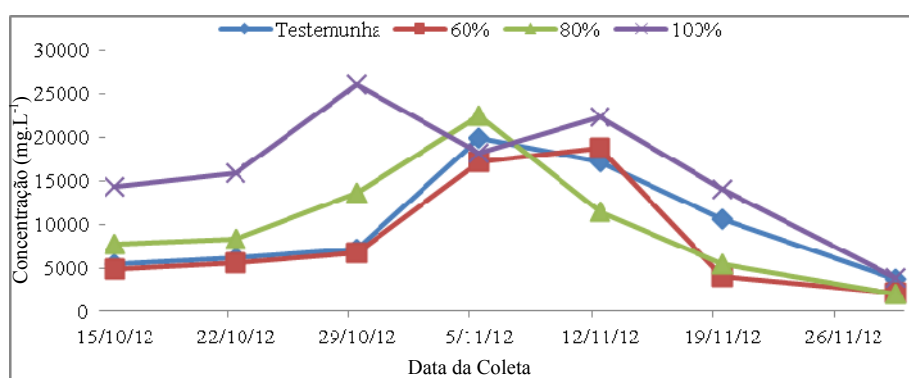


Figura 29 Valores da concentração média de DQO nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.



O tratamento GC igual a 100% apresentou os melhores resultados quanto à concentração de DQO, com redução significativa da concentração, superior a 98% (Tabela 12) e redução da carga poluidora próxima aos 35% (Tabela 13).

#### 5.7.11 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Ao término do período de monitoramento foram observadas concentrações de DBO entre 2.000 mg.L<sup>-1</sup> e 3.800 mg.L<sup>-1</sup> (Tabela 28), valores relativamente baixos comparados à faixa de concentração sugerida por Chian e DeWalle (1977).

Tabela 28 Concentração média da DBO para os diferentes tratamentos, ao término do período de monitoramento.

| <b>Tratamento</b> | <b>DBO (mg.L<sup>-1</sup>)</b> |
|-------------------|--------------------------------|
| T                 | 3.700                          |
| 60%               | 2.100                          |
| 80%               | 2.000                          |
| 100%              | 3.800                          |

Observou-se uma redução da carga poluidora em função dos GC utilizados. Essas reduções estiveram próximas a 54%, 57% e 59% para os tratamentos 60%, 80% e 100% (Tabela 13), respectivamente, comparados ao tratamento onde não se aplicou compactação nas camadas intermediárias e de cobertura (T).

#### 5.7.12 Relação DQO/DBO

A Tabela 29 apresenta a relação DQO/DBO ao término do período de monitoramento.

Tabela 29 Relações DQO/DBO média ao término do período de monitoramento.

| <b>Tratamento</b> | <b>DQO/DBO</b> |
|-------------------|----------------|
| T                 | 2,34           |
| 60%               | 1,54           |
| 80%               | 1,56           |
| 100%              | 1,52           |

A relação entre os valores de DQO e DBO varia de acordo com as características do efluente e à medida que é submetida às diversas etapas do tratamento. Em um tratamento biológico, a tendência é de que essa relação aumente devido à redução da fração biodegradável (DBO), ao passo que a fração recalcitrante, representada pela DQO permanece praticamente inalterada. As baixas relações DQO/DBO, observadas no lixiviado analisado (Tabela 29), podem indicar uma adequabilidade dos sistemas biológicos de tratamento. Porém, com a perspectiva de aumento dessa relação, o tratamento físico-químico aparece como a opção mais adequada sob os aspectos risco/benefício e custo/benefício.

### **5.7.13 Ferro e Manganês**

Na Tabela 30 são apresentadas as concentrações médias de ferro no lixiviado gerado nos diferentes tratamentos.

