



RODRIGO CÉSAR DE VASCONCELOS DOS SANTOS

**DETERMINAÇÃO DE VARIÁVEIS
HIDRÁULICAS E DO POTENCIAL POLUIDOR
DA MASSA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS
COM DIFERENTES PORCENTAGENS DE
MATÉRIA ORGÂNICA E MASSA ESPECÍFICA**

**LAVRAS - MG
2016**

RODRIGO CÉSAR DE VASCONCELOS DOS SANTOS

**DETERMINAÇÃO DE VARIÁVEIS HIDRÁULICAS E DO POTENCIAL
POLUIDOR DA MASSA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS COM
DIFERENTES PORCENTAGENS DE MATÉRIA ORGÂNICA E MASSA
ESPECÍFICA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia Agrícola, para a obtenção do título de mestre.

Orientadora

Profa. Dsc. Fátima Resende Luiz Fia

Coorientador

Prof. Dsc. André Geraldo Cornélio Ribeiro

LAVRAS - MG

2016

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Santos, Rodrigo César de Vasconcelos dos.

Determinação de variáveis hidráulicas e do potencial poluidor da massa de resíduos sólidos urbanos com diferentes porcentagens de matéria orgânica e massa específica / Rodrigo César de Vasconcelos dos Santos. – Lavras : UFLA, 2016.

145 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de Lavras, 2016.

Orientador(a): Fátima Resende Luiz Fia.

Bibliografia.

1. Capacidade de Campo. 2. Condutividade Hidráulica. 3. Lisímetros. 4. Matéria Orgânica. 5. Metais Pesados. I. Universidade

RODRIGO CÉSAR DE VASCONCELOS DOS SANTOS

**DETERMINAÇÃO DE VARIÁVEIS HIDRÁULICAS E DO POTENCIAL
POLUIDOR DA MASSA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS COM
DIFERENTES PORCENTAGENS DE MATÉRIA ORGÂNICA E MASSA
ESPECÍFICA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia Agrícola, para a obtenção do título de mestre.

APROVADA em 16 de setembro de 2016.

Prof. Dr. André G. Cornélio Ribeiro	UFLA
Prof. Dr. Antônio Teixeira de Matos	UFLA
Prof. Dr. Mateus Pimentel de Matos	UFLA
Prof. Dr. Ronaldo Fia	UFLA

Profa. Dsc. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora

**LAVRAS - MG
2016**

À minha saudosa mamãe Gessi pela confiança, amor, dedicação e acima de tudo pelos ensinamentos da vida.

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

Os agradecimentos são muitos e diversificados, porém ressalto:

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Engenharia (DEG), pela oportunidade concedida para a realização deste trabalho.

À Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM, pelo apoio financeiro dado ao projeto.

Ao CNPq pelo fornecimento da bolsa de estudos.

A todos os professores que puderam compartilhar seus preciosos conhecimentos, me oferecendo assim um crescimento profissional e pessoal.

Em especial, agradeço aos queridos orientadores André Ribeiro e Fátima Fia pela orientação e pelo aprendizado durante nossos diálogos.

Aos amigos Débora e Carson pelo grande empenho e prontidão no auxílio das tarefas executadas.

Ao Felipe e Zeca pela ajuda na montagem do experimento.

Agradeço ao professor Ronaldo Fia pelas dúvidas sempre sanadas...

Ao professor Márcio e seu orientado Carlos pelo grande auxílio nas análises de metais pesados.

À Rosângela pelas valiosas dicas.

À Aryane pela amizade e grande ajuda no experimento.

Aos laboratoristas Isael e Juliana pela presteza de seus serviços quando ocorreram dúvidas e necessidades.

Ao Alex pela prontidão e auxílio nas análises desejadas.

Ao José Vander e companheiros de serviço pelo fornecimento dos resíduos sólidos utilizados nesse experimento.

Ao professor Luiz Gonzaga pela disponibilização dos dados climáticos utilizados nesse estudo.

Ao Kuíca, Neném, Juninho e demais companheiros que contribuíram para montagem dos lisímetros usados no experimento.

Ao Célio, Lucas Abreu, Rafinha e Juninho pela amizade e colaboração.

Enfim, agradeço a todos se que empenharam para que o sonho do mestrado se tornasse realidade.

“Estou no mundo como os demais homens da Terra e, assim como a eles, foi-me dada a oportunidade de conhecer, penetrando em todos os ambientes, tudo quanto possa interessar a meu propósito de bem, que é a grande obra de superação humana que venho realizando. ”

González Pecotche

RESUMO

Entre os desafios ambientais do país, a grande geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) está entre os mais consideráveis e representativos. Por tratar-se de um material extremamente heterogêneo, cujas propriedades hidráulicas e o potencial poluidor dos subprodutos de sua decomposição biológica variam muito com as características dos resíduos, dificultando a elaboração de projetos de aterros sanitários e sistemas de tratamento do percolado. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência da composição gravimétrica e do peso específico de RSU na determinação da condutividade hidráulica (K), e da capacidade de campo (θ), através de ensaios em um permeâmetro de grandes dimensões, e do potencial poluidor do percolado gerado por RSU compactados em seis lisímetros expostos ao ambiente. Para a determinação da condutividade hidráulica (K) e da capacidade de campo (θ) os resíduos foram coletados separadamente, pesados, e misturados buscando 3 composições gravimétricas, baseando-se nos percentuais de 20%, 40% e 60% de matéria orgânica (MO). Em seguida os RSU foram compactados no permeâmetro buscando atingir pesos específicos de 3 e 5 kN m^{-3} , totalizando 6 ensaios. Para avaliar o potencial poluidor do percolado, os RSU foram compactados em 6 lisímetros variando as mesmas características físicas no ensaio com o permeâmetro. Após a montagem, o percolado foi coletado quinzenalmente para análise das variáveis físicas e químicas. Obtiveram-se para os resíduos compactados com 5 kN m^{-3} , condutividade hidráulica igual a $3,57 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, $2,53 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ e $7,52 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ para os ensaios com 20%, 40% e 60% de MO, respectivamente. Já para os resíduos com peso específico de 3 kN m^{-3} a condutividade hidráulica variou de $4,33 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$, $4,10 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ e $2,93 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$, para os ensaios de 20%, 40% e 60% de MO, respectivamente. A capacidade de campo encontrada foi de 14,98% e 14,72% para os RSU com peso específico de 5 kN m^{-3} e ensaios com 40% e 60% de MO, respectivamente, e igual a 9,17%, 8,77% e 9,25%, para os RSU com peso específico de 3 kN m^{-3} e ensaios com 20%, 40% e 60% de MO, respectivamente. Não foi possível realizar o ensaio com 20% de matéria orgânica resíduos compactados com 5 kN m^{-3} . Nos lisímetros com RSU compactados a 3 kN m^{-3} e conseqüentemente preenchidos com menor quantidade de MO do que os outros compactados a 5 kN m^{-3} , observou-se um caimento gradual das variáveis analisadas com exceção do pH e do chumbo que cresceram no decorrer do tempo. Os lisímetros com peso específico de 5 kN m^{-3} não tiveram um caimento gradual, tendo oscilações no decorrer do tempo. Logo, pôde-se concluir com o presente trabalho que a condutividade hidráulica dos RSU diminui com o aumento do peso específico, e a capacidade de campo aumenta quando os RSU são mais compactados. Porém, em relação à influência da composição gravimétrica nada pode ser inferido

nesses ensaios, sendo necessários mais experimentos com essa variável. Nos lisímetros, de forma geral, observou-se que quanto maior a quantidade de MO, maior o potencial poluidor do percolado, apresentando uma queda com o passar do tempo.

Palavras-chaves: Capacidade de Campo. Condutividade Hidráulica. Lisímetros. Matéria Orgânica. Metais Pesados. Percolado.

ABSTRACT

The great generation of municipal solid waste (MSW) is among the most significant and representative environmental challenges faced by the country. It is a highly heterogeneous material, which the hydraulic properties, and polluting potential of byproducts generated by biological decomposition vary widely depending on the characteristics of the waste, what makes the project development of landfill and leachate treatment systems more difficult to be done. In this context, this study had as objective to evaluate the influence of gravimetric composition and specific weight of MSW in the determination of hydraulic conductivity (K) and field capacity (θ) through tests using large permeameters, as well as to evaluate pollution potential of leachate generated by MSW compacted into six lysimeters which were exposed to the environment. To determine hydraulic conductivity (K) and field capacity (θ), waste were separately collected, weighed, and then portions of it were mixed seeking to have 3 different gravimetric compositions with 20%, 40% and 60% Organic Matter (OM) percentage. Later, waste was compacted in the permeameters seeking to reach specific weights of 3 and 5kN m⁻³, in a total of 6 tests. To evaluate leachate potential of pollution, waste was compacted within 6 lysimeters varying the same physical characteristics for the test using the permeameters. After the test set up, leachate was collected every two weeks for analysis of physics and chemical parameters. It was obtained for the compacted waste at 5kN m⁻³, a hydraulic conductivity value of 3.57 x 10⁻⁵ m s⁻¹, 2.53 x 10⁻⁵ m s⁻¹ and 7.52 x 10⁻⁵ m s⁻¹ to the tests with 20%, 40% and 60% of OM, respectively. Unable to perform the test with 20% organic material compacted waste to 5 kN m⁻³. As for the waste with a specific weight of 3kN m⁻³, hydraulic conductivity varied from 4.33 x 10⁻⁴ ms⁻¹, 4.10 x 10⁻⁴ ms⁻¹ and 2.93 x 10⁻³ m s⁻¹ to the tests with 20%, 40% and 60% of OM respectively. It was found a field capacity of 14.98% and 14.72% for MSW with a specific weight of 5kN m⁻³ and tests with 40% and 60% of OM, respectively, and equals to 9.17%, 8.77% and 9.25% for MSW with a specific weight of 3kN m⁻³ and tests with 20%, 40% and 60% of OM, respectively. In the 3 lysimeters filled with compacted MSW at 3kN m⁻³, and consequently filled with less OM than the 3 lysimeters with MSW at compaction of 5kN m⁻³, it was observed a gradual fall in the analyzed parameters, except for pH and lead which grew over time. The lysimeters with a specific weight of 5kN m⁻³ did not have a gradual fall, having fluctuations over time. Therefore, it could be concluded in this study that the hydraulic conductivity of MSW decreased while increasing specific weight, and field capacity increases when the MSW are more compacted. However, regarding the influence of gravimetric composition nothing can be inferred from these tests, it is needed more experiments with this variable. In the lysimeters, in general, it

was observed that the higher the amount of OM, the greater the polluting potential of the leachate, showing a decrease over time.

Keywords: Field Capacity. Hydraulic Conductivity. Lysimeters. Organic Matter. Heavy Metals. Leachate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação esquemática dos estágios de conversão da matéria orgânica da digestão anaeróbia.....	40
Figura 2 - Variação do peso específico com a profundidade.....	50
Figura 3 - Lisímetros empregados no estudo.....	57
Figura 4 - Camada de drenagem do percolado e o dreno de gases.....	58
Figura 5 - Enchimento dos lisímetros com resíduos sólidos urbanos.....	60
Figura 6 - Lisímetros finalizados com a cobertura vegetal.....	62
Figura 7- Conjunto permeâmetro, reservatório e painel piezométrico utilizado para determinação da condutividade hidráulica em meio saturado e capacidade de campo dos RSU.....	68
Figura 8 - Resíduos sólidos misturados na devida proporção, por camada.....	70
Figura 9 - Resíduos colocados no permeâmetro em camadas.....	70
Figura 10 - Resíduos sendo secados na estufa a 60°C.....	76
Figura 11 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 20-3 em função da precipitação acumulada.....	80
Figura 12 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 40-3 em função da precipitação acumulada.....	80
Figura 13 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 60-3 em função da precipitação acumulada.....	81
Figura 14 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 20-5 em função da precipitação acumulada.....	81
Figura 15 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 40-5 em função da precipitação acumulada.....	82
Figura 16 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 60-5 em função da precipitação acumulada.....	82

Figura 17 - Variações do pH ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	86
Figura 18 - Variações do pH ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m ⁻³).....	86
Figura 19 - Variações da DQO ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	89
Figura 20 - Variações da DQO ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m ⁻³).....	89
Figura 21 - Variações da DBO ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	92
Figura 17 - Variações da DBO ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU 5 compactado a kN m ⁻³).....	92
Figura 23 - Variações da relação DBO DQO ⁻¹ ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	94
Figura 24 - Variações da relação DBO.DQO ⁻¹ ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m ⁻³).....	94
Figura 25 - Variações da condutividade elétrica ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	96
Figura 26 - Variações da condutividade elétrica ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m ⁻³).....	97
Figura 27 - Variações de Sólidos suspensos ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	99

Figura 28 - Variações de Sólidos suspensos ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m ⁻³).....	99
Figura 29 - Variações de Fósforo total ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	101
Figura 30 - Variações de Fósforo total ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m ⁻³).	102
Figura 31 - Variações de Nitrogênio total Kjeldahl ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	104
Figura 32 - Variações de Nitrogênio total Kjeldahl ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m ⁻³).....	104
Figura 33 - Variações de Nitrato ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	106
Figura 34 - Variações de Nitrato ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m ⁻³).....	106
Figura 35 - Variações de Manganês ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	109
Figura 36 - Variações de Manganês ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m ⁻³).....	110
Figura 37 - Variações de Ferro ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m ⁻³).....	112

Figura 38 - Variações de Ferro ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).....	113
Figura 39 - Variações de Zinco ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).....	115
Figura 40 - Variações de Zinco ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).....	115
Figura 41 - Variações de Chumbo ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).....	117
Figura 42 - Variações de Chumbo ao longo do período experimental associadas a precipitação diária (Lisímetros com RSU a 5 kN m^{-3}).....	118
Figura 43 - Variações de Cobre ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).....	119
Figura 44 - Variações de Cobre ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).....	120

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características do percolado de aterros brasileiros.....	35
Tabela 2 - Composição típica de percolados originados de aterros novos e velhos.....	38
Tabela 3 - Alguns íons encontrados no percolado e suas possíveis origens.....	42
Tabela 4 - Características Físicas dos RSU.....	46
Tabela 5 - Composição dos lisímetros compactados com um peso específico de 3 kN m^{-3}	59
Tabela 6- Composição dos lisímetros compactados com um peso específico de 5 kN m^{-3}	59
Tabela 7 - Atributos físicos e químicos de controle do percolado.....	63
Tabela 8 - Composição gravimétrica da amostra de RSU para os ensaios com 20%, 40% e 60% de MO e peso específico de 3 kN m^{-3}	66
Tabela 9 - Composição gravimétrica da amostra de RSU para os ensaios com 20%, 40% e 60% de MO e peso específico de 5 kN m^{-3}	67
Tabela 10 - Valores de t em níveis de 10% a 0,1% de probabilidade.....	73
Tabela 11 - Valores estatísticos das variáveis físicas químicas do percolado gerados nos lisímetros avaliados.....	84
Tabela 12 - Valores estatísticos de metais pesados do percolado, bem como os valores máximos estabelecidos pelo CONAMA.....	108
Tabela 13 - Valores dos teores de água inicial dos resíduos para ensaios com 3 kN m^{-3}	123
Tabela 14 - Valores dos teores de água correspondente à capacidade de campo dos resíduos com 3 kN m^{-3}	123
Tabela 15 - Valores dos teores de água inicial dos resíduos para ensaios com 5 kN m^{-3}	123

Tabela 16 - Valores dos teores de água correspondente à capacidade de campo dos resíduos com 5 kN m^{-3}	124
Tabela 17 - Valores encontrados de condutividade hidráulica em meio saturado dos RSU.....	125
Tabela 18 - Valores encontrados de conteúdo volumétrico de água referentes à capacidade de campo dos RSU.....	127

LISTA DE SÍMBOLOS

Cd	Cádmio
CE	Condutividade Elétrica
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Fe	Ferro
Mn	Manganês
N TK	Nitrogênio Total Kjehdal
P	Fósforo
Pb	Chumbo
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	23
2	REFERENCIAL TEÓRICO	27
2.1	Resíduos sólidos.....	27
2.2	Aterro sanitário.....	29
2.3	Caracterização do percolado	32
2.4	Uso de lisímetros para estudo da geração de percolados.	44
2.5	Características Físicas e Propriedades Mecânicas dos RSU	45
2.5.1	Composição Gravimétrica.....	47
2.5.2	Peso específico dos Resíduos Sólidos Urbanos	49
2.5.3	Teor de água nos resíduos sólidos urbanos.....	51
2.5.4	Capacidade de campo	52
2.5.5	Condutividade hidráulica em meio saturado	53
3	MATERIAL E MÉTODOS	55
3.1	Caracterização da área de estudo e dos lisímetros empregados	55
3.2	Camada de drenagem do percolado e dreno de gases	57
3.3	Resíduos usados na compactação	58
3.4	Preenchimento dos lisímetros	60
3.5	Coleta e análise das amostras.....	62
3.5.1	Análises físicas e químicas.....	63
3.5.2	Análises dos Metais Pesados	63
3.5.3	Geração do percolado.....	64
3.6	Caracterização da amostra de resíduos sólidos urbanos usada no permeâmetro	65
3.7	Descrição do permeâmetro utilizado nos ensaios.....	67
3.8	Obtenção dos Parâmetros Hidráulicos dos RSU.....	69

3.8.1	Determinação da Condutividade Hidráulica em meio saturado	69
3.8.2	Determinação da Capacidade de Campo.....	74
3.8.3	Determinação do teor de água	76
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	79
4.1	Geração do percolado em função da precipitação local	79
4.2	Resultados obtidos com o experimento nos Lisímetros	84
4.2.1	pH	85
4.2.2	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	88
4.2.3	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	91
4.2.4	Relação DBO DQO ⁻¹	93
4.2.5	Condutividade elétrica	96
4.2.6	Sólidos Suspensos	98
4.2.7	Fósforo Total	101
4.2.8	Nitrogênio Total Kjeldahl	103
4.2.9	Nitrato	105
4.3	Metais Pesados	107
4.3.1	Manganês	109
4.3.2	Ferro.....	112
4.3.3	Zinco.....	114
4.3.4	Chumbo.....	117
4.3.5	Cobre.....	119
4.3.6	Cádmio e Cromo	121
4.4	Resultados obtidos com os ensaios no permeâmetro	122
4.4.1	Teor de água	122
4.4.2	Condutividade hidráulica.....	124
4.4.3	Capacidade campo.....	127
5	CONCLUSÕES.....	129
5.1	Geração do percolado em função da precipitação	129

5.2	Parâmetros hidráulicos	130
6	SUGESTÕES PARA PRÓXIMOS TRABALHOS.....	131
6.1	Melhoramento dos Lisímetros	131
6.2	Aperfeiçoamento dos ensaios com Permeâmetro	131
	REFERÊNCIAS.....	133

1 INTRODUÇÃO

Entre os desafios ambientais do país, aquele acerca dos resíduos sólidos urbanos (RSU) está entre os mais consideráveis e de maior representatividade. Sabe-se que sua geração constitui um dos maiores problemas enfrentados pela humanidade nos últimos anos. Problemas significativos foram observados, especialmente na última década, no tocante à diversificação e ao aumento no descarte de materiais produzidos pelas indústrias para suprir a demanda da população por bens manufaturados. Esse cenário aliado à má gestão praticada pelo poder público tem como consequência o surgimento de áreas clandestinas de deposição de resíduos, ocasionando a poluição do solo, da água e do ar, além da proliferação de vários vetores de doenças.

Parte dos resíduos gerados no Brasil é destinada aos locais ambientalmente inadequados como os vazadouros a céu aberto, popularmente conhecidos como “lixões”, e aterros controlados (40%) (MMA, 2015).

Com o intuito de solucionar essa problemática dos resíduos sólidos urbanos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída por meio da Lei Federal nº 12.305/2010, preconiza a disposição final dos rejeitos em aterros sanitários, proibindo, a partir de agosto de 2014, a disposição de resíduos por parte dos municípios em vazadouros a céu aberto. No entanto, em julho de 2015, foi aprovada a lei 2289/2015, que atualmente está aguardando a criação de uma comissão temporária, e que propõe a prorrogação do prazo para os municípios erradicarem os lixões, adequarem o gerenciamento dos RSU e adotarem disposição dos rejeitos em aterros sanitários. Através desta ementa, ficou determinado o prazo escalonado que varia entre os anos de 2018 a 2021, de acordo com o porte do município.

Apesar de ser considerada uma forma de disposição segura, nos aterros sanitários há a formação do chorume, que é um líquido escuro de alto potencial poluidor, proveniente da decomposição biológica dos resíduos, e responsável por sérios danos ao meio ambiente.

Para o tratamento do percolado, que é constituído pelo chorume mais a água pluvial introduzida na massa de resíduos, é de suma importância o conhecimento de suas características qualitativas e quantitativas, que são variáveis devido a fatores como: composição dos resíduos, forma de operação, idade do aterro, além de fatores climáticos, como precipitação e temperatura.

A disposição do percolado produzido em aterros sanitários é considerada, ainda hoje, um dos principais problemas ambientais gerados nessa atividade, em virtude das altas concentrações de matéria orgânica e de metais pesados que essa água residuária possa conter. Logo, a caracterização do percolado gerado pela decomposição dos resíduos sólidos urbanos é de fundamental importância, pois reflete o comportamento da degradação que ocorre na massa de lixo, sendo norteadora para indicar um tratamento adequado ao efluente.

Para o estudo do potencial poluidor do percolado, a utilização de lisímetros preenchidos com resíduos tem sido uma alternativa bastante utilizada pela comunidade científica, pois permite estudar o comportamento dos RSU em longo prazo.

Além disso, nos projetos de aterros sanitários, faz-se necessário conhecer algumas propriedades hidráulicas dos resíduos, como exemplo, a condutividade hidráulica (K) em meio saturado e a capacidade de campo (θ) as quais interferem no balanço hídrico do aterro e, por conseguinte, no dimensionamento do sistema de drenagem e tratamento do percolado. Conforme supracitado, essas propriedades podem modificar com o peso específico, a idade dos resíduos, bem

como com sua composição, uma vez que os RSU são um material extremamente heterogêneo, com um maior percentual em massa de matéria orgânica (MO).

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a influência da composição gravimétrica e do peso específico na condutividade hidráulica (K) em meio saturado e na capacidade de campo (θ) de RSU. Além disso, o trabalho visa também avaliar a influência dessas variáveis no potencial poluidor do percolado gerado nesses resíduos compactados em seis lisímetros expostos às condições de campo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Para o entendimento mais aprofundado sobre o assunto abordado no presente trabalho, é apresentada uma revisão bibliográfica, com base na literatura nacional e internacional, sobre classificação dos resíduos sólidos urbanos, tipos de disposição dados a estes, caracterização do percolato gerado em aterros sanitários e variáveis mecânicas de resíduos sólidos.

2.1 Resíduos sólidos

A produção de resíduos sólidos urbanos tem aumentado drasticamente nos últimos anos, sendo que cada brasileiro produz em média 1,04 kg de resíduos por dia (MMA, 2015), fruto das atividades econômicas, do poder aquisitivo, o que causa um aumento na demanda por áreas próprias e ambientalmente adequadas para a disposição desses resíduos. Na literatura encontram-se diversas definições para os resíduos sólidos. Segundo a norma brasileira NBR 10004, de 2004, define resíduos sólidos como sendo:

“Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam inclusos nesta última definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e

economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível”.

Esta definição torna evidente a diversidade e complexidade dos resíduos sólidos.

A Fundação Nacional de Saúde define resíduos sólidos urbanos como materiais heterogêneos, decorrentes das atividades antrópicas em sociedade, os quais podem ser parcialmente utilizados, minimizando a exploração de recursos naturais (FUNASA, 2004).

É importante diferenciar resíduo de lixo, como destacam Cinquentti et al. (2006). Segundo os autores, Resíduo é o que sobra de uma determinada atividade, podendo esse ser evitado, caso contrário, reutilizado e reciclado. Lixo é que sobra de uma determinada atividade, sendo descartado logo em seguida, sem explorar seu potencial de uso. No entanto, é importante também conhecer a definição de Rejeito, que é todo resíduo sólido que depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a sua disposição final.

São várias as formas possíveis de se classificar os resíduos sólidos urbanos. Bidone e Pavinelli (2010) classificaram os RSU segundo o grau de degradabilidade, neste caso em:

- Categoria A (Resíduos de fácil degradação): Matéria orgânica presente nos resíduos sólidos. Como exemplo: restos de alimentos e poda de jardim.
- Categoria B (Resíduos de degradação moderada): Materiais constituídos por celulose, hemicelulose e lignina. Como exemplo: papelão, papéis, material celulósico e poda de árvores.

- Categoria C (Resíduos de difícil degradação): Couros, tecidos, borracha, madeira, compostos metálicos.
- Categoria D (Resíduos não degradáveis): Aqui presente os vidros, metais, plásticos, pedras, terras, dentre outros.

De acordo a NBR 10004 (ABNT, 2004), que trata da classificação dos resíduos sólidos, os RSU podem ser inclusos nas classes IIA e IIB, ou seja, não perigosos e não inertes e não perigosos e inertes, respectivamente.

Devido ao alto poder poluidor dos resíduos sólidos urbanos, o tratamento e a disposição ambientalmente adequados dados aos mesmos tornam-se primordiais para assim evitar problemas ambientais e da saúde pública. Para IBAM (2001) o tratamento mais eficaz é o prestado pela própria população, quando está empenhada em reduzir a quantidade de resíduos gerados. Já em relação à disposição final ambientalmente adequada, o local mais indicado, no Brasil, é o aterro sanitário.

2.2 Aterro sanitário

Devido aos inúmeros problemas causados pelo descarte inadequado dos resíduos sólidos, os aterros sanitários têm ganhado grande atenção nesses últimos anos. Um exemplo claro é a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída por meio da lei federal nº 12.305/2010, que preconiza a destinação ambientalmente correta dos rejeitos, sendo obrigação encaminhá-los para os aterros sanitários. De acordo com Calijuri et al. (2013), no Brasil, a melhor técnica a ser utilizada para a disposição dos resíduos é o aterro sanitário. Porém, nos países desenvolvidos são utilizadas outras técnicas, dentre elas a incineração.

O destino de resíduos para os aterros é uma prática bastante antiga. Evidências indicam que por volta de 3.000 A.C. na cidade de Cnossos, a capital de Creta, os resíduos eram colocados em grandes covas e recobertos com terra (SANTOS, 2011).

Conforme destacado por Catapreta (2008), para que os aterros sanitários se configurem como unidades ambientalmente adequadas para disposição de resíduos, estes devem ser operados de acordo com padrões e normas ambientais com intuito de diminuir os impactos ao meio ambiente e à saúde pública.

Para a escolha do local a ser implantado o aterro sanitário é necessário inicialmente que sejam efetuados estudos hidrogeológicos com o propósito de minimizar ao máximo os problemas ambientais e medidas de controle no que se referem à localização e ao recobrimento dessas áreas de acordo com a Deliberação Normativa nº 118 (COPAM, 2008). Esse método de aterramento utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área e reduzi-los ao menor volume possível, recobrando-os com uma camada de solo na conclusão de cada jornada de trabalho, ou intervalos menores, se necessário, de acordo com a quantidade de resíduos gerada. Por meio de tal técnica ocorre o controle dos gases provenientes da degradação dos resíduos e também faz o monitoramento e tratamento do percolado gerado (LANZA 2009; OLIVEIRA 2002).

Como preconizado por Santos (2011), os aterros sanitários causam certa preocupação devido aos passivos ambientais gerados durante sua operação e na sua fase de encerramento, já que permanecem por muitos anos inviabilizando grandes áreas e causando impactos ambientais negativos ao solo, água e ar. Isto se dá devido à complexidade dos mecanismos físicos, químicos e biológicos envolvidos e que influenciam diretamente sobre o comportamento geral dos aterros usados para dispor os resíduos. Para que estes impactos sejam mínimos, é de suma importância seguir corretamente uma série de requisitos determinados

pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) durante a construção e operação do aterro, além de seu monitoramento após o encerramento das atividades.

Como requisitos, citam-se a forma de disposição (número de passadas do equipamento compactador, altura das camadas de resíduos, inclinação das rampas de aterragem), a composição dos resíduos, além dos materiais empregados na drenagem do percolado e dos gases (CATAPRETA, 2008).

Este método de disposição final dos resíduos deve contar com os seguintes dispositivos de proteção ambiental:

- a) impermeabilização de base e laterais;
- b) recobrimento diário dos resíduos;
- c) cobertura final das plataformas;
- d) coleta e drenagem de líquidos percolados;
- e) coleta e tratamentos dos gases;
- f) drenagem superficial;
- g) tratamento de líquidos percolados;
- h) monitoramento.

Para o encerramento do aterro sanitário, deve ser feita uma cobertura e posteriormente a cobertura vegetal com o intuito de aumentar a evapotranspiração no meio e, conseqüentemente, diminuir a produção de percolado (IPT/CEMPRE, 2000). Uma alternativa também é incorporar características que favoreçam o desenvolvimento de bactérias metanotróficas, para utilizarem o metano como alimento, diminuindo os riscos de perda para o ar, o que é prejudicial por se tratar de gás de estufa (CALIJURI et al., 2013).

Apesar de o Brasil ser um país de grande extensão territorial, a escassez de área para disposição de resíduos sólidos vem aumentando, fato esse que ocorre devido à grande quantidade de lixo gerada diariamente e também por relutância da população em viver próximo aos depósitos desses resíduos. Neste sentido, destaca-se que o correto seria aumentar a vida útil dos aterros, que pode ser favorecida com o tratamento prévio dos resíduos e com a reciclagem e reaproveitamento do que for viável. No entanto, cabe ressaltar que é de grande relevância a busca de novas tecnologias e soluções ou até mesmo a melhoria de técnicas existentes para uma disposição ambientalmente correta, segura e economicamente viável, de maneira a minimizar o impacto ambiental gerado pelos subprodutos do processo de decomposição dos resíduos, principalmente da parcela percolada.

2.3 Caracterização do percolado

A disposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é uma alternativa interessante, porém somente o aterramento não resolve o problema dos resíduos, uma vez que, no processo de biodegradação dos materiais orgânicos, que é composto por fenômenos físicos, químicos e biológicos, ocorre a geração de um líquido escuro, de grande potencial poluidor e alta carga orgânica, nomeado de chorume. A mistura entre o chorume e a água originada da chuva é denominada de percolado (GUTIERREZ et al., 2010).

Lins (2003) cita outras fontes, além da água pluvial, que podem contribuir para geração de percolado, dentre as quais: teor de água natural dos resíduos, água que constitui os resíduos liberada através da compactação ou biodegradação, contribuição das nascentes próximas ao aterro, águas do subsolo que por capilaridade atingem a massa de resíduos.

Segundo Silva (2011), a formação do percolado se dá quando umidade dos resíduos ultrapassa a capacidade de campo, sendo esta definida como: o teor de água retida nos poros quando o material está na iminência de percolar. Processo esse que é influenciado por uma infinidade de fatores, tais como: chuva, teor de água inicial, recirculação, compactação, permeabilidade, tamanho da partícula, densidade, vegetação, dentre outros (EL-FADEL et al., 2002; QASIM; CHIANG, 1994).

A variação na quantidade e qualidade de percolado produzido em um aterro é função da quantidade de chuva que cai no mesmo e conseqüentemente arrasta as partículas presentes nos resíduos (KLIMIUK; KULIKOWSKA, 2008). Assim, a chuva é o fator de maior peso na geração de percolados em aterros sanitários, sendo a maior geração em períodos chuvosos e a menor em períodos secos. Chuvas de baixas intensidades, porém prolongadas, propiciam maior produção que as chuvas torrenciais (QUIAN et al., 2002). Portanto, é evidente a necessidade de um estudo criterioso acerca das características hídricas da região onde se encontra o aterro sanitário para poder estimar o volume gerado de percolado e, assim, tratá-lo de forma mais adequada.

É importante destacar que são vários os fatores que influenciam a biodegradação dos resíduos, dentre eles, disponibilidade de nutrientes para os microrganismos, composição dos resíduos, idade do aterro, teor de água, oxigenação, temperatura e pH (USEPA, 1991). De acordo com Monteiro (2003), os resíduos por apresentarem em sua composição material orgânico e inorgânico sofrem decomposição na presença ou ausência de oxigênio e água.

A composição química do percolado é variável devido a uma série de fatores, tais como: diferenças na constituição dos resíduos, forma de operação, idade do aterro e também em relação aos fatores climáticos, no caso, precipitação e temperatura, que também influenciam nas características

quantitativas e qualitativas do percolado (MARAÑÓN et al. 2006; MORAES, 2006).

Assim como o volume de percolado, também suas características são influenciadas por diversos fatores. Segundo Rodrigues (2004), a composição do percolado varia conforme o tipo dos resíduos aterrados e com a fase de degradação em que se encontram dentro dos aterros sanitários. De acordo com Lima (2006), de modo geral, essas características podem ser divididas em três formas, tais como:

- Características físicas (temperatura, cor, turbidez, sólidos e condutividade).
- Características químicas (pH, acidez, dureza, alcalinidade, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica, química de oxigênio, cátions, ânions e os metais pesados).
- Grupos biológicos, nos quais enquadram os microrganismos diversos (coliformes, algas, protozoários e vírus).

Segundo Barros (2004), existe enormes diferenças nos resultados das análises de percolado oriundos de diferentes aterros sanitários ou lixões. Isso ocorre devido às diferenças na composição e características dos resíduos sólidos urbanos (RSU), à topografia e a geologia do local do tratamento e/ou seu destino final, às formas de coleta, e ainda, às características hidrológicas e climáticas da região. Souto e Povinelli (2007) selecionaram dados acerca da caracterização do percolado somente de aterros brasileiros, como apresentado na Tabela 1, com intuito de enriquecer a literatura brasileira, uma vez que, geralmente dados acerca da caracterização do percolado são adotados de outros países. Ressalta-se que a caracterização do percolado de resíduos estrangeiros é bem distinta do

percolado nacional, uma vez que, os resíduos gerados são bem diferentes, além de o clima reinante também se diferenciar.

Tabela 1 - Características do percolado de aterros brasileiros (continua).

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	*VMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total	750 – 11.400	750 – 7.100	69
Dureza	95 – 3.100	95 – 2.100	81
Condutividade (μScm^{-1})	2.950 – 25.000	2.950 – 17.660	77
DBO (mg L^{-1})	< 20 – 30.000	< 20 – 8.600	75
DQO (mg L^{-1})	190 – 80.000	190 – 22.300	83
Óleos e graxas (mg L^{-1})	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis (mg L^{-1} de $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$)	0,9 - 9,9	0,9 - 4	58
NTK (mg L^{-1})	80 – 3.100	não há	-
N-amoniaco (mg L^{-1})	0,4 – 3.000	0,4 – 1.800	72
N-Orgânico (mg L^{-1})	5 – 1.200	400 – 1.200	80
N-Nitrito (mg L^{-1})	0 - 50	0 - 15	69
N-Nitrato (mg L^{-1})	0 - 11	0 - 3,5	69
P-total (mg L^{-1})	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sulfeto (mg L^{-1})	0 - 35	0 - 10	78
Sulfato (mg L^{-1})	0 – 5.400	0 – 1.800	77
Cloreto (mg L^{-1})	500 – 5.200	500 – 3.000	72
ST (mg L^{-1})	3.200 – 21.900	3.200 – 14.400	79
STV (mg L^{-1})	630 – 20.000	630 – 5.000	60
STF (mg L^{-1})	2.100 – 14.500	2.100 – 8.300	74
SST (mg L^{-1})	5 – 2.800	5 - 700	68
SSV (mg L^{-1})	5 - 530	5 - 200	62
Fe (mg L^{-1})	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Mn (mg L^{-1})	0,04 - 2,6	0,04 - 2	79
Cu (mg L^{-1})	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Ni (mg L^{-1})	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cr (mg L^{-1})	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89

(conclusão)

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	*VMP (%)
Cd (mg L ⁻¹)	0 - 2,8	0 - 0,065	67
Pb (mg L ⁻¹)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zn (mg L ⁻¹)	0,01 - 8	0,01 - 1,5	70

* Valor mais provável.

A unidade das variáveis é em mg L⁻¹, com exceção do pH que não tem unidade e de condutividade elétrica que é em μScm^{-1} .

Fonte: Souto e Povinelli (2007).

Segundo Celere (2007), o percolado contém compostos orgânicos polares, apolares, além dos metais pesados que são contaminantes do meio ambiente, principalmente quando resíduos industriais são depositados no aterro. Além disso, o percolado apresenta alta demanda bioquímica e química de oxigênio (DBO e DQO), traços de metais e amônia, ou seja, é altamente poluidor (BOFF, 2005). Já Schalch (1992) relata que elevados teores de cloretos, nitratos, sulfatos, zinco, microrganismos patogênicos também fazem parte do percolado.

No que se refere à biodegradabilidade, Hamanda e Matsunaga (2000) relatam que o percolado perde essa característica à medida que o aterro vai ficando mais velho, de modo que quando o percolado apresenta relação DBO DQO⁻¹ menor que 0,4, acredita-se que ocorra uma diminuição na fração orgânica biodegradável. De modo geral, Lins (2011) salienta que o tratamento biológico é indicado para um percolado oriundo de aterro jovem (0 a 5 anos), isso porque, sua relação DBO DQO⁻¹ é maior que em aterros velhos (10 a 20 anos), além de biodisponibilizar nutrientes importantes à decomposição da matéria orgânica. O autor também ressalva que a quantidade de amônia influencia no desempenho desse tratamento. Já em aterros velhos, o tratamento biológico não é indicado em função da baixa relação DBO DQO⁻¹ e pela indisponibilidade de fósforo.

Para Silva (2011), as características físicas e químicas do percolado são alteradas com o tempo, à medida que vai ocorrendo degradação dentro do aterro. O mesmo autor afirma que quando o aterro é jovem, o percolado de RSU apresenta maior carga orgânica e compostos nitrogenados. Chian e Dewalle (1977) relatam que o tempo para a estabilização do percolado é de aproximadamente dez anos e que devido à degradabilidade, a concentração dos compostos orgânicos diminui, enquanto a dos inorgânicos aumenta, uma vez que, estes últimos são removidos apenas pela lixiviação. Povinelli (2009) afirmou que a DBO diminui no percolado, com o tempo, porque os ácidos voláteis e outros compostos orgânicos são consumidos e transformados em gases. Como os compostos que geram DBO são geradores de DQO, esta também decresce. Contudo, parte da DQO é formada por ácidos húmicos e fúlvicos, os quais são degradados vagarosamente. Em vista disso, a DBO diminui mais rapidamente que a DQO, culminando em um decréscimo na razão $DBO\ DQO^{-1}$. Ainda segundo o autor, a redução da biodegradabilidade é um indicativo que o ecossistema do aterro está funcionando adequadamente e que aumentos nesta pode indicar distúrbios no processo.

Lins et al. (2005), estudando o aterro controlado de Muribeca, encontraram uma relação de $DBO\ DQO^{-1}$ de 0,15 em meses com déficit hídrico, sendo o percolado denominado recalcitrante, enquanto em épocas com excedente hídrico a relação $DBO\ DQO^{-1}$ foi de 0,35, o que se deve à presença de materiais orgânicos no percolado.

Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1994) apresentam a diferença na Tabela 2 das variáveis físicas e químicas com a idade dos aterros sanitários.

Tabela 2 - Composição típica de percolados originados de aterros novos e velhos.

Variável (mgL ⁻¹)	Resíduos novos (< 2 anos)		Resíduos antigos (> 10 anos)
	Faixa	Típico	
DBO ₅	2.000 – 30.000	1.000	100 - 200
COT*	1.500 – 20.000	6.000	80 – 1.600
DQO	3.000 – 60.000	18.000	100 - 500
Sólidos suspensos totais	200 – 2.000	500	100 - 400
Nitrogênio orgânico	10 – 800	200	80 - 120
Nitrogênio amoniacal	10 – 800	200	20 - 40
Nitrato	5 – 40	25	5 - 10
Fósforo total	5 – 100	30	5 - 10
Fósforo orto	4 – 80	20	4 - 8
Alcalinidade (CaCO ₃)	1.000 – 10.000	3.000	200 – 1.000
pH	4,5 - 7,5	6	6,6 - 7,5
Dureza total	300 – 10.000	3.500	200 - 500
Cálcio	200 – 3.000	1.000	100 - 400
Magnésio	50 – 1.500	250	50 - 200
Potássio	200 – 1.000	300	50 - 400
Sódio	200 – 2.500	500	100 - 200
Cloro	200 – 3.000	500	100 - 400
Sulfato	50 – 1.000	300	20 - 50
Ferro total	50 – 1.200	60	20 - 200

* Carvão Orgânico Total

Fonte: Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1994).

A degradação dos resíduos sólidos urbanos e do percolado se dá basicamente através de duas fases, que são: a aeróbia e a anaeróbia. No decorrer dessas fases, as reações que ocorrem na massa de resíduos transformam as substâncias, tornando-as mais vulneráveis pelo arraste do percolado.

Os resíduos recém-aterrados contêm grande quantidade de oxigênio, o que possibilita a ocorrência da fase aeróbia de degradação de resíduos orgânicos,

com a atuação de fungos e bactérias sobre esse material. Essa fase ocorre durante vários dias, até que com o recobrimento dos resíduos com solo, o oxigênio vai sendo consumido até a anaerobiose. Os microrganismos dominantes na fase aeróbia produzem água e dióxido de carbono, além de serem responsáveis pelo aumento da temperatura.

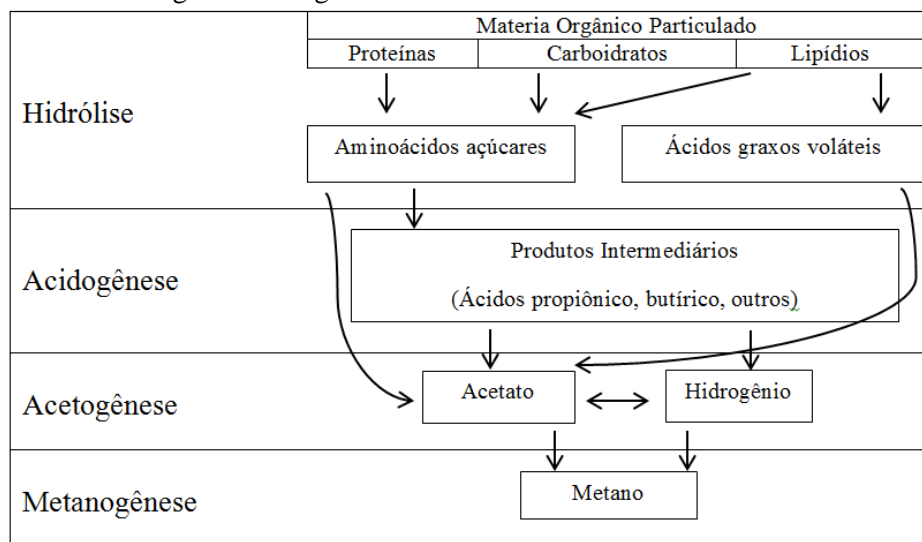
Já a digestão anaeróbia tem sido usada como alternativa para a remoção de altas concentrações de matéria orgânica presente em muitos tipos de resíduos (NIELSEN; ANGELIDAKI, 2008). Gilroyed et al. (2010) comentaram que o processo de digestão anaeróbia se aplica ao tratamento de uma variedade de resíduos orgânicos. Conforme salientaram Massé et al. (2010), várias formas de biomassa têm sido estudadas e utilizadas no processo de digestão anaeróbia, dentre as quais, citam: resíduos sólidos urbanos, resíduos da agropecuária e da agroindústria, esgoto, carcaças de animais, dentre outras. O processo de biodigestão anaeróbia consiste na otimização da degradação da matéria orgânica contida nos resíduos, permitindo, também, a redução das demandas química e bioquímica de oxigênio e de sólidos (totais e voláteis), tornando os nutrientes disponíveis.