Tabela 30 Valores médios da concentração de ferro total durante o período de monitoramento.

| Data da Coleta | Ferro Total (mg.L <sup>-1</sup> ) |       |       |       |
|----------------|-----------------------------------|-------|-------|-------|
|                | T                                 | 60%   | 80%   | 100%  |
| 15/10/2012     | 9,00                              | 12,67 | 7,33  | 6,67  |
| 22/10/2012     | 4,00                              | 6,33  | 13,67 | 6,00  |
| 29/10/2012     | 26,67                             | 43,33 | 31,67 | 65,00 |
| 05/11/2012     | 28,33                             | 75,00 | 41,67 | 41,67 |
| 12/11/2012     | 21,67                             | 48,33 | 45,00 | 23,33 |
| 19/11/2012     | 25,00                             | 31,67 | 45,00 | 41,67 |
| 29/11/2012     | 23,33                             | 25,67 | 41,33 | 38,67 |
| <b>Média</b>   | 19,71                             | 34,71 | 32,24 | 31,86 |

As concentrações de ferro nos lixiviados variaram entre 4,0 mg.L<sup>-1</sup> e 75,0 mg.L<sup>-1</sup>, influenciadas principalmente pela quantidade de resíduos férricos depositados juntamente com os RSD, observada durante o processo de enchimento das células experimentais e pela concentração presente no solo utilizado (34,71 mg.dm<sup>-3</sup>). Não houve diferenças significativas na concentração de ferro para os diferentes tratamentos, estando apresentada a variação temporal da concentração de ferro nas amostras de lixiviado na Figura 30.

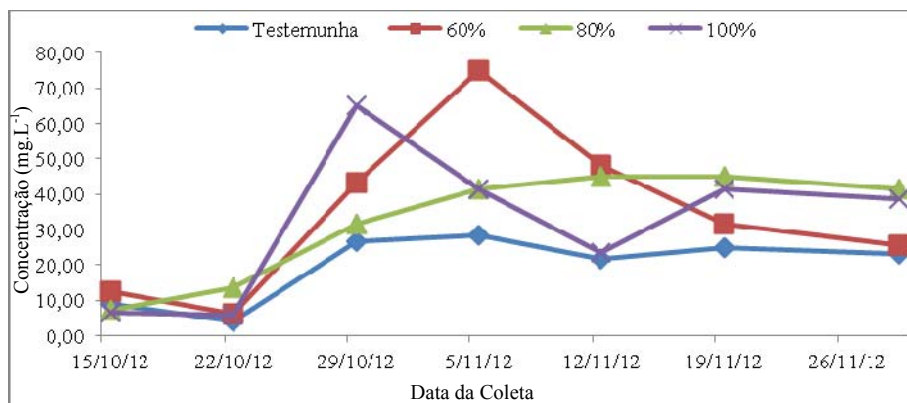


Figura 30 Valores da concentração média de ferro nas amostras do lixiviado analisado, para os diferentes tratamentos, durante o período de monitoramento.

Observa-se (Figura 30) um aumento na concentração de ferro no lixiviado gerado para todos os tratamentos, a partir da segunda amostragem. Esse aumento está relacionado à oxidação dos materiais ferrosos depositados e a lixiviação do ferro presente no solo.

Quanto ao manganês, não foram detectados traços de sua presença no lixiviado analisado, para todos os tratamentos, mesmo reduzindo as diluições durante as análises laboratoriais.

### 5.8 Tratabilidade dos lixiviados e a Legislação Vigente

Na Tabela 31 estão apresentados os resultados das concentrações máximas e mínimas do lixiviado analisado ao término do período de monitoramento.

Tabela 31 Caracterização do lixiviado com concentrações médias máximas e mínimas, para os parâmetros analisados, ao término do período de monitoramento.

| <b>Variáveis</b>                               | <b>Mínimo</b> | <b>Máximo</b> |
|--|---------------|---------------|
| pH   | 5,97          | 8,24          |
| Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )             | 1300          | 2883          |
| Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )           | 3564,7        | 8550,6        |
| Sólidos Totais Fixos (mg.L <sup>-1</sup> )     | 1928,4        | 5030,0        |
| Sólidos Totais Voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )  | 1504,2        | 4112,2        |
| Sólidos Suspensos Totais (mg.L <sup>-1</sup> ) | 87,0          | 665,5         |
| Sólidos Sedimentáveis (ml.L <sup>-1</sup> )    | 0,0           | 0,7           |
| NTK (mg.L <sup>-1</sup> )                      | 533,9         | 1299,2        |
| P (mg.L <sup>-1</sup> )                        | 4,1           | 12,2          |
| Cloretos (mg.L <sup>-1</sup> )                 | 414,0         | 5933,3        |
| Condutividade Elétrica (µS.cm <sup>-1</sup> )  | 185,7         | 1948,0        |
| DQO (mg.L <sup>-1</sup> )                      | 2000          | 26079         |
| DBO (mg.L <sup>-1</sup> )                      | 1050          | 4050          |
| N-Amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )              | 100           | 223           |
| Fe (mg.L <sup>-1</sup> )                       | 4,0           | 75,0          |
| Mn (mg.L <sup>-1</sup> )                       | 0,0           | 0,0           |

É crescente o estudo da eficiência dos diferentes processos aplicados no tratamento do lixiviado. Porém, em função de sua heterogeneidade, na maioria das situações torna-se necessário o emprego de duas ou mais técnicas de tratamento para que se atendam aos padrões de lançamento exigidos pela legislação.