O processo anaeróbio pode ser dividido em quatro fases, que são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, conforme ilustra a Figura 1. Vários tipos diferentes de bactérias trabalham, concomitantemente, para degradar resíduos orgânicos complexos em simples (ZHENG et al., 2009; SUNDH et al., 2003).

- Hidrólise – nesta fase ocorre a ruptura das ligações de hidrocarbonetos maiores em menores. Bactérias hidrolíticas quebram as moléculas orgânicas complexas (polissacarídeos, proteínas e lipídios) em açúcares simples, aminoácidos e ácidos graxos.

- Acidogênese – bactérias acidogênicas convertem os produtos gerados no processo de hidrólise em ácidos orgânicos.
- Acetogênese – bactérias acetogênicas digerem os ácidos orgânicos em hidrogênio, dióxido de carbono e uma grande quantidade de acetato.
- Metanogênese – bactérias arqueas metanogênicas produzem o biogás a partir do acetato, do hidrogênio e do dióxido de carbono.

Figura 1 - Representação esquemática dos estágios de conversão da matéria orgânica da digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Mata-Alvarez (2003) e Riuji (2009).

Também é comum encontrar autores que caracterizam e descrevem a fase final, neste caso, denominada de maturação final, que consiste na diminuição da atividade biológica e na produção de gases, uma vez que grande parte dos nutrientes foi carregada nas fases anteriores. E também pelo fato dos substratos aqui presentes serem de degradação lenta (FIRMO, 2008).

No entanto, a divisão da degradação em fases facilita o entendimento do processo de estabilização, e da composição do percolado, embora na prática, se saiba que essas não são divididas. Diariamente resíduos são aterrados, o que torna sua variabilidade grande, propiciando a ocorrência de todas as fases simultaneamente, no aterro sanitário.

Nos aterros sanitários também são encontrados componentes inorgânicos, com destaque para os metais pesados. Os metais pesados são elementos químicos que apresentam número atômico acima de 22, além de ter a propriedade de serem precipitáveis por sulfetos. Estes oferecem riscos tanto para o meio físico como biótico, e devido a isso, devem ser monitorados com cautela. Os metais podem inviabilizar os sistemas de abastecimento de água, devido às estações de tratamento convencionais não os removerem da água, sendo os tratamentos específicos para tal com custos elevados (SILVA, 2002; PIVEL; KATO, 2005). Os principais metais pesados são: cobre, estanho, alumínio, prata, arsênio, chumbo, cádmio, bário, mercúrio, zinco, níquel, cromo hexavalente e selênio.

O poder tóxico e cumulativo desses metais é motivo de preocupação mundial, sendo necessária a busca de tecnologias para sua remoção (MOREIRA et al., 2009). No entanto, ABLP (2006) e Strelau (2006) relatam que as concentrações de metais pesados em percolado são baixas, estando dentro dos limites estabelecidos pela legislação, o que também é corroborado por Fiúza et al. (2000) que afirmam que a presença de grandes quantidades de metais presentes no percolado não passa de um mito.

A toxicidade por metais prejudica a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, uma vez que, afeta o desenvolvimento de microrganismos no sistema (GARZES, 2009). Elementos como cromo, cromatos, níquel, zinco, cobre, arsênio e cianetos são classificados como toxinas inorgânicas altamente tóxicas.

Metais pesados podem ser tolerados no tratamento anaeróbio sob condições de pH ácido com disponibilidade de sulfeto suficiente para fazer precipitá-los e, assim não causar efeito maléfico no tratamento (CHERNICHARO, 2007). O efeito tóxico dos metais causa distúrbios nas funções e estruturas das enzimas e também pode substituir metais que ocorre naturalmente em grupos de proteínas, enzimas e organismos (CHEN et al., 2008). Erses e Onay (2003) relatam que a solubilidade dos metais presentes no percolado está relacionada ao pH e ao potencial redox do líquido. Esta sofre um aumento quando ocorre diminuição no pH, neste caso, nota-se maior presença de metais pesados no percolado quando os valores de pH são baixos.

Segato e Silva (2002), conforme apresentado na Tabela 3, citam os íons que podem ser arrastados pelo líquido que percola ao longo da massa de resíduos, além de referir suas possíveis origens.

Tabela 3 - Alguns íons encontrados no percolado e suas possíveis origens.

Íons	Origens
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos, casca de ovo.
PO_4^{3-} , NO_3^- , CO_3^{2-}	Material orgânico
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafa.
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas, lâmpadas fluorescentes, fungicidas, tintas, amaciantes, produtos farmacêuticos, interruptores.
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis, plásticos, ligas metálicas, pigmentos, papéis, vidro, cerâmica, inseticidas, embalagens.
Al^{3+}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral.
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes de raios-X
As^{3+} , Sb^{3+} , Cr^{3+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos.

Fonte: Segato e Silva (2002)

Egreja Filho et al (1999) perceberam que os metais pesados presentes nos resíduos brasileiros são provenientes de: 67 a 77% de cádmio que provêm dos plásticos; 29 a 50% de chumbo e 14 a 50% de cobre que provêm de metais

ferrosos; o couro contribui com aproximadamente 35% de cromo, enquanto a borracha com 32 a 37% de zinco; o papel fornece entre 10 e 14% de chumbo. Nota-se que grande parte da fonte de metais pesados é proveniente de materiais com potencial de reciclagem que a população não faz ideia da real toxicidade.

É de suma importância identificar as características do efluente, principalmente no que tange à matéria orgânica, para uma operação correta utilizando o tratamento biológico. Um dos parâmetros mais usados para essa identificação é a DQO, por sua facilidade analítica e por promover um balanço de elétrons e energia entre o substrato orgânico, biomassa e oxigênio utilizado.

Pesquisas vêm sendo realizadas com o intuito de tratar esse percolado de forma eficiente e com baixo custo visando, assim, à proteção do meio ambiente (DING 2001; RENOU et al., 2008). Os tipos de tratamento são basicamente: o biológico e o físico-químico. Para adotar o tipo adequado de tratamento é necessário levar em consideração os seguintes fatores: área disponível, recursos financeiros, topografia e climatologia local (FLECK, 2003), e claro, as características físicas e químicas do percolado. O tratamento biológico empregado para tratar percolado pode ser aeróbio ou anaeróbio. Como exemplo do primeiro, cita-se: sistema de lodos ativados, filtros biológicos aerados e lagoas aeradas. Já para o segundo caso, tem-se: lagoas anaeróbias, reatores UASB, reatores anaeróbios e outros.

Marques (2015) avaliou um sistema de tratamento biológico, no qual associou reator anaeróbio de baixa carga e wetlands, visando à remoção de matéria orgânica. O referido autor percebeu que apenas o tratamento secundário utilizando biodigestor não foi suficiente para atender aos padrões de lançamento, no entanto, com a introdução dos wetlands na sequência, o tratamento passou a ser mais satisfatório. É comum a utilização de filtros anaeróbios para tratamento de lixiviados e também o sistema de recirculação de lixiviados.

2.4 Uso de lisímetros para estudo da geração de percolados

A proposta para a avaliação dos resíduos utilizando-se lisímetros facilita os possíveis ajustes no tratamento que poderão ser aplicados em escala real (GARCEZ, 2009), porém este equipamento ainda carece de determinados controle. Estudos procuram fazer a caracterização físico-química e uma estimativa da geração do percolado gerado em aterros sanitários utilizando tais lisímetros. Como exemplo disso, tem o trabalho conduzido por Barros (2004), que fez a avaliação do balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões e a comparação dos resultados com métodos empíricos, de balanço hídrico e modelos computacionais. Também contou com a determinação das características físico-químicas do percolado.

Já Garcez (2009) avaliou a contaminação por agentes tóxicos em um lisímetro, o qual denominou também de biorreator, de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB, e verificou a evolução do processo de biodegradação dos resíduos. Enquanto Marques (2015) apresentou como uma de suas propostas a avaliação do potencial poluidor de diferentes composições de resíduos sólidos urbanos compactados em lisímetros e estes ligados a biodigestores e wetlands. Para tanto, o referido autor irrigava os lisímetros, os quais produziam percolado, que era destinado para tratamento secundário nos biodigestores, e em seguida, para o polimento nos wetlands. Meira (2009) analisou, em seu trabalho, a evolução do crescimento de fungos e bactérias aeróbias em um lisímetro alimentado com resíduos sólidos urbanos (RSU) da cidade de Campina Grande – PB. Medeiros et al. (2002) avaliaram a quantidade gerada de percolados em um lisímetro utilizado como unidade experimental de aterro sanitário, empregando-se o método do balanço hídrico.

Carvalho et al. (2006) quantificaram a produção de efluentes em colunas preenchidas com resíduos urbanos de diferentes idades, na presença ou não de

uma camada de entulho de construção civil, submetidos à recirculação de líquido percolado. Gutierrez et al., (2010) mostraram que o sistema de recirculação de percolado é muito viável, pois apresentou uma eficiente remoção de poluentes. Neste caso, as concentrações dos afluentes foram 10 vezes maiores do que as encontradas no percolado produzido em aterros sanitários.

2.5 Características Físicas e Propriedades Mecânicas dos RSU

Segundo Gómez et al. (2009) e Parizeau (2006), a caracterização dos resíduos e o conhecimento de aspectos relativos à sua produção, independente de sua classificação, são elementos extremamente importantes na elaboração de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Além disso, como já ressaltado no presente trabalho, os parâmetros mecânicos, dentre estes os parâmetros hidráulicos e o potencial poluidor dos subprodutos gerados na decomposição dos resíduos sólidos variam em função de suas características físicas e químicas.

Franco (2012) apresenta em seu estudo uma descrição das principais características físicas e químicas dos RSU, baseado em trabalhos da literatura como os de Barros, Chernicharo e Heller (1995) e Lima (2004), e também na NBR 10004 (ABNT, 2004), que apresenta a classificação de resíduos sólidos em função de suas características identificadas na fonte geradora. Na Tabela 4 é apresentada uma breve descrição das características físicas dos RSU, objeto de estudo do presente trabalho, adaptado de Franco (2012). Posteriormente, será apresentada de forma mais detalhada uma descrição sobre a composição gravimétrica, o peso específico e o teor de água dos RSU, uma vez que são objetos de estudos do presente trabalho.

Tabela 4 - Características Físicas dos RSU

Característica Física dos RSU	Descrição
Composição gravimétrica	Representa o percentual de cada componente em relação à massa total de uma amostra de lixo.
Peso específico	Conceituado como a relação entre o peso dos resíduos pelo respectivo volume ocupados por estes.
Teor de água	Representada pela quantidade relativa de água contida na massa de resíduos, variando em função de sua composição, das estações do ano e da incidência das chuvas.
Compressibilidade	Indica a redução do volume que a massa de resíduos pode sofrer, ao ser submetido a uma pressão determinada.
Geração <i>per capita</i>	Definida como a massa de resíduos sólidos produzidos por uma pessoa em um dia e está diretamente ligada ao padrão de consumo da população ($\text{kg hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

Fonte: Adaptado de Franco (2012).

Além das características físicas, o conhecimento dos parâmetros mecânicos dos resíduos sólidos urbanos é de grande importância para o dimensionamento e manutenção de um aterro sanitário, assim como para a drenagem e tratamento do percolato produzido no mesmo. Identificar os mecanismos que influencia nos aterros sanitários, assim como os parâmetros que os descrevem é de suma importância para aumentar a eficiência da disposição de resíduos sólidos urbanos, além de garantir segurança, ênfase para parte estrutural (CATAPRETA, 2008). Sabe-se que esses mecanismos e parâmetros são poucos estudados e constituem uma lacuna no que se refere à disposição dos resíduos sólidos urbanos, possuindo poucos trabalhos acerca do tema, que é tão relevante nos dias atuais. A compreensão desses fatores depende do controle contínuo das variáveis geotécnicas, hidráulicas e ambientais envolvidas nos aterros sanitários. Esse controle possibilita conhecimento para projetar aterros mais seguros e economicamente viáveis, além de influenciarem na formação do percolato.

Devido à heterogeneidade dos resíduos surge certa dificuldade de se determinarem os parâmetros mecânicos dos mesmos, dentre estes os parâmetros hidráulicos como a condutividade hidráulica em meio saturado e a capacidade de campo. Vilar (1999) cita outro agravado, que é em virtude dos resíduos sofrerem degradação e, assim, ocorrer alteração de suas propriedades físicas e mecânicas ao longo do tempo de aterramento. Essas dificuldades encontradas fazem com que o Brasil utilize parâmetros de países europeus e norte americano para o dimensionamento de aterros sanitários. Sabe-se que isso não é correto, uma vez que, as características físicas dos RSU, como a composição gravimétrica, variam de país para país, de cidade para cidade e até mesmo de uma residência para outra (CARVALHO, 2006). Machado et al. (2005) explicam que essa heterogeneidade dos resíduos se dá devido às diferenças no desenvolvimento tecnológico, cultural e sanitário, assim como métodos de reciclagem e outros. Já segundo Santos (2010), o conhecimento do comportamento dos RSU, de sua composição e dos processos que regem a degradação é de grande importância, pois permite o melhor gerenciamento, evitando assim impactos ambientais severos.

2.5.1 Composição Gravimétrica

Como visto no item anterior, é de grande importância conhecer os resíduos a serem aterrados, uma vez que, tal conhecimento é imprescindível no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos como um todo, desde a coleta até a disposição final. Segundo Pereira Neto (2007), a característica do lixo é de fato base fundamental para se determinarem a forma de acondicionamento, o transporte, o tratamento e a destinação final adequada.

Com base nisto, surge à necessidade de realizar a composição gravimétrica, já que é notório que os parâmetros geotécnicos dos resíduos e o potencial poluidor do percolado variam também em função da massa de resíduos disposta nos aterros. A composição gravimétrica nada mais é do que o percentual de cada componente (matéria orgânica, metais ferrosos, metais não ferrosos, papel, papelão, plásticos, trapos, vidro, borracha, couro, madeira) em relação à massa total de lixo. Para tanto, deve ser feita seguindo os critérios apresentados na NBR 10004 de 2004.

Como relatado por Borgatto (2006), a composição gravimétrica espelha o nível de renda, hábitos e costumes de uma população qualquer, onde, locais com maior poder aquisitivo gera maior quantidade de materiais descartáveis, enquanto em lugares pobres, o nível de matéria orgânica é mais elevado. Franco (2012) relata que no sul de Minas Gerais, os resíduos descartados são compostos por 50 a 60% de MO. Esse percentual de MO tem sido verificado em todo o país, de acordo com estudos realizado por Calle (2007). É sabido também que cidades pequenas, a exemplo de Nazareno – MG, local que destinou os resíduos utilizados nesse experimento, o teor de matéria orgânica é mais elevado, prevalecendo nesses resíduos: podas de árvores, restos de folhas e frutos. No referido RSU há pouco resto de comida, provavelmente porque a população de cidades pequenas criam animais nos quintais e destinam os restos alimentares para estes animais. Sabe-se que o conteúdo orgânico afeta os parâmetros de resistência e a deformabilidade dos resíduos.

Também é usual a caracterização volumétrica dos resíduos sólidos, neste caso, importante para prever a geração de biogás, pois além de diferenciar cada constituinte dos resíduos em volume, disponibiliza informação sobre a quantidade e fração biodegradável presente na massa de resíduos (GARCEZ, 2009).

Assim, um estudo mais detalhado da composição gravimétrica dos RSU pode propiciar uma escolha mais adequada das técnicas de disposição final e seleção dos processos de tratamento que são empregados para esses resíduos (MORTATTI, 2013).

2.5.2 Peso específico dos Resíduos Sólidos Urbanos

Trata-se de uma característica física que influencia o comportamento dos RSU e seu conhecimento prévio torna-se fundamental, para assim poder evitar problemas futuros nos aterros sanitários.

Conforme a Equação 1, o peso específico dos RSU é determinado através da relação entre o peso e o volume ocupado por uma amostra de resíduo.

$$\gamma = \frac{P_t}{V_t} \quad (1)$$

Onde:

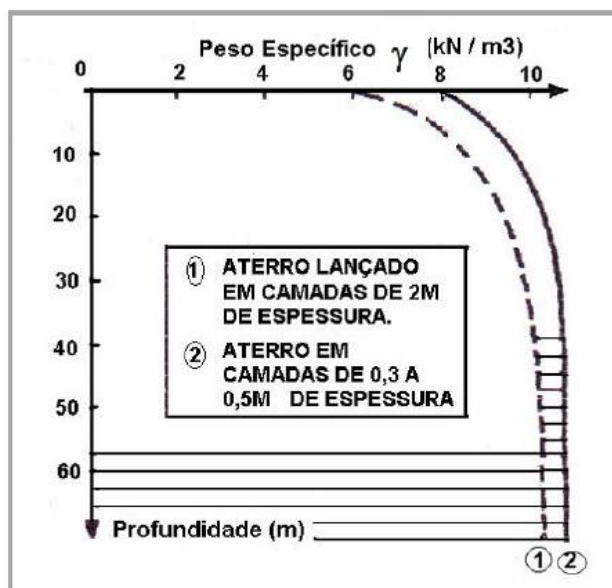
γ = Peso específico (kN m⁻³)

P_t = Peso total dos resíduos (kN)

V_t = Volume total dos resíduos (m³)

O peso específico é variável em função da composição dos resíduos, forma de estocagem, taxa de decomposição da matéria orgânica, energia de compactação, profundidade em que os resíduos se encontram no aterro, dentre outras (DIAS, 2008). Assim, em aterros mais antigos, esta propriedade, geralmente, aumenta com a profundidade, como resultado do processo de compressão e consolidação dos RSU, conforme se verifica na Figura 2 (CARVALHO, 2006).

Figura 2 - Variação do peso específico com a profundidade.



Fonte: Neto (2004).

De acordo com Neto (2004), esta característica também sofre interferência em relação ao método de operação do aterro, a espessura da camada de resíduo e pelo equipamento utilizado na sua compactação. O grau de compactação interfere muito no peso específico, uma vez que, os resíduos possuem alto índice de vazios. Varia de 3 a 7 kN m^{-3} para aterros onde os resíduos são meramente espalhados, até valores mais elevados, de 9 a 13 kN m^{-3} , quando ocorre uma compactação controlada, usando maquinário adequado para tal (NETO, 2004). Marques (2001) verificou que o teor de água na massa de resíduos é um fator relevante no processo de compactação dos aterros de RSU. De acordo com Carvalho e Mahler (2005) a decomposição da matéria orgânica ao longo do tempo também é capaz de alterar esse parâmetro.

Neto (2004) apurou que quanto maior a porcentagem de matéria orgânica, mais elevado seria seu peso específico. Notou isso ao estudar regiões da cidade do Rio de Janeiro, onde o RSU gerado em locais habitados por

pessoas carentes apresentava maior peso específico que o coletado em locais habitados por pessoas com maior poder aquisitivo.

Segundo Silveira (2004), este parâmetro é de grande relevância na previsão da vida útil e da estabilidade do aterro sanitário.

2.5.3 Teor de água nos resíduos sólidos urbanos

A água armazenada nos resíduos sólidos urbanos se relaciona com a composição, idade, compactação, profundidade e capacidade de campo desses. Resíduos com alta concentração de papel, papelão, pano tem a capacidade maior de absorção de água (LINS, 2003). No entanto, Landva e Clark (1990) relatam que resíduos com maior quantidade de matéria orgânica apresentam maior teor de água.

O teor de água no RSU depende dos seguintes fatores: composição inicial dos resíduos, condições climáticas, procedimentos operacionais, biodegradação e do sistema de coleta dos efluentes (RIBEIRO, 2006). Azevedo et al. (2003) afirmam que os resíduos velhos, que já sofreram mineralização, tendem a absorver menos água que os novos. Jucá et al. (1997) encontraram valores de 52% a 2 m de profundidade e de 32% a 8 m de profundidade, quando estudaram o aterro de Muribeca, no Recife. Contradizendo isso, Gabr e Valero (1995) encontraram resíduos próximos à superfície com 30% de teor de água e 130% em base seca a 20 m de profundidade, o que reforça a teoria de que são vários os fatores que influenciam a teor de água dos resíduos, como idade, clima da região, compactação dos resíduos, condições hidrogeológicas, etc.

Castilhos Júnior (2002) relata sobre a importância do conhecimento do teor de água nos resíduos para que possa estimar a geração do percolado. Não existe uma normatização para determinar o teor de água, no entanto, Borgatto

(2010) indica o método usual da geotécnica, que é através da relação da massa de água com a massa seca da amostra. O mesmo autor relata da importância da estufa estar a 70 °C para não haver queima de componentes orgânicos do material. Já Carvalho (2006) apresenta outro método, no qual o teor de água na amostra é calculado como uma porcentagem do peso úmido do material, conhecida como teor de água na base úmida.