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n° 1/2008, trata dos parâmetros para lançamento de efluentes de percolados de aterros sanitários municipais. Em seu artigo 27, § 4º, inciso VII, alínea a, determina a obrigatoriedade de que a concentração de DBO deva ser de, no máximo 60 mg.L<sup>-1</sup> ou eficiência na redução da concentração de no mínimo 60% e média anual igual ou superior a 70%. Nesse mesmo artigo e parágrafo, em seu inciso VIII, alínea a, determina-se que a concentração de DQO deva ser de no máximo 180 mg.L<sup>-1</sup> ou eficiência na redução da concentração de, no mínimo , 55% e

média anual igual ou superior a 65%, para sistemas de tratamento de percolados de aterros sanitários municipais.

Considerando uma situação hipotética de instalação de um sistema para o tratamento dos lixiviados gerados nesse experimento, independentemente do sistema utilizado, mantendo a eficiência exigida pela legislação, altas concentrações de DBO e DQO seriam ainda lançadas no corpo receptor. Em condições máximas de concentração (Tabela 31), o lançamento de um efluente com concentração de DBO igual a 1215 mg.L<sup>-1</sup> e de DQO superior a 9127 mg.L<sup>-1</sup> atenderia às exigências impostas pela legislação. Porém, para a determinação dos reais danos causados ao corpo receptor, estudos de autodepuração devem ser realizados, como determina a DN n° 1/2008, considerando também as características recalcitrantes do efluente pós-tratado.

## **6. CONCLUSÕES**

Os compostos orgânicos representaram a maior parcela dos resíduos sólidos gerados na cidade de Lavras, em coletas realizadas em setembro de 2012.

A geração média de RSD para o município de Lavras mostrou-se superior à média estimada para o Sul de Minas Gerais.

A compactação do solo em diferentes graus influenciou na redução da permeabilidade.

As características geotécnicas do solo influenciaram na formação de fissuras e na falta de adesão com as paredes do reservatório, regiões onde ocorreram fluxos preferenciais.

A utilização de elevados graus de compactação reduziu a condutividade hidráulica do solo nas camadas intermediárias e de cobertura.

A redução do volume de lixiviado gerado em função do GC não foi estatisticamente significativa, porém, analiticamente foi observada uma redução nas células onde se aplicou GC igual a 100%.

O TDH aumentou em função do GC.

O aumento do GC gerou significativos aumentos nas concentrações de Alcalinidade, ST e STV e significativas reduções nas concentrações de DQO e fósforo.

Observaram-se reduções nas cargas de ST, DQO, DBO, N-Amoniacal e fósforo em função do GC.

O comportamento temporal de indicadores de potencial poluidor do lixiviado foi bem caracterizado pelo monitoramento realizado o que dá créditos à estrutura experimental para viabilizar estudos desta natureza.

## **7. SUGESTÕES**

- As principais limitações detectadas estão associadas às fissuras nas camadas de solo por secamento e na interface com a parede de alvenaria, além, naturalmente das características bem diversas das camadas de resíduos sólidos frutos de sua grande variabilidade de constituição e arranjo. Em condições de campo esse último aspecto deve ser minimizado;

- Em termos operacionais salienta-se a necessidade de se monitorar os processos de entrada e saída de líquidos com mais detalhes, além da quantificação do volume de gás gerado e de sua composição;

- Determinação do comportamento da permeabilidade das camadas intermediárias e de cobertura para outros tipos de solo;

- Avaliar a influência da compactação das camadas intermediárias e de cobertura, na cargabilidade dos lixiviados de outros resíduos, tais como rejeito de UTC's, carcaças de animais e RSS;
  
- Observa-se a necessidade de se promover uma campanha de conscientização da população para a redução no consumo de embalagens não recicláveis, para o reaproveitamento e separação dos resíduos a fim aumentar a reciclagem dos materiais e a vida útil das áreas destinadas à disposição final dos RSU;
  
- Avaliar o comportamento da cargabilidade dos lixiviados para outras épocas do ano, quando existem alterações na composição gravimétrica dos RSU;
  
- Atenção ao comportamento de fluxo preferencial entre a massa de solo/resíduos e as paredes das células experimentais.



## REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21<sup>nd</sup> ed. Washington, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. 2010. Disponível em: <[http://www.abrelpe.org.br/panorama\\_apresentacao.cfm](http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfm)>. Acesso em: 12 ago. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE PESQUISA. **Critério de Classificação Econômica Brasil - CCEB**, 2008. Disponível em: <<http://www.abep.org.br>>. Acesso em: 12 set. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13.292. **Solo**: determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante. Rio de Janeiro, 1995. 8 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 14.545. **Solo**: determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro, 2000. 12 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6459. **Solo**: determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 1984. 6 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7180. **Solo**: determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984. 3 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7181. **Solo**: análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984. 13 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7182. **Solo:** ensaio de compactação. Rio de Janeiro, 1986. 10 p.

ASSOCIAÇÃO DOS CATADORES DE MATERIAL RECICLÁVEL DE LAVRAS. **Coleta Seletiva.** 2012. Disponível em: <<http://www.acamar.org.br/index.html>>. Acesso em: 15 ago. 2012.

BARROS, L. B. **Estudo de balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões.** 2004. 112 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2004.

BOHDZIEWICZ, J.; NECZAJ, E.; KWARCIAK, A. Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor. **Desalination**, v. 221, p. 559-565, 2008.

BRANDÃO, V. S.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. **Infiltração da água no solo.** Viçosa, MG: UFV, 2004. 98 p.

BRITO FILHO, L. F. **Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos.** 2005. 218 p. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal do Rio de Janeiro. Departamento de Ciências da Engenharia Civil, Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <[fenix2.ufrj.br](http://fenix2.ufrj.br)>. Acesso em: 10 maio 2012.

CALÇAS, D. A. N. Q. P.; HAMADA, J.; GIACHETI, H. Atenuação natural de contaminantes do Chorume de aterros sanitários em solos arenosos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** São Paulo: UNESP, 2001. 10 p.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos solos e suas aplicações.** 3. ed. Rio de Janeiro: LTC, 1973. 456 p.

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

CASTILHOS JÚNIOR, A. B. **Resíduos sólidos urbanos**: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: ABES, 2003.

CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. **Gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos**: um novo modelo de gestão. Belo Horizonte, 2006.

CHIAN, E. S. K.; De WALLE, F. B. Characterization of soluble organic matter in leachate. **Environmental Science and Technology**, v. 11, p. 158-162, 1977.

COELHO, H. M. G. et al. Avaliação do despenho 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. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 10 p.

DAS, B. M. **Advanced soil mechanics**. New York, NY 10016, USA. Taylor e Francis, 3ª ed. 2008. 567 p.

FELLNER, D. L.; BRUNNER, P. H. Modeling of Leachate Generation From MSW Landfills by A 2-Dimensional 2-Domain Approach. **Waste Management**, Vienna, v. 30, p. 2084–2095, 2010.

FERREIRA, C. F. A. et al. Estudo da distribuição de peso molecular de lixiviados de aterros sanitários de diferentes idades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte: ABES, 2007.

FERREIRA, M. A. S.; MAHLER, C. F. **Avaliação do solo das camadas de cobertura intermediárias e finais**: estudo de caso. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro/COPPE, 2006. 6 p.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003. 176 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos

e Saneamento Ambiental)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, 2003.

FRANCISS, F. O. **Hidráulica de meios permeáveis**: escoamento em meios porosos. Rio de Janeiro: Interciência/São Paulo: Universidade de São Paulo, 1980. 169 p.

GADD, G. M. Microbial influence on metal mobility application for bioremediation. **Geoderma**, v. 122, p. 109-119, 2004.

GENUCHTEN, M. van. Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society American Journal**, v. 44, p. 892-898, 1980.

GIDARAKOS, E.; HAVAS, G.; NTZAMILIS, P. Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of crete. **Waste Management**, v. 26, p. 668-679, 2006.