2.5.4 Capacidade de campo

Segundo Hirsch et al. (2001), a capacidade de campo dos resíduos representa a teor de água no qual toda água livre foi drenada pela força gravitacional, da massa saturada. Ou seja, é a máxima quantidade de água presente nos resíduos na iminência de percolar. Portanto, depois que os resíduos atingem a capacidade de campo, qualquer acréscimo de água, resulta em igual quantidade de percolado. Porém, Blakey (1982) ressalta que isso não acontece com os resíduos in natura, uma vez que estes liberam a água antes mesmo de atingir a capacidade de campo, sendo que a mesma é atingida após anos.

Jucá e Lins (2005) fizeram estudos acerca da capacidade de campo no aterro de Muribeca, Recife, com o objetivo de prever a quantidade de percolado a ser gerada. De acordo com Borgatto (2010), a capacidade de campo é influenciada pela composição dos resíduos, o grau de tratamento dado aos mesmos, granulometria das partículas e o teor de água inicial. Carvalho (2002; 2006) chegou à conclusão em seus estudos que a capacidade de campo cresce à medida que ocorre a degradação da matéria orgânica, ou seja, aumenta conforme o material envelhece no aterro. Já Lins (2003) chegou a valores de capacidade de campo de 43 a 56 % para o RSU novo e de 30 a 44 % para o RSU velho.

De acordo com Tchobanoglous et al. (1993), a capacidade de campo diminui com a profundidade da massa de resíduos, já que decresce com o aumento na densidade do material.

Carvalho (2002), utilizando um percâmetro, quantificou a capacidade de campo de amostras de RSU logo após a determinação da sua condutividade hidráulica em meio saturado. Para isso, colocou um recipiente coletando a água que ia sendo liberada pelo equipamento cessando a coleta quando a vazão passou a ser menor que $0,01 \text{ cm}^3\text{s}^{-1}$. Em seguida, pegou uma amostra na superfície, no meio e embaixo do percâmetro e determinou o teor de água dessas. Barros (2004) seguiu esse mesmo procedimento, com a diferença, que quando a vazão atingia 40 mL dia^{-1} , é que considerava encerrado o processo.

Hirsch et al. (2001) ressaltam que, na prática, a água que é acrescentada ao aterro, segue caminhos preferenciais quando vai percolar. Então, neste caso, o conceito de capacidade de campo não tem muita importância, até por que a massa de resíduos também libera água mesmo antes de atingir a capacidade de campo. Mas é importante frisar que a capacidade de campo é importante para obter a condutividade hidráulica, parâmetro de grande importância para estudar o movimento de água no solo e nos resíduos.

2.5.5 Condutividade hidráulica em meio saturado

A condutividade hidráulica em meio saturado ou o coeficiente de permeabilidade dos resíduos sólidos urbanos é o atributo que mede a capacidade de um líquido transpor os espaços vazios existentes na massa de resíduos (SILVEIRA, 2004). Está diretamente relacionada com o grau de compactação da massa de resíduos, com a sobrecarga e idade do aterro e conseqüentemente com a capacidade de campo. Segundo Machado et al. (2010), como é obrigatório

tratar o percolado gerado nos aterros sanitários, surge a necessidade de conhecer a condutividade hidráulica em meio saturado dos RSU para assim fazer o dimensionamento do sistema de drenagem e também analisar a estabilidade dos taludes de resíduos formados pelas plataformas que são construídas ao longo da vida útil do aterro.

A condutividade hidráulica em meio saturado é influenciada pela composição gravimétrica dos RSU e pelo grau de compactação dos resíduos (BORGATTO, 2010). Neto (2004) afirmou que os fatores que mais influenciam nesse parâmetro são densidade e idade do aterro. Machado et al. (2010) destacam que quanto maior a profundidade, menor a permeabilidade do material. Estes mesmo autores citam que pedaços grandes de plásticos podem interferir neste parâmetro, vez que, podem causar a obstrução e assim diminuir a condutividade hidráulica em meio saturado.

De acordo com Münnich et al. (2006), em resíduos sólidos urbanos a permeabilidade horizontal é maior que a permeabilidade vertical e que o aumento na densidade dos RSU faz com que ocorra uma redução na diferença entre as permeabilidades horizontais e a verticais. Segundo Aguiar (2001), outro fator que afeta a permeabilidade dos fluidos, neste caso no solo, é a presença de matéria orgânica, podendo aumentar a permeabilidade dos solos quando encontrada em pouca quantidade e já decomposta, ou aumentar quando encontrada em maior quantidade e ainda fresca. Lamare Neto (2004) diz que nos aterros sanitários brasileiros são destinadas grandes quantidades de matéria orgânica e isto causa valores baixos para a condutividade hidráulica em meio saturado.

Calle (2007) encontrou valores para o coeficiente de permeabilidade de RSU variando de $10^{-2} \text{ cm s}^{-1}$ a $10^{-4} \text{ cm s}^{-1}$. Porém, Jucá et al. (1997) encontraram valores deste parâmetro entre 1×10^{-5} e $4 \times 10^{-4} \text{ cms}^{-1}$ no aterro de Muribeca.

3 MATERIAL E MÉTODOS

A seguir são apresentados os materiais, equipamentos e procedimentos utilizados no presente trabalho, para o estudo da condutividade hidráulica, capacidade de campo e potencial poluidor de diferentes amostras de RSU. Para tanto, o trabalho se deu em duas partes, uma delas utilizou de um permeâmetro e outra de lisímetros.

3.1 Caracterização da área de estudo e dos lisímetros empregados

O projeto foi executado em área aberta ao lado dos Laboratórios de Engenharia Ambiental e Sanitária, no núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária, do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras (DEG/UFLA), no município de Lavras/MG. O clima da região, segundo a classificação de Koppen, é do tipo Cwa, caracterizado por uma estação seca entre abril e setembro e uma estação chuvosa de outubro a março. A precipitação e a temperatura média anual são de 1.460 mm e 20,4°C, respectivamente (DANTAS, 2007).

Os lisímetros (Figura 3) foram construídos em escala laboratorial devido à possibilidade do controle e do monitoramento das diversas variáveis associadas aos respectivos processos físicos envolvidos num aterro sanitário.

Para o desenvolvimento do projeto foram confeccionados 6 (seis) lisímetros, sem rugosidade em seu interior, conforme pode ser observado na Figura 3, com o intuito de simular a situação dos resíduos com diferentes níveis de compactação em aterros sanitários, sendo 3 (três) lisímetros com resíduos compactados com peso específico de 3 kN m^{-3} , sendo que, cada um deles possuíam 20, 40 e 60% de matéria orgânica, os quais foram designados de L 20-3; L 40-3; L 60-3 respectivamente. Além de 3 (três) lisímetros com resíduos

compactados a 5 kN m^{-3} , também com 20, 40 e 60% de matéria orgânica, os quais foram designados de L 20-5; L 40-5; L 60-5 respectivamente.

O percentual de matéria orgânica de 20% foi escolhido com base na NBR 15849 em vigor, que preconiza aterrar resíduos com um máximo de 20% de matéria orgânica. Já a porcentagem 60% de matéria orgânica foi estabelecida devido ao fato representar a composição de RSU no Brasil. O percentual de matéria orgânica de 40% foi utilizado por corresponder a um valor intermediário entre as demais situações.

Os lisímetros foram construídos em PVC rígido, com diâmetro de 50 cm e altura de 112 cm, perfazendo um volume total de 220 litros, com volume útil de 180 litros. O tubo de PVC rígido foi parafusado em uma chapa também de PVC rígida e vedada com silicone industrial em suas junções.

Cada lisímetro possui na base um dreno de percolado, confeccionado com tubo perfurado de PVC de 25 mm. Na extremidade externa do dreno foi adaptado um registro de esfera, o qual era mantido fechado, salvo no horário de coleta do percolado.

Para monitorar a quantidade de água dentro dos lisímetros, foi construído um piezômetro na parte externa do tubo, ligando a extremidade superior com a extremidade superior (Figura 3).

Figura 3 - Lisímetros empregados no estudo.



3.2 Camada de drenagem do percolado e dreno de gases

A camada de drenagem foi feita na base do lisímetro, na qual foi utilizada brita número 1, com espessura de 5 cm.

A tubulação de coleta de gás foi feita com um tubo de PVC de 25 mm e colocada no centro do lisímetro. Este tubo foi homogeneamente perfurado de forma a entrar em contato com os resíduos e assim possibilitar a drenagem dos gases produzidos durante a decomposição dos resíduos sólidos urbanos, conforme indicado na Figura 4.

Figura 4 - Camada de drenagem do percolado e o dreno de gases.



Fonte: Do autor (2016).

3.3 Resíduos usados na compactação

Os resíduos sólidos urbanos empregados no ensaio dos lisímetros foram provenientes de uma Usina de Triagem e Compostagem (UTC) do município de Nazareno-MG, com exceção da matéria orgânica que foi utilizada do município de Lavras-MG, pois a MO do município de Nazareno – MG não apresentava boa representatividade, uma vez que tal município é relativamente pequeno, com predominância na maior parte das vezes de restos de culturas e hortaliças, de forma geral. Optou-se em montar as amostras de resíduos, uma vez que o objetivo foi estudar o potencial poluidor dos resíduos para diferentes composições gravimétricas. Os resíduos foram, então, coletados separadamente (papel, plástico, papelão, metais, rejeitos e matéria orgânica) de forma a controlar corretamente a porcentagem de cada material a ser inserido nos

lisímetros e, assim, se obter a quantidade desejada de matéria orgânica em cada protótipo de aterro sanitário, utilizando como amostra padrão a composição gravimétrica indicada por Franco (2012). Nas Tabelas 5 e 6 estão apresentadas as composições das amostras de resíduos compactadas em cada um dos lisímetros.

Tabela 5 - Composição dos lisímetros compactados com um peso específico de 3 kN m^{-3} .

	L 20-3		L 40-3		L 60-3	
	%	Massa (kg)	%	Massa (kg)	%	Massa (kg)
MO	20	10,76	40	21,53	60	32,3
Plástico	16	8,61	12	6,46	8	4,3
Papel	13	7	9	4,84	5	2,69
Papelão	13	7,00	9	4,84	5	2,69
Metal	10	5,38	6	3,23	2	1,07
Rejeito	28	15,07	24	12,92	20	10,76
Total	100	53,84	100	53,84	100	53,84

Tabela 6 - Composição dos lisímetros compactados com um peso específico de 5 kN m^{-3} .

	L 20-5		L 40-5		L 60-5	
	%	Massa (kg)	%	Massa (kg)	%	Massa (kg)
MO	20	17,94	40	35,89	60	53,84
Plástico	16	14,35	12	10,76	8	7,17
Papel	13	11,66	9	8,07	5	4,48
Papelão	13	11,66	9	8,07	5	4,48
Metal	10	8,97	6	5,38	2	1,79
Rejeito	28	25,12	24	21,53	20	17,94
Total	100	89,73	100	89,73	100	89,73

Conforme é possível observar nas Tabelas 5 e 6, partindo-se do ensaio com 60% de matéria orgânica, os 20% de matéria orgânica reduzidos em cada um dos outros dois ensaios foram redistribuídos igualmente entre os outros materiais, formando assim três amostras com composições gravimétricas diferentes para cada peso específico, seguindo o mesmo procedimento adotado no ensaio com o permeâmetro.

3.4 Preenchimento dos lisímetros

Para montagem do experimento, os resíduos foram inseridos da base para o topo do lisímetro, sobre uma camada de brita, usada para a drenagem do percolado (Figura 5).

Figura 5 - Enchimento dos lisímetros com resíduos sólidos urbanos.



Fonte: Do autor (2016).

Para melhor controle da compactação, a coluna, com 90 cm de altura útil, foi dividida em 9 partes de 10 cm cada. Essa foi feita de forma manual por meio de um soquete, cujo intuito foi alcançar os pesos específicos de 3 e 5 kN m⁻³. Com base no peso específico e no volume de cada camada, pesou-se a quantidade desejada de cada material e misturou até ficar bem homogeneizado. Posteriormente, a amostra foi lançada nos lisímetros, obedecendo à quantidade exata para cada camada, e compactada.

Para auxiliar a compactação dos RSU nos lisímetros foi colocado água, cujo volume não foi mensurado, para assim facilitar o adensamento do material, cujo intuito foi atingir 5 kN m⁻³. Nos lisímetros compactados a 3 kN m⁻³ não foi preciso adicionar água.

Logo após a compactação dos RSU, uma camada de solo de 8 cm de espessura foi compactada manualmente com ajuda do soquete, de forma cobrir os RSU e assim evitar a presença de vetores. Em seguida, colocou-se um solo proveniente do horizonte A de 5 cm de espessura, sem compactação, de modo que ficou com porosidade apropriada para o cultivo da vegetação de cobertura, neste caso uma gramínea com nome científico *Paspalum notatum* (Figura 6).

Figura 6 - Lisímetros finalizados com a cobertura vegetal.



Fonte: Do autor (2016).

3.5 Coleta e análise das amostras

Foram coletadas amostras de percolado gerado em cada lisímetro em intervalos de quinze dias ao longo de um ano e dois meses. Para a caracterização das referidas amostras, foram consideradas as seguintes variáveis: pH, condutividade elétrica, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrato, fósforo total e sólidos suspensos, cujas análises foram feitas no Laboratório de Análises de Água Residuária do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária com três repetições. Já os metais pesados, cobre (Cu), zinco (Zn), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e cromo (Cr) foram analisados no Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da Universidade Federal de Lavras, cujas amostras foram preservadas e resfriadas conforme recomenda APHA AWWA e WEF (2005) e analisadas num período de 6 meses após a coleta.

Foi aplicada uma estatística descritiva e foi feita uma análise temporal por meio de gráficos.

3.5.1 Análises físicas e químicas

A Tabela 7 apresenta as variáveis com o respectivo método analítico que foi utilizado no presente trabalho ao longo do período experimental. A metodologia foi baseada em APHA AWWA e WEF (2005).

Tabela 7 - Atributos físicos e químicos de controle do percolado

Atributos		Método
pH		Potenciométrico
Condutividade elétrica		Potenciométrico
Sólidos suspensos		Gravimétrico
DQO	Refluxo fechado e leitura pelo método colorimétrico	
DBO		Winkler
Nitrogênio		MicroKjeldahl
Nitrato		Colorimétrico
Fósforo	Complexo fósfo-molibídico e dosagem colorimétrica em espectrofotometria	

3.5.2 Análises dos Metais Pesados

Os metais pesados foram analisados da seguinte forma:

- 1) Quantificou-se a concentração dos seguintes metais em 112 amostras de percolado: Cobre, Ferro, Manganês, Zinco, Cromo, Cadmio e Chumbo.

- 2) As quantificações foram realizadas por meio do Espectrômetro de Absorção Atômica com Chama Varian, SpectrAA 110 (Melbourne, Austrália), no Laboratório de Análises Foliar do Departamento de Química (DQI), da Universidade Federal de Lavras (UFLA).
- 3) A partir dos padrões de 1000 mg L⁻¹ de cada metal, preparou-se as curvas analíticas para a quantificação. Os metais determinados foram Mn (0,1 – 7,5 mg L⁻¹) e Cu, Zn, Cd, Cr (0,1 – 1 mg L⁻¹), Chumbo (0,1 – 2 mg L⁻¹), Ferro (0,1 – 20 mg L⁻¹).
- 4) Primeiramente, realizou-se um spike de duas amostras aleatórias, a fim de verificar se a matriz causaria interferências nas medidas. A quantificação foi feita através do método de calibração externa, sendo que durante o procedimento as concentrações de Ferro e Manganês estavam acima da curva analítica por isso, se viu necessário fazer diluições (5x) de todas as amostras para quantificar esses dois metais.
- 5) Em todas as amostras e em todos os padrões foram adicionados quantidades proporcionais de lantânio, a fim de que, no decorrer das medições no equipamento, não houvesse formação de óxidos.

3.5.3 Geração do percolado

O percolado foi mensurado com o auxílio de béqueres e provetas. O procedimento constava em abrir as torneiras dos lisímetros, conforme Figura 3, para coleta, que só eram fechadas quando cessava o fluxo de percolado do lisímetro para os béqueres. Em seguida transferia-se o volume coletado nos béqueres para uma proveta e assim determinava a quantidade de percolado produzida no dia.

O volume acumulado foi feito somando os volumes produzidos no dia de coleta até dois dias antes da posterior coleta, tempo esse de aproximadamente

15 dias. Foi deixado um tempo de dois dias sem coletar para assim produzir percolado suficiente para as análises em épocas de pouca chuva.

Para mensurar o índice pluviométrico, foram utilizados os dados diários de precipitação da estação meteorológica do INMET, sob os cuidados da Universidade Federal de Lavras (UFLA). A precipitação foi transformada em volume de água que entrava no lisímetro, uma vez que a área exposta dos lisímetros é conhecida e igual a $0,196 \text{ m}^2$. O volume acumulado de chuva foi feito da mesma forma que o do percolado, ou seja, mediu-se o volume de água que entrava no lisímetro no dia da coleta até dois dias antes da posterior coleta, e assim somavam-se os mesmos, tempo esse de aproximadamente 15 dias.

3.6 Caracterização da amostra de resíduos sólidos urbanos usada no permeâmetro

Os resíduos sólidos urbanos utilizados no experimento foram provenientes da Usina de Triagem e Compostagem (UTC) do município de Nazareno-MG e parte da matéria orgânica de um restaurante do município de Lavras-MG. Esses resíduos foram coletados separadamente em: papel, plástico, papelão, metais, rejeito e matéria orgânica. Sendo os mesmos transportados para o Campo Experimental de Tratamento de Resíduos Sólidos (CETRES) da Universidade Federal de Lavras, onde foram realizados os ensaios.

Para a realização dos ensaios, foram montadas três amostras de resíduos para o peso específico de 3 kN m^{-3} , e três amostras de resíduos para o peso específico de 5 kN m^{-3} . As amostras de cada peso específico tinham composições gravimétricas diferentes (20, 40 e 60% de MO), seguindo a composição dos resíduos sólidos domiciliares do Sul de Minas Gerais, encontrado por Franco (2012).

No presente trabalho, alguns componentes considerados por Franco (2012), foram agrupados em categorias maiores para montagem das amostras:

- Papelão: papelão e material de longa vida;
- Papel: papel fino;
- Plástico: plástico filme, plástico rígido, vidro branco;
- Metal: metais ferrosos;
- Rejeito: resíduo de banheiro, entulho, eletrônico, mistura de materiais, tecidos e outros.

São apresentadas nas Tabelas 8 e 9, as composições gravimétricas dos resíduos para os ensaios realizados com o peso específico de 3 kN m^{-3} e 5 kN m^{-3} , respectivamente.

Tabela 8 - Composição gravimétrica da amostra de RSU para os ensaios com 20%, 40% e 60% de MO e peso específico de 3 kN m^{-3} .

	%	Massa (kg)	%	Massa (kg)	%	Massa (kg)
MO	20	9	40	18	60	27
Plástico	16	7,2	12	5,4	8	3,6
Papel	13	5,9	9	4,1	5	2,3
Papelão	13	5,9	9	4,1	5	2,3
Metal	10	4,5	6	2,7	2	0,9
Rejeito	28	12,6	24	10,8	20	9
Total	100	45	100	45	100	45

Tabela 9 - Composição gravimétrica da amostra de RSU para os ensaios com 20%, 40% e 60% de MO e peso específico de 5 kN m⁻³.

	%	Massa (kg)	%	Massa (kg)	%	Massa (kg)
MO	20	15	40	30	60	45
Plástico	16	12	12	9	8	6
Papel	13	9,8	9	6,8	5	3,8
Papelão	13	9,8	9	6,8	5	3,8
Metal	10	7,5	6	4,5	2	1,5
Rejeito	28	21	24	18	20	15
Total	100	75,1	100	75,1	100	75,1

3.7 Descrição do permeâmetro utilizado nos ensaios

Para a determinação da condutividade hidráulica em meio saturado e da capacidade de campo foi utilizado um permeâmetro de grandes dimensões, desenvolvido por Triginelli (2015), baseado em Rocha (2008), conforme ilustrado na Figura 7. Por os RSU serem heterogêneos, precisa de uma grande massa dos mesmos e assim necessita de um permeâmetro grande para realizar os ensaios.

Figura 7 - Conjunto permeâmetro, reservatório e painel piezométrico utilizado para determinação da condutividade hidráulica em meio saturado e capacidade de campo dos RSU.



Fonte: Triginelli (2015)

O permeâmetro de grandes dimensões utilizado, consiste em uma peça cilíndrica de PVC rígido, com 50 cm de diâmetro, 85 cm de altura, paredes de 2,5 cm de espessura, e tampas, também em PVC, com 65 cm de diâmetro e 3 cm de espessura, com aberturas para conexão de flanges com registros para alimentação e saída de água no permeâmetro. Na tampa superior há um orifício, o qual pode ser fechado, que auxilia na expulsão do ar durante a saturação da amostra de resíduos.

Durante os ensaios o permeâmetro foi alimentado de forma ascendente por um reservatório de 200 litros que funcionou como um frasco de Mariotte, permitindo que os ensaios fossem realizados com carga constante. O mesmo também foi acoplado a um painel piezométrico por meio de quatro registros espaçados entre si de 15 cm ao longo da sua altura. Os registros conectados com

mangueiras ao painel possibilitou a leitura das cargas piezométricas em diferentes pontos da amostra.

Para que a pressão a ser medida nos ensaios fosse no centro da amostra, foram colocadas no interior da peça cilíndrica conectadas aos registros, mangueiras com aproximadamente 15 cm de comprimento e 25 mm de diâmetro com furos ao longo do seu comprimento.

3.8 Obtenção dos Parâmetros Hidráulicos dos RSU

3.8.1 Determinação da Condutividade Hidráulica em meio saturado

Para a determinação da condutividade hidráulica em meio saturado utilizou-se a metodologia descrita por Triginelli (2015), baseada em Rocha (2008), onde os resíduos foram pesados, misturados na devida proporção, colocados no permeâmetro e, posteriormente, compactados com um soquete em camadas de 10 em 10 cm (Figuras 8 e 9). Tal procedimento foi feito para ter um controle mais rigoroso da compactação, garantindo assim amostras com pesos específicos de 3 e 5 kN m⁻³.

Figura 8 - Resíduos sólidos misturados na devida proporção, por camada.



Fonte: Neves (2016).

Figura 9 - Resíduos colocados no permeâmetro em camadas.



Fonte: Neves (2016).

Antes e após a compactação dos RSU no permeâmetro, foi colocada uma camada de 5 cm de brita 1, para evitar o entupimento dos pontos de entrada

de água (base do permeâmetro) e saída (topo do permeâmetro) pelos resíduos e também facilitar a drenagem do sistema.

Para o completo preenchimento do permeâmetro foi necessária uma massa total de aproximadamente 45 kg de resíduos para os ensaios com peso específico de 3 kN m^{-3} , e uma massa de aproximadamente 75 kg de resíduos para os ensaios com peso específico de 5 kN m^{-3} .

Após a realização da compactação, o permeâmetro foi fechado e vedado, sendo utilizada para a vedação a cola Sela mais e silicone. Verificada a vedação, iniciou-se o procedimento de saturação da amostra, onde o registro que alimenta o reservatório foi fechado e outro registro, situado na parte inferior do mesmo foi aberto para que se iniciasse a entrada de água no permeâmetro.

Durante o processo de saturação, o orifício na tampa superior do permeâmetro, bem como o registro para saída de água foi aberto para auxiliar na expulsão do ar existente nos vazios dos resíduos.

A amostra de resíduos foi considerada saturada quando as cargas piezométricas dos quatro piezômetros no painel estavam todas iguais (niveladas) e estabilizadas. Isso foi verificado com os escoamentos de entrada e saída do permeâmetro cessados.

Depois da saturação, procedeu-se com a leitura dos níveis d'água nos piezômetros. Sendo que foram realizadas sete leituras para cada ensaio. Cada nível correspondia à carga piezométrica ou carga de pressão (h^p) que quando somada a carga de elevação (h^e) forneceu a carga total (H), necessária para determinar o gradiente hidráulico (i), conforme Equação 2.

$$i = \frac{\Delta H}{L} \quad (2)$$

Em que i é o gradiente hidráulico, ΔH é a diferença de potencial (carga total) entre dois pontos e L é a altura do permeâmetro.

Os gradientes hidráulicos foram calculados entre os piezômetros do permeâmetro, ou seja, entre o primeiro ponto situado mais próximo da tampa inferior, e o segundo ponto imediatamente acima, entre o segundo ponto e o terceiro imediatamente acima, depois entre o terceiro ponto e o quarto situado mais próximo à tampa superior e, posteriormente, entre o primeiro e o quarto ponto, ou seja, os extremos.

A vazão de água que passou pela amostra foi calculada com base no volume coletado em um determinado período de tempo.

Conforme sugerido por Rocha (2008), para dar confiabilidade aos dados levantados, uma vez que a massa de RSU é extremamente heterogênea, utilizou-se o critério do “Intervalo de Confiança” (IC) (Equação 3), após o cálculo da média e desvio padrão do conjunto de valores de gradientes hidráulicos.

$$IC(u) = média \pm t * \frac{desvpad}{\sqrt{n}} \quad (3)$$

Em que: *IC* = intervalo de confiança; *média* = média dos valores de gradiente hidráulico; *n* = número de informações, *t* = distribuição de Student para o nível de significância α e *n*-1 graus de liberdade; *desvpad* = desvio padrão da média calculada.

Neste trabalho, a variável analisada foi o gradiente hidráulico, sendo “*n*” igual a 7, que corresponde ao número de leituras realizadas. O valor de “*t*” adotado foi de 1%, significando que se tem 99% de confiança que o valor do gradiente hidráulico se encontra dentro dos limites estipulados dessa maneira.

Foram descartados os valores dos gradientes hidráulicos que se apresentaram fora do intervalo de confiança, calculando-se novamente a média dos valores dos gradientes hidráulicos, utilizando-se apenas valores dentro do intervalo calculado (Tabela 10).

Tabela 10 - Valores de t em níveis de 10% a 0,1% de probabilidade (continua)

Graus de liberdade	10%	5%	2%	1%	0,50%	0,10%
1	6,31	12,71	31,82	63,66	127,32	636,62
2	2,92	4,30	6,97	9,92	14,09	31,60
3	2,35	3,18	4,54	5,84	7,45	12,94
4	2,13	2,78	3,75	4,6	5,6	8,61
5	2,02	2,57	3,37	4,03	4,77	6,86
6	1,94	2,45	3,14	3,71	4,32	5,96
7	1,90	2,36	3,10	3,50	4,03	5,41
8	1,86	2,31	2,90	3,36	3,83	5,04
9	1,83	2,26	2,82	3,25	3,69	4,78
10	1,81	2,23	2,76	3,17	3,58	4,59
11	1,80	2,20	2,72	3,11	3,50	4,44
12	1,78	2,18	2,68	3,06	3,43	4,32
13	1,77	2,16	2,65	3,01	3,37	4,22
14	1,76	2,14	2,62	2,98	3,33	4,14
15	1,75	2,13	2,60	2,95	3,29	4,07
16	1,75	2,12	2,58	2,92	3,25	4,02
17	1,74	2,11	2,57	2,90	3,22	3,97
18	1,73	2,10	2,55	2,88	3,20	3,92
19	1,73	2,09	2,54	2,86	3,17	3,88
20	1,73	2,09	2,53	2,84	3,15	3,85
21	1,72	2,08	2,52	2,83	3,14	3,82
22	1,72	2,07	2,51	2,82	3,12	3,79
23	1,71	2,07	2,50	2,81	3,10	3,77
24	1,71	2,06	2,49	2,80	3,09	3,75
25	1,71	2,06	2,49	2,79	3,08	3,73
26	1,71	2,06	2,48	2,78	3,07	3,71
27	1,70	2,05	2,47	2,77	3,06	3,69

(conclusão)

Graus de liberdade	10%	5%	2%	1%	0,50%	0,10%
28	1,70	2,05	2,47	2,76	3,05	3,67
29	1,70	2,04	2,46	2,76	3,04	3,66
30	1,70	2,04	2,46	2,75	3,03	3,65
40	1,68	2,02	2,42	2,7	2,97	3,55
60	1,67	2,0	2,39	2,66	2,92	3,46
120	1,65	1,98	2,36	2,62	2,86	3,37
∞	1,65	1,96	2,33	2,58	2,81	3,29

Fonte: ROCHA (2008).

A condutividade hidráulica foi determinada utilizando a Lei de Darcy, conforme Equação 4:

$$K = \frac{Q}{i \cdot A} \quad (4)$$

Em que: K é a condutividade hidráulica ou coeficiente de permeabilidade; Q = vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) média das 7 leituras realizadas; i = gradiente hidráulico médio (mm^{-1}).

3.8.2 Determinação da Capacidade de Campo

No final de cada ensaio de determinação da condutividade hidráulica dos resíduos sólidos urbanos em meio saturado, foi realizado o ensaio para determinação da capacidade de campo, usando o permeâmetro de grandes dimensões, conforme sugerido por Rocha (2008).

Depois de encerrado o ensaio da condutividade hidráulica em meio saturado, os registros superior e inferior do permeâmetro foram fechados, desconectando-se a mangueira que ligava o reservatório ao permeâmetro. Em

seguida, abriram-se os registros superior e inferior coletando o percolado que drenava pela saída inferior em um recipiente graduado, mantendo-se os registros do painel piezométrico fechados.

Logo após a abertura dos registros, o volume de percolado produzido foi grande, neste caso, mediu-se o volume em curtos intervalos de tempo. Com o passar das horas a vazão diminuiu e então procedeu a coleta diariamente. Conforme sugerido por Carvalho (2002 e 2006), a coleta foi interrompida assim que a vazão chegou em $0,01 \text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ou menor que isso.

Os ensaios duraram em média 2 dias, sendo que em seguida, o permeâmetro foi aberto e onde retiraram-se amostras de aproximadamente 2 kg do topo, meio e base da massa de resíduos para se quantificar o teor de água gravimétrica correspondente à sua capacidade de campo.

A capacidade de campo foi determinada conforme a Equação 5:

$$\theta = \frac{\gamma_d * W_\theta}{\gamma_w} \quad (5)$$

Sendo: θ = capacidade de campo (vol vol^{-1}); γ_d = peso específico seco (kN m^{-3}); W_θ = teor de água gravimétrico em base seca correspondente à capacidade de campo (massa massa^{-1}) e γ_w = peso específico da água (kN m^{-3}).

O peso específico seco foi determinado pela Equação 6.

$$\gamma_d = \frac{\gamma_t}{1 + W_i} \quad (6)$$

Sendo: γ_d = peso específico seco (kN m^{-3}); W_i = teor de teor de água inicial (%) e γ_t = peso específico total (kN m^{-3}).

3.8.3 Determinação do teor de água

Os teores de água gravimétricos iniciais e os correspondentes à capacidade de campo dos resíduos foram determinados a partir de amostras com aproximadamente 3,464 kg de massa bruta úmida (2 kg de resíduos e 1,464 kg da tara da bandeja).

Para determinação da massa bruta seca, as amostras foram levadas para estufa com temperatura de 60 °C e deixadas secar até que o peso se tornasse constante (Figura 10), o que levou, em média 15 dias.

Figura 10 - Resíduos sendo secados na estufa a 60 °C.



Fonte: Neves (2016).

O teor de água (W), Equação 7, foi obtido em base úmida utilizando a seguinte relação:

$$W(\%) = \frac{M1 - M2}{M1} * 100 \quad (7)$$

Em que: $M1$ = massa bruta úmida (g) e $M2$ = massa bruta seca (g).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste tópico são apresentados e discutidos os resultados obtidos em seis lisímetros expostos às condições ambientais, cujo monitoramento teve duração de um ano e dois meses, bem como os resultados auferidos em um permeâmetro de grandes dimensões referentes à condutividade hidráulica em meio saturado e à capacidade de campo dos RSU.

4.1 Geração do percolado em função da precipitação local

As Figuras 11, 12, 13, 14, 15 e 16 apresentam as curvas com os resultados do volume acumulado de percolado gerado nos lisímetros ao longo do período experimental, bem como o acumulado de chuva ao longo do mesmo período. A altura total tanto do volume do percolado como o volume da precipitação referente ao tempo de coleta também são apresentados nos gráficos.

Figura 11 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 20-3 em função da precipitação acumulada.

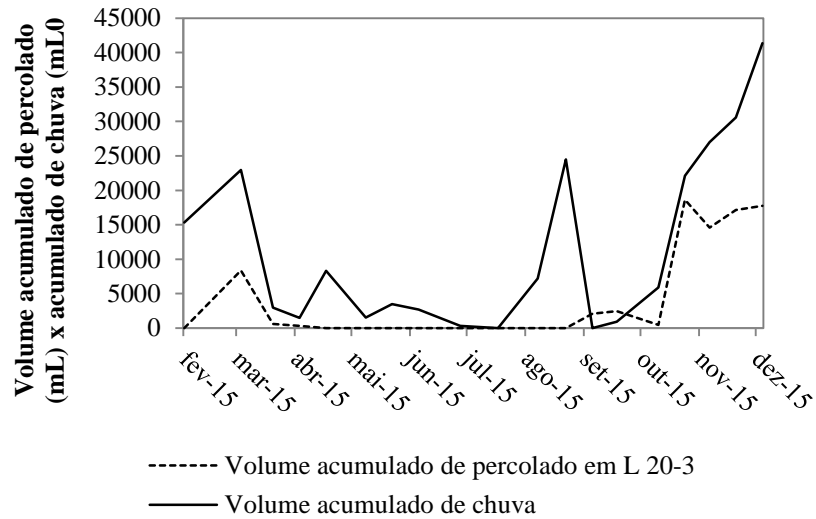


Figura 12 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 40-3 em função da precipitação acumulada.

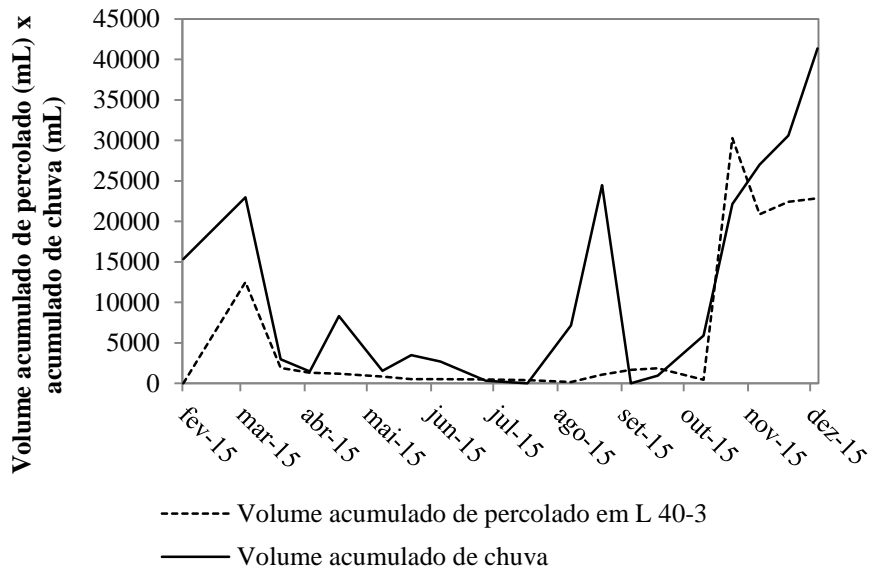


Figura 13 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 60-3 em função da precipitação acumulada.

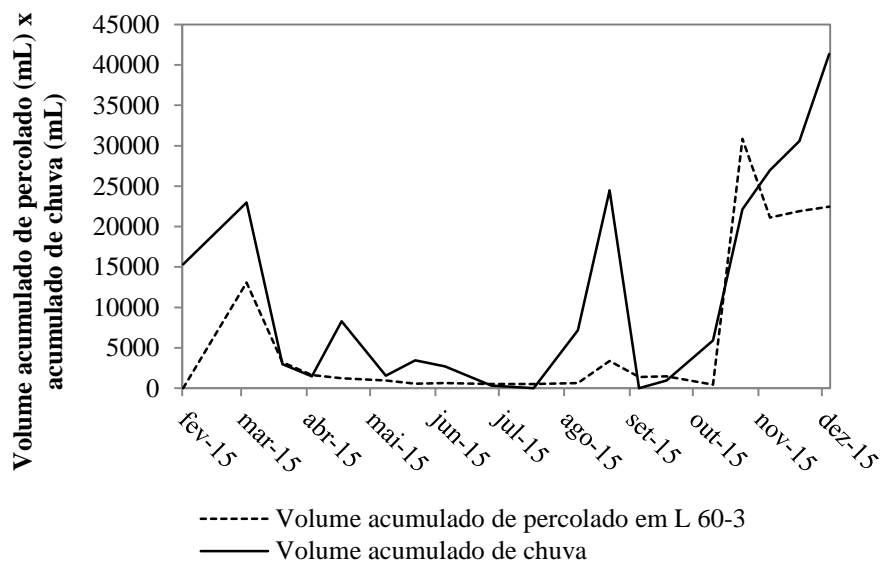


Figura 14 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 20-5 em função da precipitação acumulada

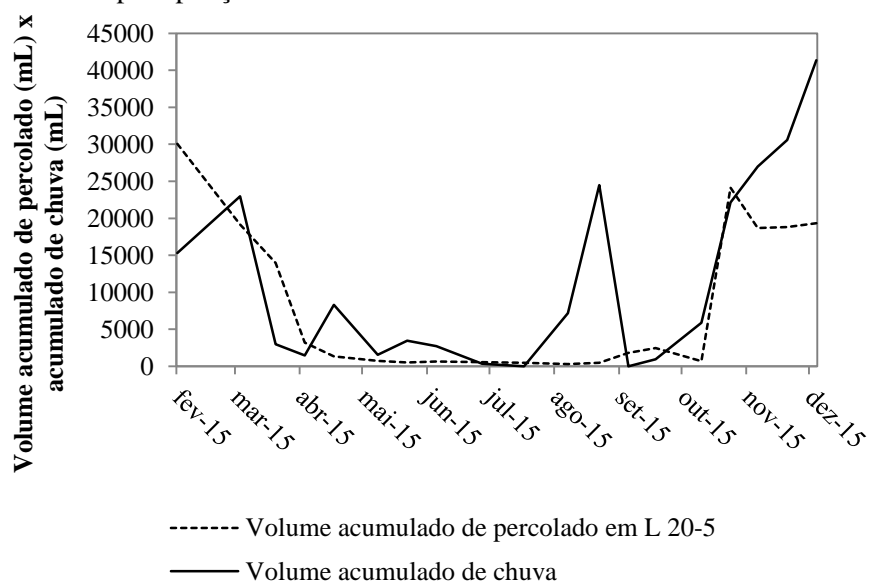


Figura 15 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 40-5 em função da precipitação acumulada.

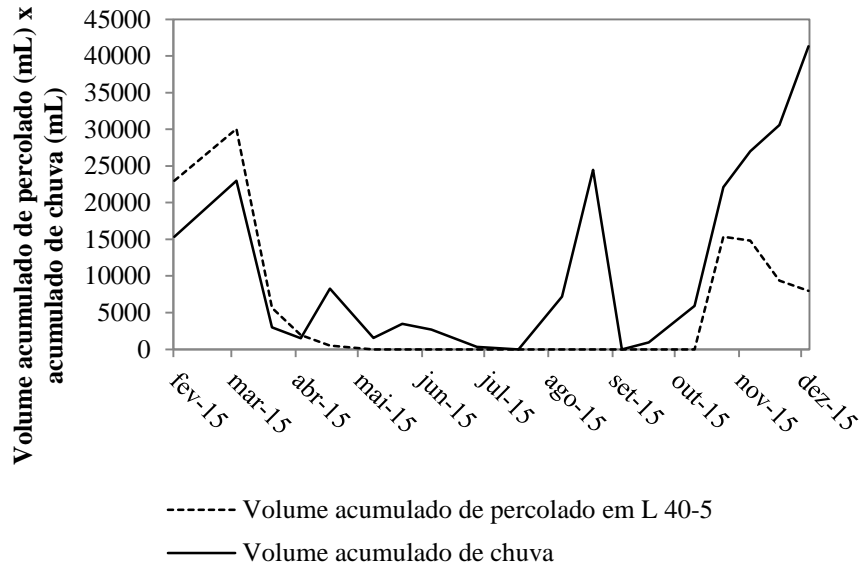
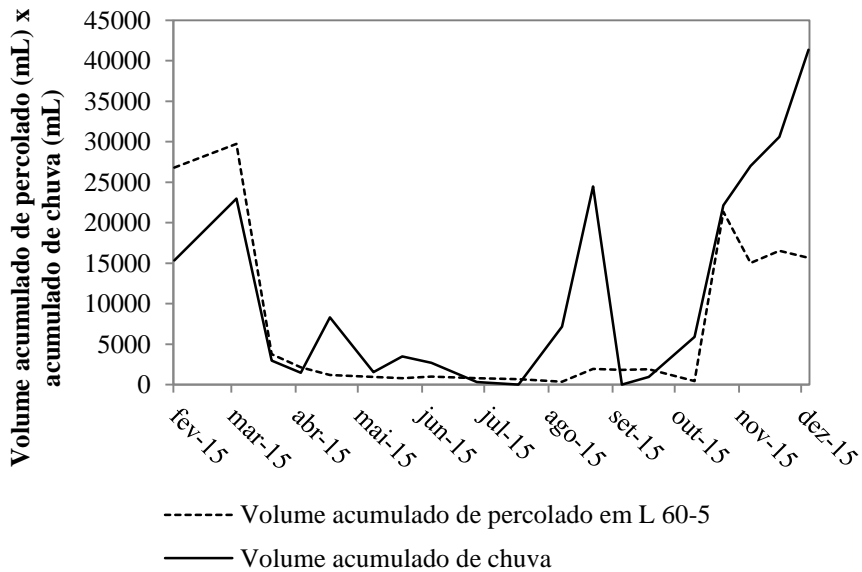


Figura 16 - Geração acumulada do percolado do lisímetro L 60-5 em função da precipitação acumulada.



Percebe-se em todos os lisímetros o mesmo comportamento ao longo do período experimental, tanto em períodos chuvosos, como naqueles de estiagem, como verificado por Barros (2008). Porém, nas Figuras 14, 15 e 16 percebe-se que inicialmente a geração de percolado se deu bem maior do que a de precipitação, período este que foi de aproximadamente dois meses. Tal explicação se dá pelo fato de especificamente nestes lisímetros, L 20-5, L 40-5 e L 60-5, foi utilizado água para facilitar a compactação durante seu preenchimento. Além disso, a grande quantidade de matéria orgânica depositada nesses lisímetros possivelmente influenciou uma maior geração de percolado do que os lisímetros compactados com 3 kN m^{-3} , uma vez que em sua composição há predomínio de água.

Nos lisímetros L 40-5 e L 20-3, os valores de percolado acumulado foram prejudicados de maio até agosto de 2015, uma vez que ocorreram problemas de vazamento e entupimento nesses lisímetros (Figuras 11 e 15).