GÓMEZ, G. et al. Seasonal characterization of urban solid waste in Chihuahua, México. **Waste Management e Research**, London, n. 29, p. 2018-2024, 2009.

INDRIS, A.; INANE, B.; HASSAN, M. N. Overview of waste disposal and landfills/dumps in Asian countries. **Journal of Material Cycle and Waste Management**, v. 6, p. 104-110, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 16 set. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**: Brasil 2008. Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids/default\\_2008.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids/default_2008.shtm)>. Acesso em: 21 set. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sinopse Por Setores**. 2010. disponível em: [www.censo2010.ibge.gov.br/sinopseporsetores/default.htm?nivel=st](http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopseporsetores/default.htm?nivel=st). Acesso em 23/08/2012.

KJELDSEN, P. et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, 2002.

KOERNER, R. M.; DANIEL, D. E. **Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps**. 1. ed. New York: ASCE, 1997. 256 p.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes, 1928. Wall-map 150 cm x 200 cm.

KULIKOWSKA, D.; KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5981-5985, Sept. 2008.

LEITE, J. C. **Estudos laboratoriais de percolação em colunas de misturas de solos lateríticos compactados: equipamentos e ensaios**. São Carlos, 2000. 223 p.

LEMOS, J. L. S.; SANTOS R. L. C. dos. Aplicação de microrganismos na recuperação de metais. In: JORNADA DO PROGRAMA DE CAPACITAÇÃO INTERNA – CETEM, 1., 2007, Rio de Janeiro, 2007. **Anais...** Rio de Janeiro: CETEM, 2007. p. 89-102.

MACDOUGALL, J. A **Hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste**. Napier: Napier University. School of Engineering and Built Environment. **Computers and Geotechnics**, 2007. v. 34, p. 229–246.

MELLIES, W. U. H.; SCHWEIZER, A. Long-term performance of landfill covers: results of lysimeter test fields in Bavaria (Germany). **Waste Management e Research**, v. 29, p. 59–68, 2011.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: 2008. 32 p.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Orientações Técnicas Para Atendimento da Deliberação Normativa 118/2008, do Conselho Estadual de Política Ambiental**. Belo Horizonte, 2008. 48 p.

MOREIRA, A. M.; BRAGA, A. C. O. Caracterização geoeletrica de contaminantes da decomposição de resíduos sólidos domiciliares. **Revista Ambiente e Água: an interdisciplinary journal of applied science**, v. 4, n. 2, 9 p., 2009.

NÓBREGA, C. C. et al. Monitoramento de chorume no antigo Lixão do Roger em João Pessoa – Paraíba – Brasil. In: SIMPÓSIO IBEROAMERICANO DE ENGENHARIA DE RESÍDUOS, 1., 2008, Castellón. **Anais...** Castellón: 2008. 8 p.

OLIVEIRA, F. J. P. Monitoramento ambiental para operação de aterros sanitários. **Saneamento Ambiental**, São Paulo, v. 7, n. 46, p. 40-41, 1997.

ORTH, M. H. A. Aterros sanitários. **Revista de Limpeza Pública**, São Paulo, v. 8, n. 20, p 26-34, 1981.

PEREIRA, E. M.; CHANG, H. K.; SOTO, M. A. A. Estimativa de alguns parâmetros de transporte de contaminantes para solos brasileiros. **Geociências**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 383–398, 2011.

RACHOR, I. et al. Assessment of the methane oxidation capacity of compacted soils intended for use as landfill cover materials. **Waste Management**, Hamburg, v. 31, p. 833–842, 2011.

REICHERT, G. A.; COTRIM, S. L. S.; RODIGHERI, E. Geração de lixiviado em aterro sanitário municipal. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun. Cancun: 2002. 4 p.

ROBERTS, A. A.; SHIMAOKA, T. Analytical study on the suitability of using bentonite coated gravel as a landfill liner material. **Waste Management**, Nishi-ku, Fukuoka City, v. 28, p. 2635–2644, 2008.

RODRIGUES, F. S. F. **Aplicação da ozonização e do reativo de fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. 2004. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SABADIA, J. A. B. et al. A Problemática da destinação final de resíduos sólidos urbanos: o Aterro do Jangurussu e os recursos hídricos subterrâneos da cidade de Fortaleza – Ceará. In: JOINT WORLD CONGRESS ON GROUNDWATER, 1., 2000. **Anais...** Fortaleza, 2000. 18 p.