Aferiu-se que os lisímetros com compactação de 3 kN m^{-3} apresentaram picos menores em épocas de seca do que os lisímetros com compactação de 5 kN m^{-3} . Isso ficou bem claro nas coletas iniciais, no entanto, os lisímetros com 3 kN m^{-3} de compactação demoraram mais tempo para começarem a produzir percolado, visto que, foram montados um mês após a montagem dos outros lisímetros. Já em períodos chuvosos, ocorreu o contrário, os lisímetros com menor compactação produziram picos mais elevados de percolado do que os lisímetros com maior compactação. Esse fato se deu por acontecer a chuva e essa já percolar mais facilmente pelos lisímetros de menor compactação, gerando mais rapidamente o percolado. Nos lisímetros com peso específico mais elevado, a água ficava presente em seus poros por um período maior de tempo, o que corrobora com os resultados encontrados para capacidade de campo.

4.2 Resultados obtidos com o experimento nos Lisímetros

Na Tabela 11 estão apresentados os valores estatísticos das variáveis físicas e químicas encontrados no percolado gerado nos lisímetros estudados.

Tabela 11 - Valores estatísticos das variáveis físicas e químicas do percolado gerados nos lisímetros avaliados (continua).

Variável	Estatística	Lisímetro					
		L 20-3	L 40-3	L 60-3	L 20-5	L 40-5	L 60-5
pH	Média	7,0 ¹³	7,2 ²¹	7,4 ²²	7,1 ²⁴	5,2 ⁸	5,8 ²⁴
	Desv pad	0,7	0,8	0,8	0,7	0,2	0,7
	Mín	5,5	5,6	5,7	5,5	5,1	5,1
	Máx	8,2	8,2	8,5	8,8	5,5	7,2
Cond. Elétrica	Média	8,0 ¹³	10,9 ²¹	15,8 ²²	11,8 ²⁴	12,8 ⁸	12,4 ²⁴
	Desv pad	2,9	3,6	7,1	5,7	6,2	6,2
	Mínimo	3,7	7,5	7,9	5,3	4,4	3,4
	Máximo	14,1	18,0	29,8	20,6	25,4	24,4
DBO	Média	6.250 ⁶	8.894 ¹¹	8.621 ¹¹	5.864 ¹¹	1.966 ⁷²	23.955 ¹¹
	Desv pad	4.009	7.020	6.621	3.947	943	12.454
	Mínimo	2.000	2.000	2.000	2.500	19.000	7.000
	Máximo	12.500	24.333	22.000	17.000	20.333	42.000
DQO	Média	13109 ¹¹	19213 ²¹	23123 ²¹	15609 ²²	30761 ⁷	43.109 ²²
	Desv pad	7.355	10.200	10.990	7.344	9.925	23.448
	Mínimo	7.364	8.285	7.718	7.435	17.435	11.191
	Máximo	29.526	42.645	43.687	37.001	45.424	81.557
DBO DQO ⁻¹	Média	0,54 ⁶	0,45 ¹¹	0,34 ¹¹	0,45 ¹¹	0,70 ²	0,59 ¹¹
	Desv pad	0,27	0,19	0,17	0,21	0,28	0,18
	Mínimo	0,19	0,18	0,17	0,18	0,50	0,34
	Máximo	0,83	0,84	0,62	0,82	0,89	0,86

(conclusão)

Variável	Estatística	Lisímetro					
		L 20-3	L 40-3	L 60-3	L 20-5	L 40-5	L 60-5
SST	Média	409 ¹³	505 ²⁰	475 ²¹	361 ²³	567 ⁸	784 ²³
	Desv pad	161	262	341	191	230	504
	Mínimo	197	143	70	87	223	113
	Máximo	687	1.000	1085	867	897	2227
Fósforo total	Média	5,77 ¹⁰	8,28 ²⁰	17,80 ¹⁹	5,84 ²²	8,78 ⁷	61,54 ²²
	Desv pad	5,04	4,39	18,32	6,01	5,09	80,69
	Mínimo	0,00	1,50	1,40	0,45	3,65	14,50
	Máximo	14,28	17,25	74,00	29,00	19,46	353,16
Nitrogênio	Média	187 ¹¹	348 ¹⁹	307 ¹⁹	125 ²²	122 ⁷	544 ²²
	Desv pad	113	186	185	66	113	298
	Mínimo	16	64	85	52	29	91
	Máximo	382	574	677	300	333	1.289
Nitrato	Média	5,81 ¹²	4,13 ¹⁹	6,02 ²⁰	4,46 ²⁰	8,51 ⁶	11,13 ²⁰
	Desv pad	7,93	5,19	9,12	5,14	5,28	11,78
	Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	3,57	0,11
	Máximo	25,56	23,54	42,96	21,46	17,30	44,90

⁽¹⁾ n° de amostras utilizadas para os cálculos.

A unidade das variáveis é em mg L⁻¹, com exceção do pH e da relação DBO^{DQO-1} que são sem unidades e de condutividade elétrica que é em dS m⁻¹.

4.2.1 pH

As Figuras 17 e 18 ilustram as variações de pH que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 17 - Variações do pH ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

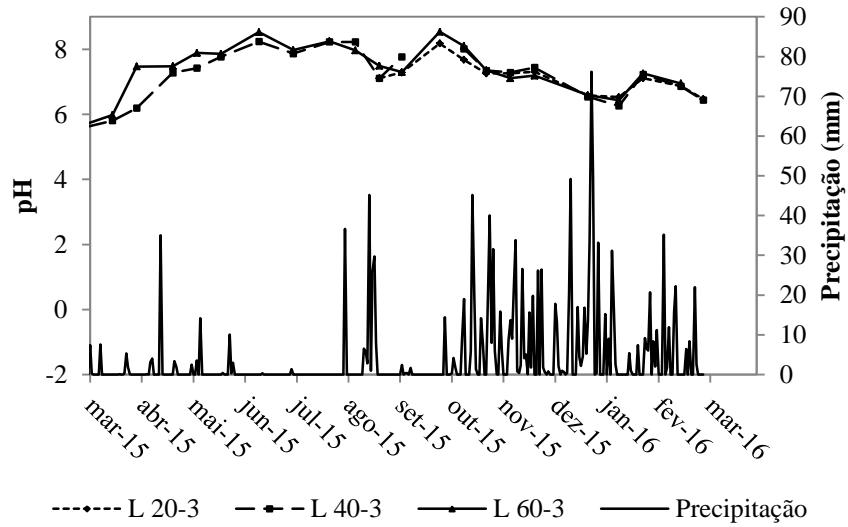
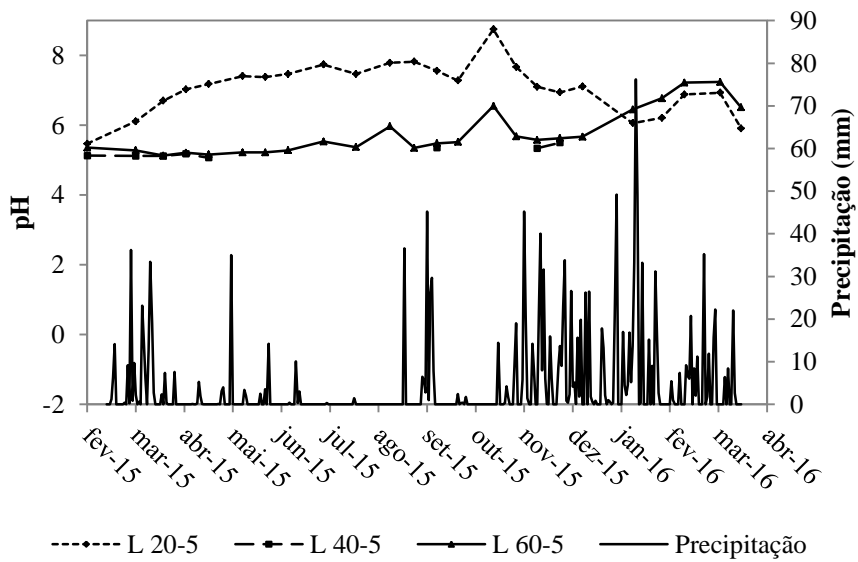


Figura 18 - Variações do pH ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).



Conforme apresentado nas Figuras 17 e 18, o pH do percolado no início do experimento, em todos os lisímetros, era ligeiramente ácido, isto devido a fase acidogênica predominante. Pois, no início da biodegradação, o elevado teor de matéria orgânica juntamente com uma população de bactérias acidogênicas e acetogênicas, provocou o fracionamento da matéria orgânica produzindo ácidos, resultando em aumento da acidez e redução de pH. Com o passar do tempo, o oxigênio presente na massa de resíduos foi sendo consumido, dando condições ao surgimento de arqueas metanogênicas, as quais foram responsáveis pelo leve aumento do pH do percolado, como reportado por Silva (2013), uma vez que, houve o consumo dos ácidos graxos e voláteis por estas bactérias. A determinação do pH é muito importante, pois este afeta diretamente o processo de biodegradação, uma vez que, as bactérias tem seu crescimento ótimo em pH por volta da neutralidade. Esta variável afeta as atividades enzimáticas, a solubilização dos compostos e até mesmo a toxicidade do percolado (CHERNICHARO, 2007). Segundo Catapreta (2008) o aumento do pH também se dá possivelmente pela decomposição do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal e mineralização.

Com base na Figura 18, o que se verifica é que a maior compactação prolongou a fase acidogênica nos lisímetros de maior proporção de matéria orgânica (40 e 60%), talvez pela maior quantidade de MO presente na mistura.

Já o lisímetro L 20-5, que possui menor quantidade de matéria orgânica, percebe-se um aumento mais brusco de pH do que nos lisímetros L 40-5 e L 60-5, o que corrobora com o explicado anteriormente. A concentração de matéria orgânica existente em cada lisímetro e que interfere no comportamento do pH são confirmados com base nos valores de DQO e DBO apresentados nas Figuras 19, 20, 21, 22.

Nos lisímetros cujos RSU foram compactados a 3 kN m^{-3} ocorreu um rápido aumento de pH, o que pode ser explicado pela pouca quantidade de matéria orgânica, fonte de ácidos graxos e voláteis (Figura 17). Nesses lisímetros observa-se uma tendência de redução na DQO e DBO com o tempo, o que consequentemente resultou no aumento do pH. Já nos lisímetros com 5 kN m^{-3} , nota-se que a redução da DQO e da DBO a partir de meados de dezembro de 2015, foi marcada pelo aumento do pH no mesmo período, confirmando a relação de matéria orgânica e pH.

De acordo com a Resolução CONAMA N^o 430/2011 os valores encontrados estão dentro da faixa permissível (pH entre 5 e 9) para lançamento de efluentes em corpos receptores. Valores parecidos para essa variável foram encontrados por Moreira Junior (2015) estudando o comportamento de lisímetros preenchidos com resíduos sólidos com diferentes características.

4.2.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As Figuras 19 e 20 mostram as variações de DQO que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 19 - Variações da DQO ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m⁻³).

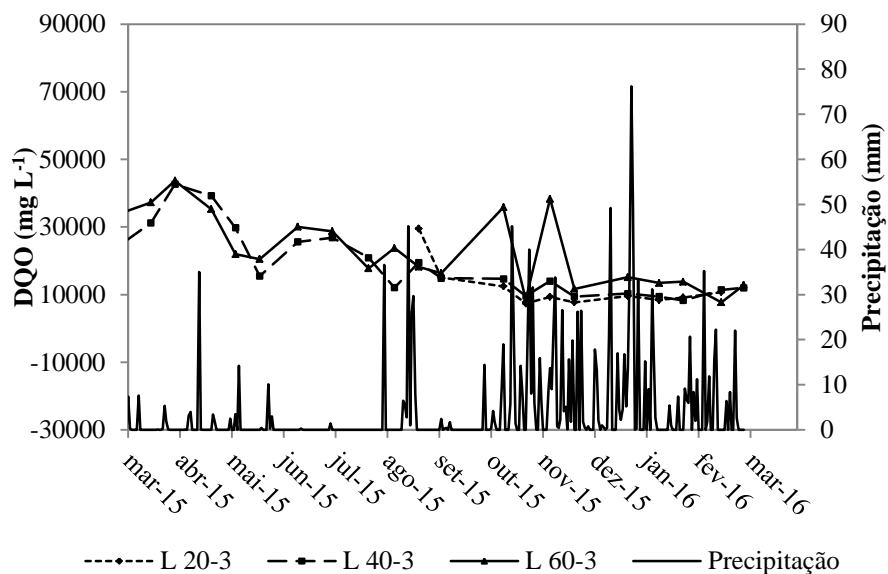
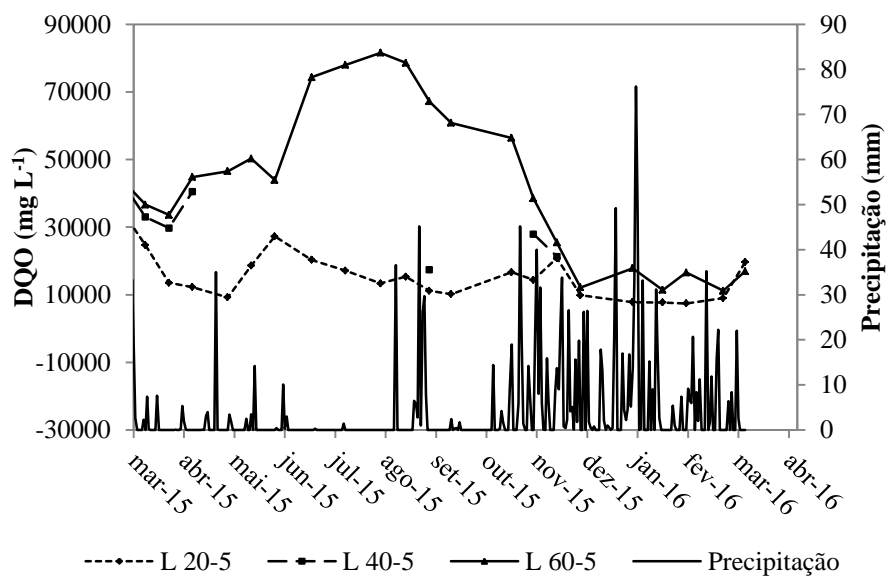


Figura 20 - Variações da DQO ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m⁻³).



De acordo com as Figuras 19 e 20, observou-se que quanto maior a quantidade de matéria orgânica depositada nos lisímetros, maior a concentração de DQO do percolado coletado, fato também encontrado no estudo de Moreira Junior (2015). Os lisímetros preenchidos com maior percentual de matéria orgânica mantiveram o mesmo comportamento para a DQO, ou seja, os com 20% de MO apresentaram um percolado com menor concentração de DQO em relação os de 40% que consequentemente foi menor do que os de 60%, tanto para os lisímetros com RSU compactados a 3 kN m^{-3} quanto os RSU compactados a 5 kN m^{-3} . No entanto, esse comportamento é mais nítido nos lisímetros com RSU a 5 kN m^{-3} por apresentarem maior quantidade de MO em relação aos lisímetros com RSU a 3 kN m^{-3} .

Nas primeiras coletas do percolado verificaram-se altos valores (pico) de DQO. Isso provavelmente ocorreu devido a grande quantidade de matéria orgânica que estava presente em todos os lisímetros no início do experimento, além do fato de a compactação dos resíduos ser recente, o que facilitou a expulsão da matéria orgânica liquefeita nas primeiras coletas. Este fato não foi constatado para o L 20-5, devido a água que foi utilizada no processo de compactação, o que resultou na diluição da matéria orgânica, levando a redução nos valores de DQO. Nota-se que quanto maior a compactação, maior a quantidade de matéria orgânica liquefeita, então a compactação de 5 kN m^{-3} proporcionou maior saída de MO do que a de 3 kN m^{-3} . Os resíduos sólidos urbanos por serem constituídos em maior parte por matéria orgânica (% em massa) sofrem degradação, passando assim essa característica para o percolado.

Para os lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3} observou-se uma redução da DQO ao longo do período experimental, uma vez que essa compactação proporcionou uma maior porosidade (oxigenação) e assim uma degradação mais rápida. Porém notaram-se dois picos em outubro e novembro, podendo ser explicado pelo fato de que algum composto no resíduo compactado

possa ter sido alcançado pela água, liberando assim maior concentração de matéria orgânica. De um modo geral, assim como verificado por Catapreta (2008) e Barros (2004), os resultados indicam comportamento variável ao longo do tempo para as variáveis físicas e químicas relacionadas à transformação da matéria orgânica. Já Moreira Junior (2015) afirma que é natural a permanência de uma variação na percolação e nos valores de DQO, justamente pelo formato e a metodologia de implantação dos lisímetros, haja vista a presença de diferentes particularidades nas camadas de resíduos por profundidade.

Como verificado por Moreira Junior (2015), o aumento acentuado de DQO em meados de junho de 2015 provavelmente pode estar ligado à falta de chuva o que possivelmente resultou no aumento da concentração desta variável no lisímetro (Figura 19).

Vale ressaltar que a diluição diminui a concentração de poluentes, porém aumenta o volume de água poluída. Neste caso, em época de muita chuva, a concentração de DQO é menor no percolado, no entanto há grande quantidade do mesmo a ser tratado nos sistemas de tratamento. De qualquer maneira, o correto a ser feito é o tratamento do percolado para assim descartá-lo, independente de ser mais ou menos concentrado.

4.2.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

As Figuras 21 e 22 apresentam as variações de DBO que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 21 - Variações da DBO ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

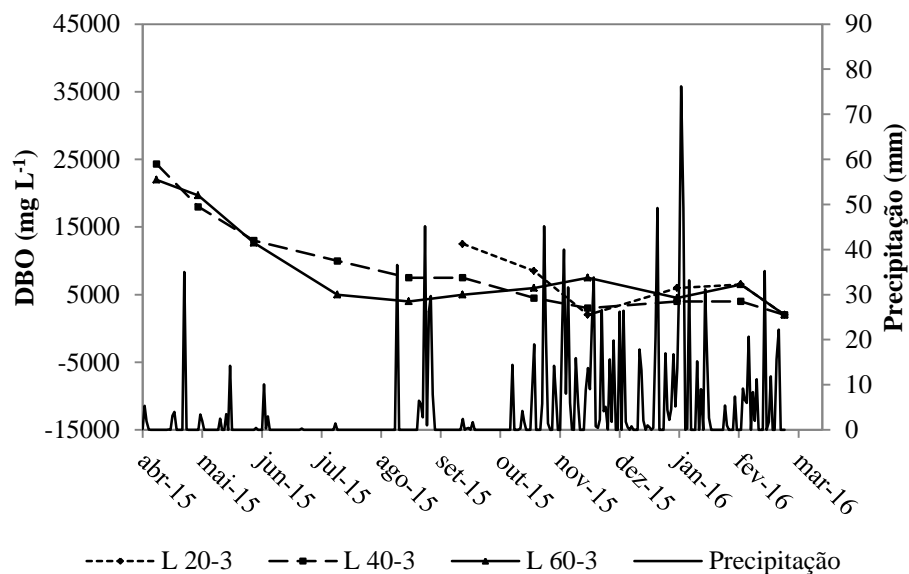
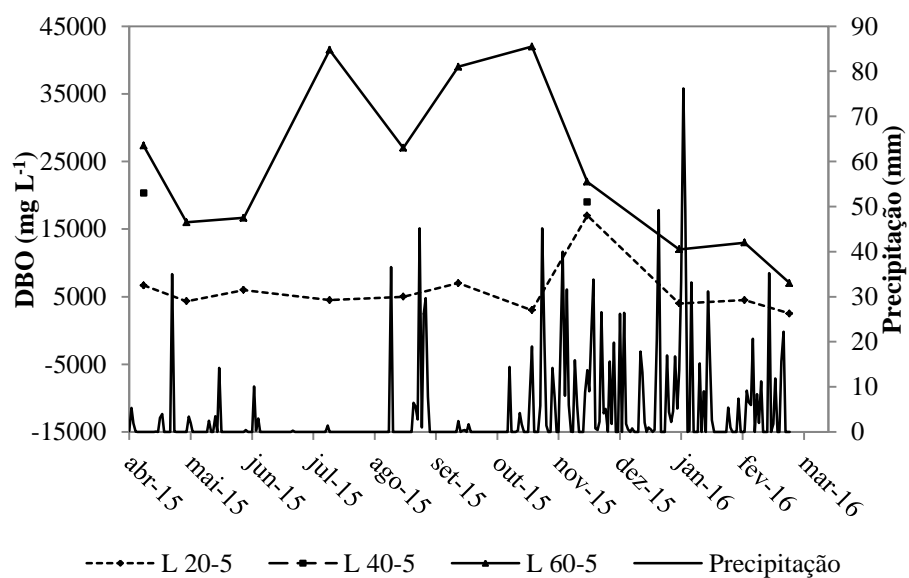


Figura 22 - Variações da DBO ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU 5 compactado a kN m^{-3}).



Quanto à DBO, essa análise inicialmente foi prejudicada devido a erros de diluição das amostras, perdendo assim as primeiras análises. Mesmo diante disso, verificou-se que o comportamento da DBO seguiu a mesma tendência da DQO. Os lisímetros preenchidos com maior percentual de matéria orgânica mantiveram o mesmo padrão para a DBO, sendo que aqueles com 20% de MO com DBO menor que os de 40% e, conseqüentemente, menor que os de 60%.

Os valores de DBO nos lisímetros, cujo RSU foi compactado com um peso específico de 3 kN m^{-3} e conseqüentemente preenchidos com menor quantidade de matéria orgânica, apresentaram decréscimo mais gradual de DBO do que os lisímetros, nos quais o RSU foi compactado com um peso específico de 5 kN m^{-3} . A explicação pode estar associada à menor quantidade de MO e maior possibilidade de oxidação do material orgânico, em função da menor compactação dos RSU. Os valores obtidos nas últimas análises sugere certa estabilização da degradação da MO nos lisímetros, ocorrendo assim um declínio da biodegradabilidade da matéria orgânica (Figura 21).

Observou-se no lisímetro L 60-5 um acréscimo de DBO a partir de maio de 2015, comportamento parecido com o observado na DQO, corroborando com o fato da elevação de DBO ter sido possivelmente por algum material orgânico ter sido atingido pela água, o que pode ter acarretado uma maior concentração de matéria orgânica no percolado. Nota-se, no entanto, que essa tendência não foi verificada nos lisímetros restantes.

4.2.4 Relação DBO DQO⁻¹

As Figuras 23 e 24 apresentam as variações da relação DBO/DQO que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 23 - Variações da relação DBO DQO^{-1} ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

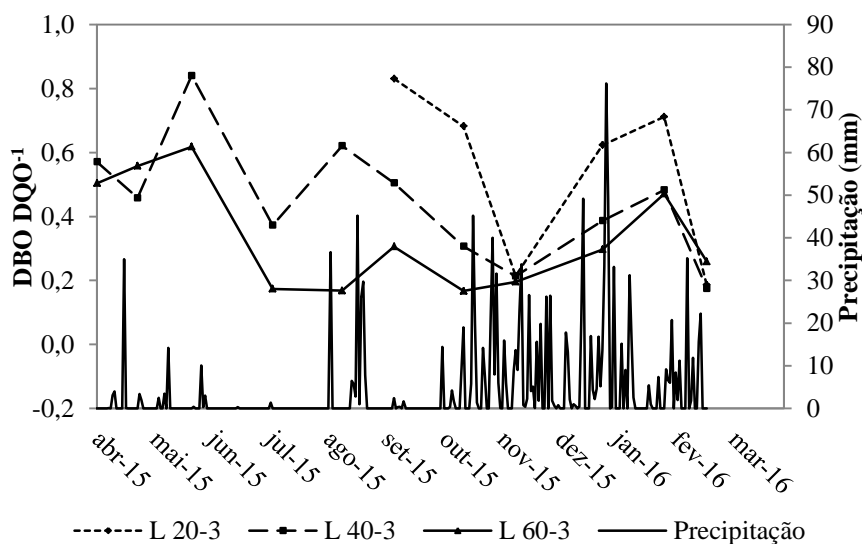
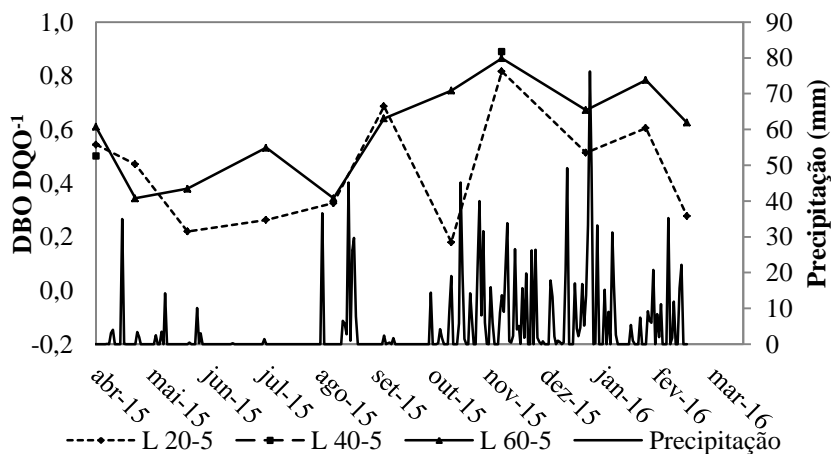


Figura 24 - Variações da relação DBO.DQO^{-1} ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).



A relação DBO DQO^{-1} mostrou valores bem diversificados, sendo que uma relação acima de 0,6 é comum para aterros novos e por volta de 0,2

relacionados a aterros velhos (HAMANDA; MATSUNAGA, 2000). Segundo Silva (2011), o percolado altera com o tempo, à medida que vai ocorrendo degradação dentro do aterro. O mesmo autor afirma que quando o aterro é jovem, este apresenta maior carga orgânica, o que pôde ser verificado nas Figuras (19, 20, 21 e 22). A análise da relação DBO/DQO^{-1} é útil para verificação do processo de digestão anaeróbia e da biodegradabilidade da fração orgânica (CHERNICHARO, 2007). Essa relação é de suma importância para indicar o tratamento do efluente em estudo. Complementar a esta relação é importante conhecer as substâncias tóxicas presentes no percolado e que afeta a atividade biológica e assim o tratamento. O tempo gasto para degradar os resíduos é variável, sendo que os orgânicos degradam mais rapidamente que os inorgânicos.

Como verificado na Figura 23, os resíduos que foram compactados com um peso específico de 3 kN m^{-3} tiveram uma leve queda da relação DBO/DQO^{-1} , uma vez que esses lisímetros contém menor quantidade de matéria orgânica em comparação ao de 5 kN m^{-3} . Portanto, como relatado por Hamada e Matsunaga (2000), a relação DBO/DQO vai diminuindo à medida que o aterro sanitário vai envelhecendo, sendo que quando esta relação se torna menor do que 0,4 presume-se que diminuiu a fração orgânica biodegradável. Os resíduos com um peso específico de 3 kN m^{-3} tiveram uma maior porosidade e por isso, mais oxigênio, pelo menos no início, que levou a uma maior degradação da DBO e diminuição da relação DBO/DQO^{-1} . O tempo gasto para degradar os resíduos é variável, sendo que os orgânicos degradam mais rapidamente que os inorgânicos.

Os resíduos que foram compactados com um peso específico de 5 kN m^{-3} e conseqüentemente preenchidos com maior quantidade de matéria orgânica tiveram um aumento da relação DBO/DQO^{-1} ao longo do experimento,

contradizendo os autores citados anteriormente, o que não é comum de ocorrer, possivelmente pelo fato dos resíduos com um peso específico de 5 kN m^{-3} tiveram menor porosidade, e assim menor degradação e maior liberação da MO aprisionada ao longo do tempo, mantendo e aumentando a relação DBO DQO⁻¹.

4.2.5 Condutividade elétrica

As Figuras 25 e 26 apresentam as variações de condutividade elétrica que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 25 - Variações da condutividade elétrica ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

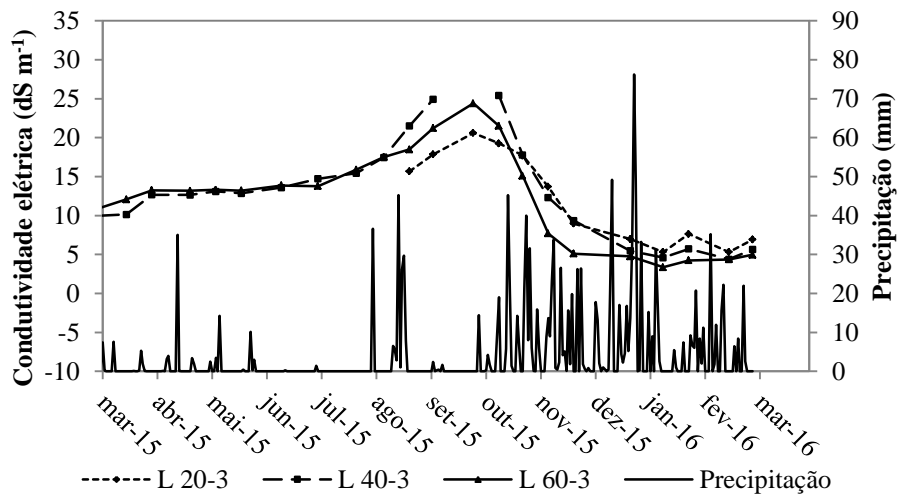
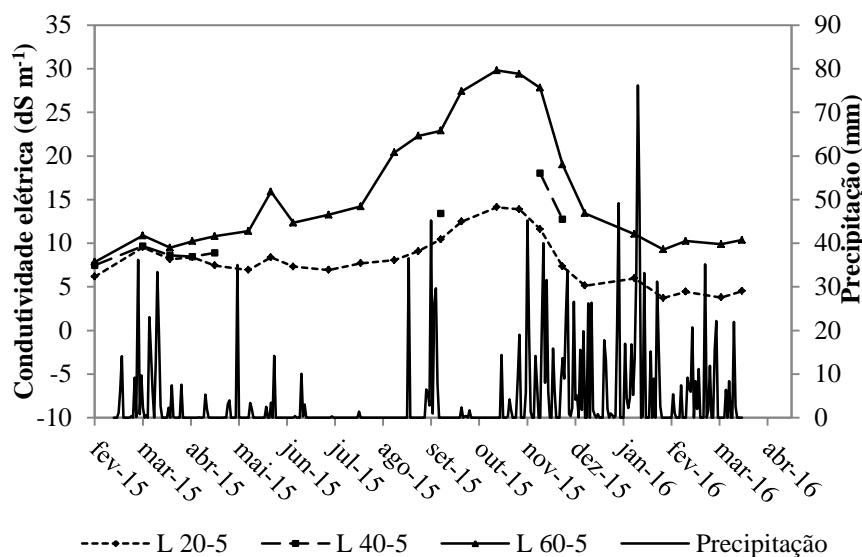


Figura 26 - Variações da condutividade elétrica ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).



As Figuras 25 e 26 apresentam o comportamento da condutividade elétrica ao longo do tempo, deixando claro que ocorreu um aumento da condutividade com o passar do tempo, sendo esta diminuída novamente no período chuvoso. No período de pouca chuva houve uma diminuição do percolado gerado e consequente aumento da concentração de sais no mesmo, contribuindo assim para o aumento da condutividade elétrica, o mesmo foi verificado por Silva (2013). Além disso, durante a degradação da matéria orgânica ocorre a liberação de sais. A condutividade elétrica é um parâmetro que está diretamente relacionado aos sólidos suspensos, sendo de fácil monitoramento no sistema. A presença de sais no percolado é uma característica marcante, devendo ser controlada para não aumentar, podendo interferir na osmose dos microrganismos e assim afetar o tratamento biológico (EDUARDO, 2007).

No início das coletas, devido à precipitação pluviométrica, o percolado estava mais diluído, o que causou baixa condutividade elétrica (SILVA, 2013). Já nas coletas finais, o percolado apresentou valores mais baixos de condutividade elétrica, o que confirma que com o passar do tempo os sais foram diminuindo e saindo junto com o percolado.

Notou-se que os lisímetros que contêm maior concentração de matéria orgânica são os que possuem maior condutividade elétrica, isso se explica pelo fato da matéria orgânica ser fonte de sais. Os lisímetros com compactação de 5 kN m^{-3} com o mesmo percentual de matéria orgânica apresentaram maior condutividade elétrica do que os com 3 kN m^{-3} , confirmando assim que a matéria orgânica influencia no comportamento dessa variável.

4.2.6 Sólidos Suspensos

As Figuras 27 e 28 apresentam as variações de sólidos suspensos que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 27 - Variações de sólidos suspensos ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

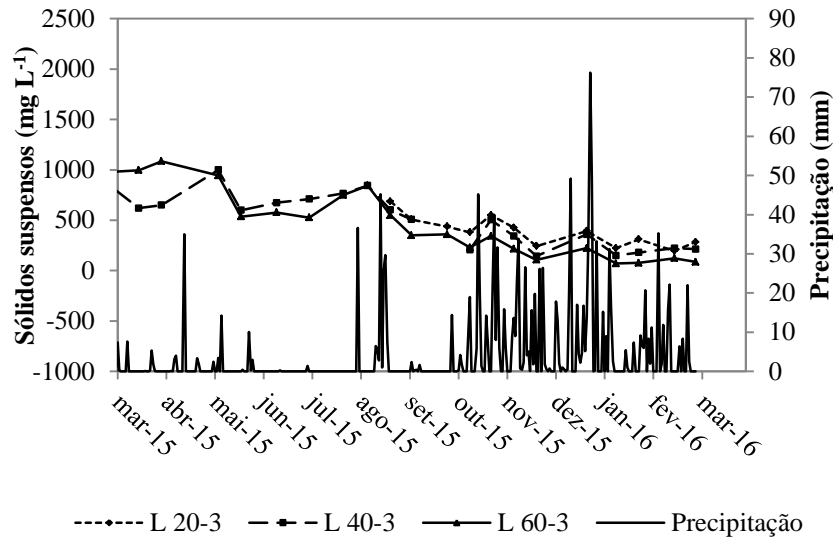
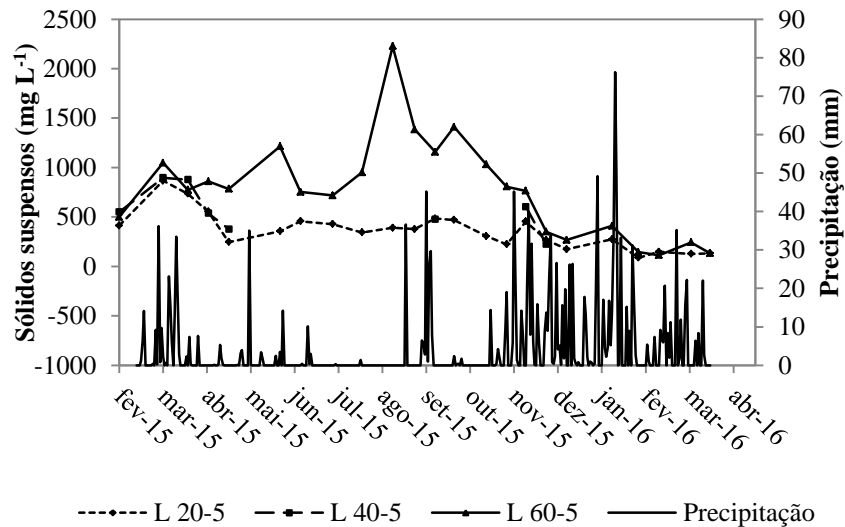


Figura 28 - Variações de sólidos suspensos ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).



Notou-se nas Figuras 27 e 28 que os lisímetros que contêm maior concentração de matéria orgânica são os que possuem elevada carga de sólidos suspensos no início do experimento. Em grande parte, esses foram originados da matéria orgânica em decomposição (SILVA, 2013) Observou-se que os sólidos em suspensão tiveram comportamento semelhante aos de DBO e de DQO. No entanto, no final do experimento, os valores de sólidos suspensos foram maiores para os lisímetros com menor quantidade de MO e maior quantidade de material inorgânico, possivelmente pela liberação dos sólidos inorgânicos. A carga de sólidos suspensos representa o conjunto de substâncias de natureza orgânica e inorgânica em suspensão presente no percolado gerado nos lisímetros.

Observa-se que nos lisímetros em que o RSU foi compactado a 3 kN m^{-3} ocorreu um decréscimo acentuado na carga de sólidos suspensos, que pode ser explicada pelo arraste de sólidos no processo de lixiviação e também pela maior biodegradação que foi proporcionada pela maior porosidade e conseqüentemente maior oxigenação (Figura 27). Já nos lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3} , esse comportamento pode ser observado a partir de novembro, provavelmente devido ao fato da matéria orgânica já ter sido carregada nas coletas anteriores e também pelo fato do percolado, neste caso, se encontrar mais diluído, visto que, foi uma época chuvosa.

Conforme observado no comportamento da DBO, DQO e da condutividade elétrica, os lisímetros em que o RSU foi compactado a 5 kN m^{-3} apresentaram maior carga de sólidos suspensos dos que foram compactados a 3 kN m^{-3} , uma vez que RSU com maior peso específico apresentam maior quantidade de massa em seu interior, já que o volume dos lisímetros é o mesmo

4.2.7 Fósforo Total

As Figuras 29 e 30 apresentam as variações de fósforo total que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 29 - Variações de Fósforo total ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

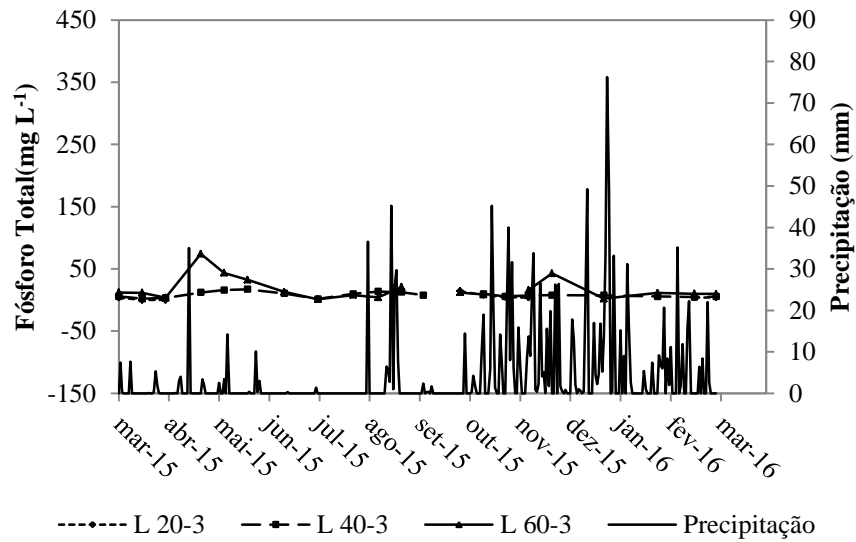
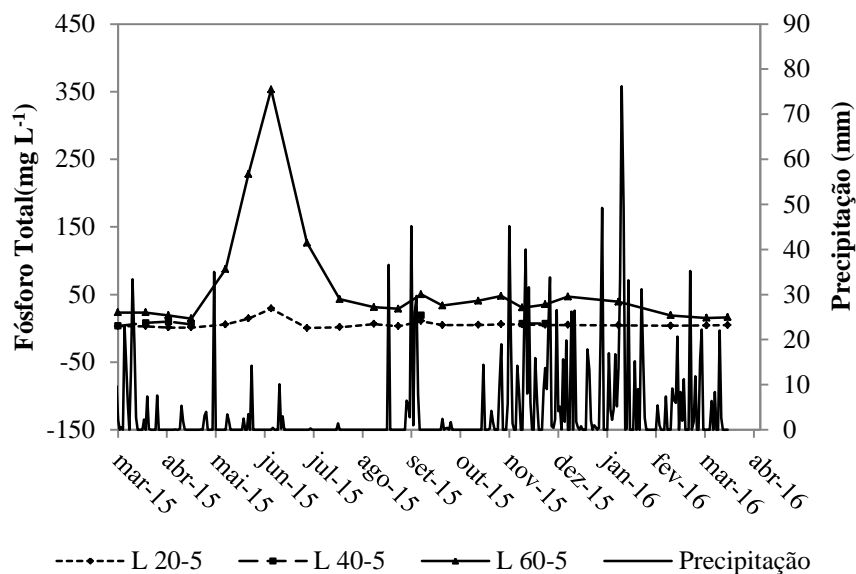


Figura 30 - Variações de Fósforo total ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).



Notou-se que os lisímetros que receberam uma maior compactação (L 20-5, L 40-5 e L 60-5) e conseqüentemente maior quantidade de matéria orgânica tiveram um valor mais elevado de fósforo que os lisímetros L 20-3, L 40-3 e L 60-3. Tendo em vista que o fósforo, assim como o nitrogênio, faz parte da constituição das proteínas, suas concentrações no percolado estão relacionadas diretamente com a quantidade de matéria orgânica também presente no percolado. Esse argumento foi semelhante ao encontrado por Fleck (2003) ao estudar o nitrogênio.

Todas as células tiveram um aumento nos valores de fósforo a partir do mês de maio de 2015 até agosto do mesmo ano. Porém, os lisímetros com 60% de matéria orgânica (L 60-3 e L 60-5) tiveram um crescimento brusco para o fósforo neste período, que pode ter relação com o pH mais ácido, uma vez que, os lisímetros com maior quantidade de MO ficaram por mais tempo na fase

acidogênica. Os valores se elevaram após um período com uma chuva intensa, sendo que a água pode ter atingido algum material com alta concentração de fósforo e assim causado a solubilização do mesmo, acarretando altos valores dessa variável.

Ao final do experimento percebeu-se certa constância nos valores de fósforo para todos lisímetros estudados, mostrando que a esse elemento foi lixiviado na fase inicial do trabalho, onde houve as maiores oscilações de fósforo. Também nessa fase do experimento, o pH estava mais elevado, o que não favoreceu a mobilidade do fósforo.