SABATÉ, J.; VIÑAS, M.; SOLANAS, A. M. Laboratory-scale biorremediation experiments on hydrocarboncontaminated soils. **International Biodegrad.**, Edinburg, v. 54, n. 1, 2004. p. 19-25.

SÃO MATEUS, M. S. C. **Proposta de modelo para avaliação do balanço hídrico de aterros de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso do Aterro Metropolitano Centro De Salvador-Ba**. 2008. 312 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)-Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SHARMA, H. D.; REDDY, K. R. **Geoenvironmental engineering: remediation, waste containment, and emerging waste management technologies**. New Jersey: J. Wiley, 2004. 992 p.

SILVA, A. R. **Estudo da degradação biológica da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários**. 2004. 130 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento)-Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2004.

SILVA, A. T. A. **Aspectos meteorológicos e balanço hídrico em um aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2008. 125 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SILVA, F. A. S.; AZEVEDO, C. A. V. Principal components analysis in the software assistat-statistical attendance. In: WORLD CONGRESS ON COMPUTERS IN AGRICULTURE, 7., 2009, Reno. **Proceedings...** Reno: American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2009.

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

SOUTO, G. D. B. **Lixiviados de aterros brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2009. 371 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento)-Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SPERLING, M. von. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Belo Horizonte: UFMG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, DESA, 1996. v. 2, 211 p.

STOLTZ, G.; GOURC, J. P.; OXARANGO, L. Characterisation of the physico-mechanical parameters of MSW. **Waste Management**, Grenoble v. 30, p. 1439–1449, 2010.

SUZUKI, K. et al. Performance evaluation of intermediate cover soil barrier for removal of Heavy Metals in Landfill Leachate. **Chemosphere**, Niigata v. 73, p. 1428–1435, 2008.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Gestión integral dos resíduos sólidos**. 1. ed. Madri: McGraw-Hill, 1994. v. 1-2, 1106 p.



TERZAGHI, K.; PECK, R. B. **Mecânica dos solos na prática da engenharia**. Rio de Janeiro, 1962. 659 p.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. **The water balance**. Centerton: Drexel Institute of Technology, Laboratory of Climatology, 1955. 104 p. (Publications in Climatology, 8/1).

VARGAS, M. **Introdução à mecânica dos solos**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1977. 509 p.

## ANEXOS



Universidade Federal de Lavras  
Laboratório de Análises de Solo  
Departamento de Ciência do Solo



Nome: ANTÔNIO MARCIANO DA SILVA  
Cidade: Lavras - MG  
Endereço: DEG / UFLA  
Telefone:

Bairro:  
Município: Lavras - MG  
Valor: 504,75

Entrada: 23/11/2012  
Saída: 10/12/2012  
CEP:

## Resultados Analíticos

| Protocolo | Identificação Amostra | pH(KCl) | pH  | K                            | P    | Na | Ca                             | Mg   | Al   | H+Al |
|-----------|-----------------------|---------|-----|------------------------------|------|----|--------------------------------|------|------|------|
|           |                       |         |     | ---- mg/dm <sup>3</sup> ---- |      |    | ---- cmol/dm <sup>3</sup> ---- |      |      |      |
| 10476     | FEAM 1                | -       | 6,3 | 10,00                        | 0,56 | -  | 1,10                           | 0,20 | 0,00 | 1,86 |
| 10477     | FEAM 2                | -       | 6,0 | 10,00                        | 0,28 | -  | 0,30                           | 0,10 | 0,00 | 2,08 |
| 10478     | FEAM 3                | -       | 6,0 | 8,00                         | 0,56 | -  | 1,00                           | 0,10 | 0,00 | 1,86 |
| -         | -                     | -       | -   | -                            | -    | -  | -                              | -    | -    | -    |
| -         | -                     | -       | -   | -                            | -    | -  | -                              | -    | -    | -    |

| Protocolo | SB                             | t    | T    | V           | m    | M.O.   | P-Rem | Zn                           | Fe    | Mn   | Cu   | B    | S     |
|-----------|--------------------------------|------|------|-------------|------|--------|-------|------------------------------|-------|------|------|------|-------|
|           | ---- cmol/dm <sup>3</sup> ---- |      |      | ---- % ---- |      | dag/kg | mg/L  | ---- mg/dm <sup>3</sup> ---- |       |      |      |      |       |
| 10476     | 1,33                           | 1,33 | 3,19 | 41,56       | 0,00 | 1,18   | 1,07  | 0,26                         | 37,76 | 9,38 | 2,74 | 0,17 | 46,27 |
| 10477     | 0,43                           | 0,43 | 2,51 | 16,96       | 0,00 | 1,07   | 1,25  | 0,15                         | 28,66 | 2,64 | 3,24 | 0,15 | 7,03  |
| 10478     | 1,12                           | 1,12 | 2,98 | 37,60       | 0,00 | 1,18   | 0,89  | 0,10                         | 37,71 | 4,74 | 3,21 | 0,24 | 60,72 |
| -         | -                              | -    | -    | -           | -    | -      | -     | -                            | -     | -    | -    | -    | -     |
| -         | -                              | -    | -    | -           | -    | -      | -     | -                            | -     | -    | -    | -    | -     |

| Protocolo | Classificação do Solo | Argila           | Silte | Areia | Areia(Grossa) | Areia(Fina) |
|-----------|-----------------------|------------------|-------|-------|---------------|-------------|
|           |                       | ---- dag/kg ---- |       |       |               |             |
| 10476     | solo tipo3            | 65               | 55    | -     | 5             | 6           |
| 10477     | solo tipo3            | 64               | 23    | -     | 6             | 7           |
| 10478     | solo tipo3            | 66               | 23    | -     | 5             | 6           |
| -         | -                     | -                | -     | -     | -             | -           |
| -         | -                     | -                | -     | -     | -             | -           |

pH em água, KCl e CaCl<sub>2</sub> - Relação 1,2,5

Ca - Mg - Al- Extrator: KCl - 1 mol/L

SB= Soma de Bases Trocáveis

CTC (T) - Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0

m= Índice de Saturação de Alumínio

P-rem: Fósforo Remanescente

S - Extrator - Fosfato monocalcico em ácido acético

P- Na - K- Fe - Zn- Mn- Cu- Extrator Mehlich 1

H + Al- Extrator: SMP

CTC (t) - Capacidade de Troca Catiônica Efetiva

V= Índice de Saturação de Bases

Mat. Org. (MO) - Oxidação: Na<sub>2</sub>C<sub>2</sub>O<sub>7</sub> 4N+ H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 10N

B- Extrator água quente

Solo Tipo 1: Textura Arenosa

Solo Tipo 2: Textura Média

Solo Tipo 3: Textura Argilosa



*Márcio S. Marques*  
Márcio da Silva Marques  
Departamento de Ciências do Solo/ UFLA  
Químico responsável CRQ: 02102206



UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS  
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA DO SOLO  
Laboratório de Análise de Solo  
Caixa Postal 3037, CEP. 37.200-000 Lavras - MG  
Tel/ Fax: (35) 3829-1264

ANTONIO MARCIANO DA SILVA  
DEG/UFLA  
03/12/2012

| METAIS PESADOS |        |      |       |        |        |       |
|----------------|--------|------|-------|--------|--------|-------|
| PROT           | IDENT. | Cd   | Pb    | Cr     | Al     | Zn    |
| mg/kg          |        |      |       |        |        |       |
| 10476          | FEAM 1 | 0,05 | 21,47 | 889,62 | 727,29 | 24,38 |
| 10477          | FEAM 2 | 0,11 | 27,64 | 870,64 | 849,20 | 28,53 |
| 10478          | FEAM 3 | 0,04 | 24,56 | 750,80 | 699,41 | 23,94 |

*Mozart Martins Pereira*  
Mozart Martins Pereira  
Departamento de Ciência do Solo/UFLA  
Eng. Agrônomo/Professor Titular  
Crea - MG 22230/D




UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS  
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA DO SOLO  
Laboratório de Análise de Solo  
Caixa Postal 3037, 37.200-000 Lavras - MG  
Tel/Fax: (35) 3829-1264



ANTONIO MARCIANO DA SILVA  
DEG/UFLA  
11/12/2012

| PROT  | Dens.Partículas<br>Kg/dm <sup>3</sup> |
|-------|---------------------------------------|
| 10476 | 2,78                                  |
| 10477 | 2,78                                  |
| 10478 | 2,78                                  |

  
Márcio da Silva Marques  
Departamento de Ciência  
do Solo / UFLA  
Químico responsável  
CRQ: 02102208