4.2.8 Nitrogênio Total Kjeldahl

As Figuras 31 e 32 apresentam as variações de nitrogênio total Kjeldahl que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 31 - Variações de Nitrogênio total Kjeldahl ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

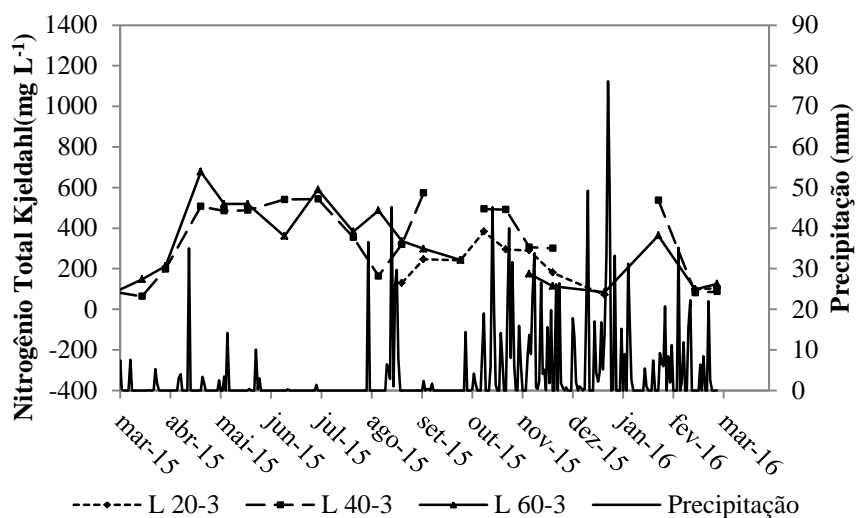
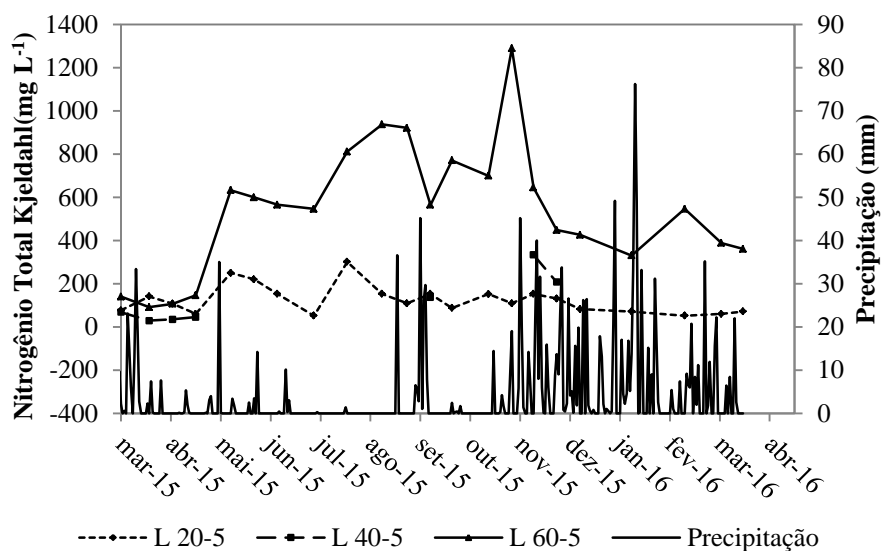


Figura 32 - Variações de Nitrogênio total Kjeldahl ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).



Nesse experimento foi notado que o valor de Nitrogênio Total Kjeldahl foi mais elevado nos lisímetros com maior compactação e conseqüentemente maior quantidade de matéria orgânica. Também ficou evidente que quanto maior o percentual de matéria orgânica, independentemente do peso específico dos RSU, maiores foram os valores para esse elemento em estudo. Sabendo-se que o nitrogênio faz parte da constituição das proteínas, suas concentrações no percolado estão relacionadas diretamente com a quantidade de matéria orgânica também presente no percolado (FLECK, 2003). Já Farquhar (1995) relata que a maior parte desse nitrogênio está na forma de Nitrogênio Total Kjeldahl (nitrogênio amoniacal mais nitrogênio orgânico).

4.2.9 Nitrato

As Figuras 33 e 34 apresentam as variações de nitrato que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 33 - Variações de Nitrato ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

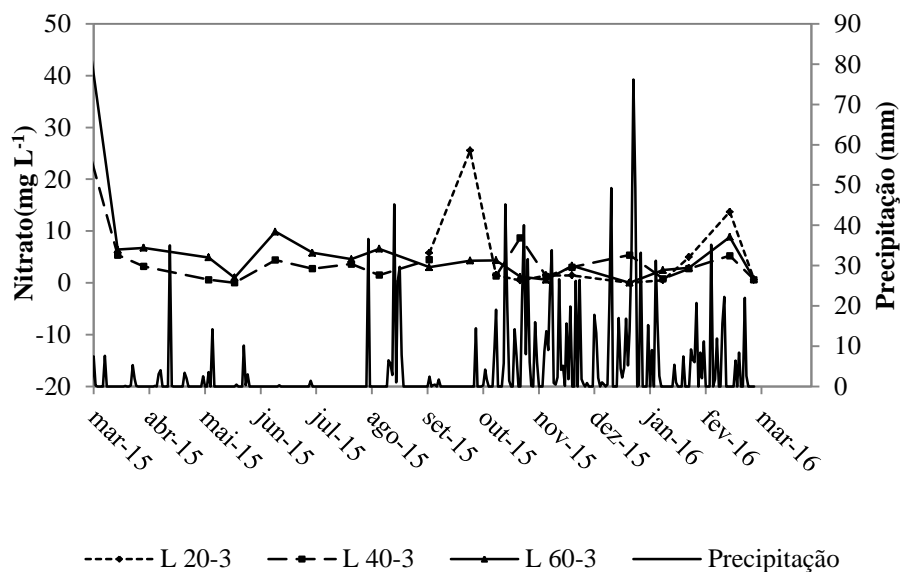
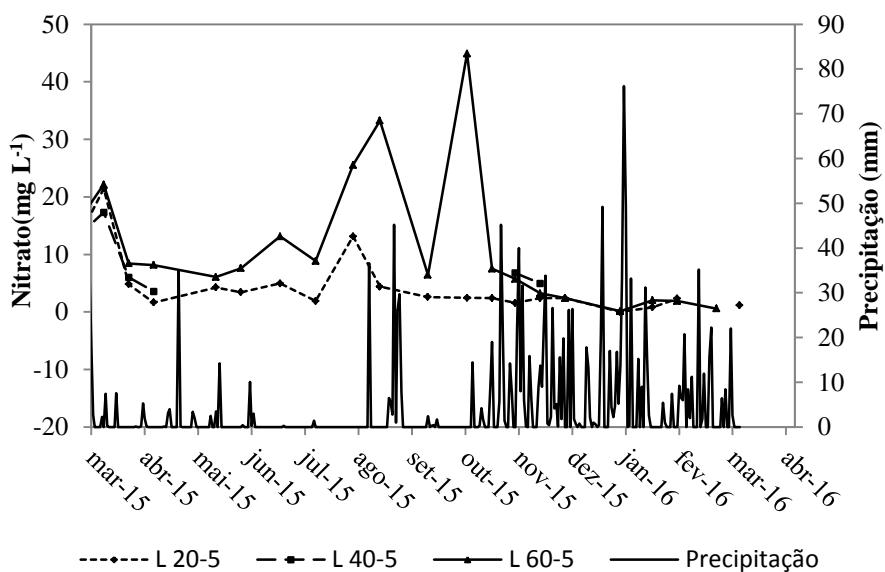


Figura 34 - Variações de Nitrato ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).



Observa-se nas Figuras 33 e 34 que os valores encontrados para o nitrato foram baixos, assim como verificado por SILVA (2013) e MOREIRA JUNIOR (2015). De acordo com Souto (2009) o nitrato ocorre em pequenas concentrações no percolado, por este se encontrar oxidado, e o meio ser anaeróbio. No entanto, percebem-se maiores valores de nitrato nas duas primeiras coletas, motivo pelo qual dos resíduos terem sido aterrados recentemente, e assim, o oxigênio presente na massa RSU ter sido o causador da oxidação do nitrogênio a nitrato.

Também se percebe maior quantidade de nitrato no período de estiagem, pois nessa época tem pouca água e mais oxigênio nos lisímetros. Então, nessa fase o amônio provavelmente foi oxidado para nitrato. Já no período chuvoso, pelo fato do lisímetro ter ficado maior parte do tempo em condições anaeróbias/redutoras, observou-se menores valores para essa variável. Esperava-se menor concentração de nitrato nos lisímetros com RSU mais compactado, devido ao fato de ter menor quantidade de oxigênio, elemento fundamental para oxidação.

4.3 Metais Pesados

As concentrações de metais presentes no percolado coletado nos lisímetros foram discutidas com base na Resolução nº. 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que define os valores máximos permitidos para concentração de metais em efluentes líquidos, para disposição em cursos d'água. A Tabela 12 apresenta os valores estatísticos para os metais pesados presentes no percolado, bem como os valores máximos em efluentes líquidos permitidos pela Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011 do CONAMA. A escolha dessa legislação se deu meramente para analisar o

potencial poluidor dos líquidos lixiviados, caso os mesmos fossem lançados em um curso d'água.

Tabela 12 - Valores estatísticos de metais pesados do percolado, bem como os valores máximos estabelecidos pelo CONAMA.

Metal	Estatística	Lisímetros						*VMP
		L 20-3	L 40-3	L 60-3	L 20-5	L 40-5	L 60-5	
Mn	Média	1,58 ¹⁰	3,70 ¹⁹	4,55 ²⁰	4,06 ²⁰	9,88 ⁸	11,43 ²¹	1
	Desv pad	2,05	3,70	3,75	3,15	4,88	7,04	
	Mínimo	0,13	0,19	0,25	0,12	1,74	0,23	
	Máximo	7,15	9,85	11,00	9,75	15,70	24,39	
Fe	Média	26,54 ¹⁰	33,00 ¹⁹	42,71 ²⁰	33,50 ²⁰	58,15 ⁸	61,51 ²¹	15
	Desv pad	21,34	29,21	31,13	24,47	24,90	27,59	
	Mínimo	0,50	0,80	1,20	1,05	12,06	14,35	
	Máximo	59,80	77,08	86,30	72,20	75,70	97,47	
Zn	Média	0,52 ¹⁰	0,69 ¹⁹	1,36 ²⁰	0,57 ²⁰	2,3 ⁸⁸	1,94 ²¹	5
	Desv pad	0,37	1,11	2,14	0,84	3,09	2,71	
	Mínimo	0,10	0,00	0,00	0,02	0,10	0,03	
	Máximo	1,15	4,95	7,70	3,75	8,80	9,15	
Pb	Média	0,56 ¹⁰	0,70 ¹⁹	0,88 ²⁰	0,69 ²⁰	0,58 ⁸	0,82 ²¹	0,5
	Desv pad	0,42	0,47	0,62	0,56	0,53	0,57	
	Mínimo	0,15	0,18	0,17	0,13	0,17	0,16	
	Máximo	1,23	1,81	1,82	1,81	1,48	1,93	
Cu	Média	0,29 ¹⁰	1,08 ¹⁹	2,19 ²⁰	0,68 ²⁰	2,448	2,88 ²¹	1
	Desv pad	0,22	1,06	2,57	0,75	2,34	3,32	
	Mínimo	0,08	0,15	0,18	0,00	0,25	0,12	
	Máximo	0,74	3,64	8,24	2,60	6,41	8,52	

*Valor máximo permitido (mg L^{-1}).

A unidade de medida dos metais pesados é mg L^{-1}

A seguir é feita uma apresentação dos resultados dos metais pesados. As Figuras expostas ilustram a evolução destes metais com o passar do tempo.

4.3.1 Manganês

As Figuras 35 e 36 apresentam as variações de manganês que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 35 - Variações de Manganês ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

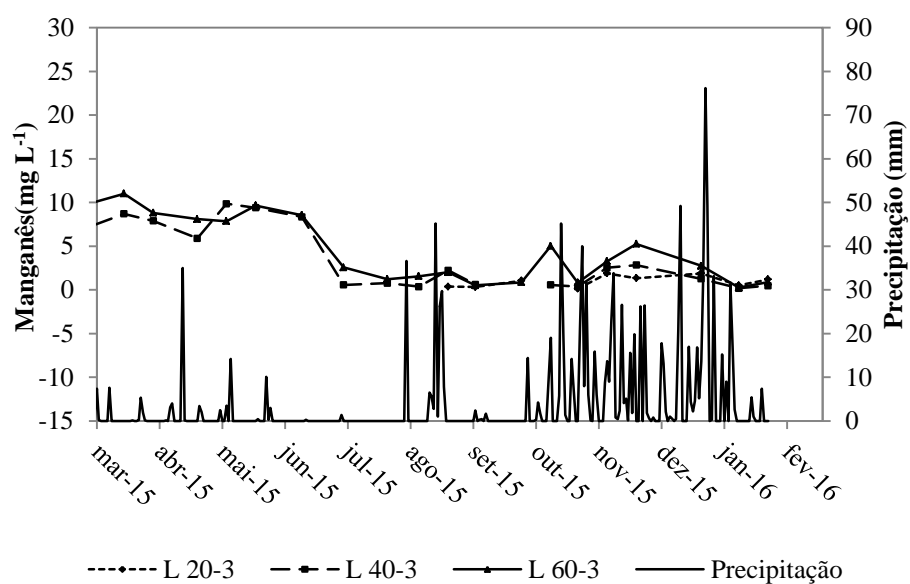
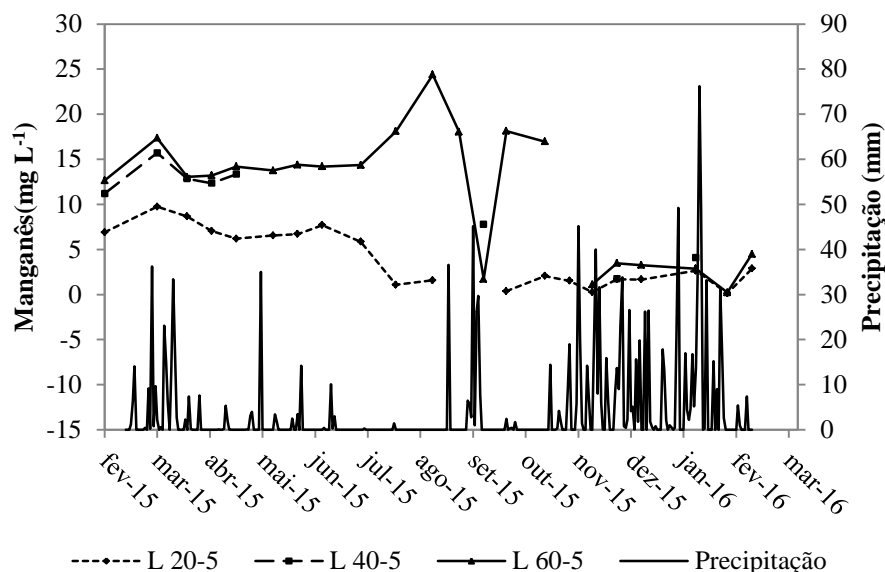


Figura 36 - Variações de Manganês ao longo do período experimental associadas à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).



Conforme observado nas Figuras 35 e 36, no início do experimento, ou seja, em épocas de pH mais baixo, foi verificada uma maior concentração de manganês no percolado. De acordo com Schuller (2005), em condições ácidas, o manganês tem maior mobilidade.

Os resultados mostram que as concentrações de manganês apresentaram comportamento semelhante à DBO e DQO, com concentrações elevadas no início do monitoramento, diminuindo ao longo do período de monitoramento. Souto (2009) verificou que os compostos orgânicos solúveis podem funcionar como um veículo e assim transportar metais para fora dos lisímetros, neste caso, o manganês. Já Garcia e Dorransoro (2002) citam que os RSU possuem grande quantidade de matéria orgânica, que conseqüentemente faz parte do percolado e que esta favorece a fixação de metais pesados formando complexos com os

mesmos. Assim, há um efeito dúbio na matéria orgânica, tendendo mais para diminuição da concentração disponível do metal.

Como apresentado na Tabela 12, e Figuras 35 e 36 constatou-se com base no desvio padrão que as maiores oscilações de concentração deste metal se deram nos lisímetros cuja quantidade de matéria orgânica foi de 60%, sendo esses que também apresentaram maiores valores para as médias da concentração de manganês. De um modo geral, foram encontrados resultados acima do limite permitido pela Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011 do CONAMA para esse metal em estudo.

Em relação à compactação observou-se que as células com maior peso específico tiveram maiores concentrações de manganês. Para os lisímetros de 3 kN m^{-3} percebeu-se que a partir do final de junho, a concentração foi reduzida estando abaixo do valor permitido pela resolução Conama n° 430/2011. Tal fato pode ser explicado pela lixiviação no período inicial do experimento. Já para os lisímetros com RSU a 5 kN m^{-3} verificou-se que apenas duas campanhas estiveram abaixo dos valores máximos permitidos, constatando-se o maior potencial poluidor atribuído ao maior peso específico. O Mn demora mais para diminuir seus valores porque há uma maior massa bruta de metal nos lisímetros de maior compactação, logo há mais metal para ser lixiviado nos lisímetros de peso específico mais elevado.

Não foi possível relacionar a influência do regime de chuvas sobre a concentração do manganês, apesar de se ter verificado poucos picos para o lisímetro L 60-5 em período de seca.

4.3.2 Ferro

As Figuras 37 e 38 apresentam as variações de ferro que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 37 - Variações de Ferro ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

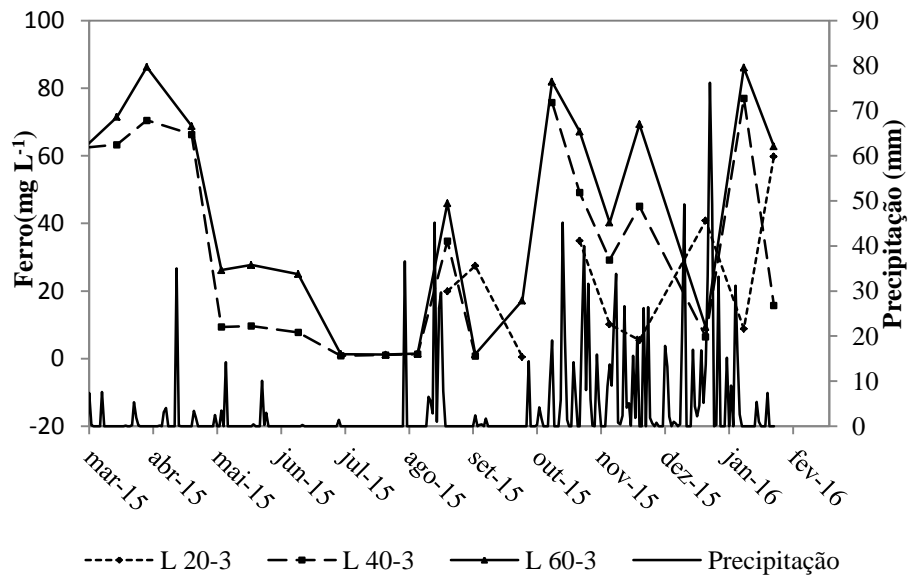
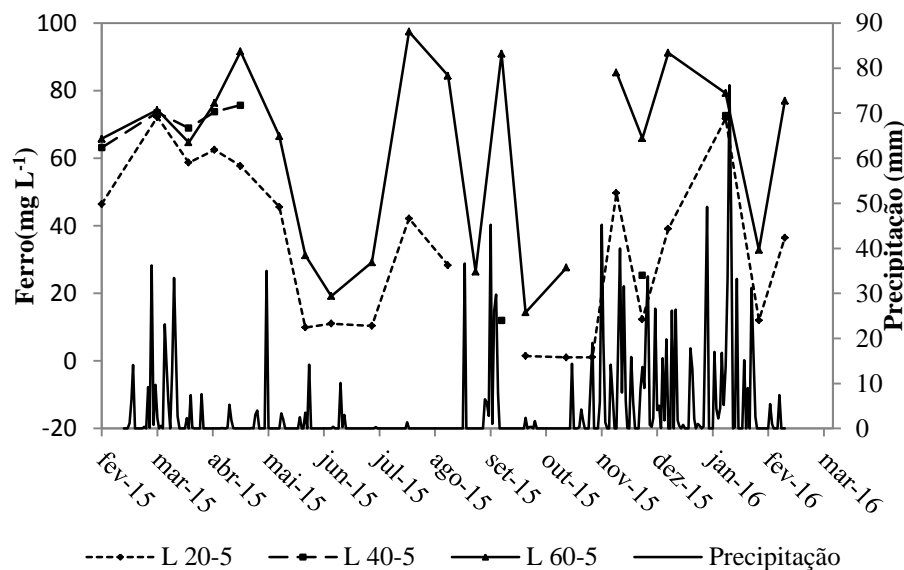


Figura 38 - Variações de Ferro ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m⁻³).



Conforme constatado nas Figuras 37 e 38, os resultados indicam comportamento variável ao longo do tempo para o ferro, sendo que suas concentrações são extremamente volúveis, não obedecendo padrão. Verificaram-se vários picos ao longo do período monitorado, que pode estar associado possivelmente a heterogeneidade dos resíduos utilizados para a montagem do experimento.

Parte do ferro presente no percolado pode ter sido originada do solo que foi usado na compactação e também para o meio suporte da gramínea, uma vez que é sabido que o ferro se encontra presente em solos. A hipótese é sustentada pela observação de grandes valores em ambos os pesos específicos em períodos chuvosos. Aparentemente o ferro aumentou em épocas chuvosas, uma vez que a água precipitada favoreceu a formação de Fe²⁺, o qual é mais móvel.

Como apresentado na Tabela 12, observou-se com base no desvio padrão que as maiores oscilações deste metal se deram respectivamente nos lisímetros de menor para os de maior quantidade de matéria orgânica, sendo as médias desses valores com o mesmo padrão. Quanto maior a quantidade de matéria orgânica, mais elevados são os valores observados de ferro. Em relação à compactação, verificou-se que as maiores concentrações de ferro estavam presentes nos resíduos com peso específico mais elevado, onde há maior concentração de matéria orgânica. Não é tão simples comparar diferentes lisímetros por conta da diferente massa bruta de metal e, principalmente, da heterogeneidade do resíduo metálico em cada lisímetro. Em outras palavras, mesmo se os lisímetros apresentassem a mesma massa de resíduo metálico, haveria variação no resultado, pois não há controle do tipo de metal em cada lisímetro.

Na grande maioria dos casos, foram encontrados resultados acima do limite permitido pela Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011 do CONAMA para esse metal em estudo.

4.3.3 Zinco

As Figuras 39 e 40 apresentam as variações de zinco que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 39 - Variações de Zinco ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m⁻³).

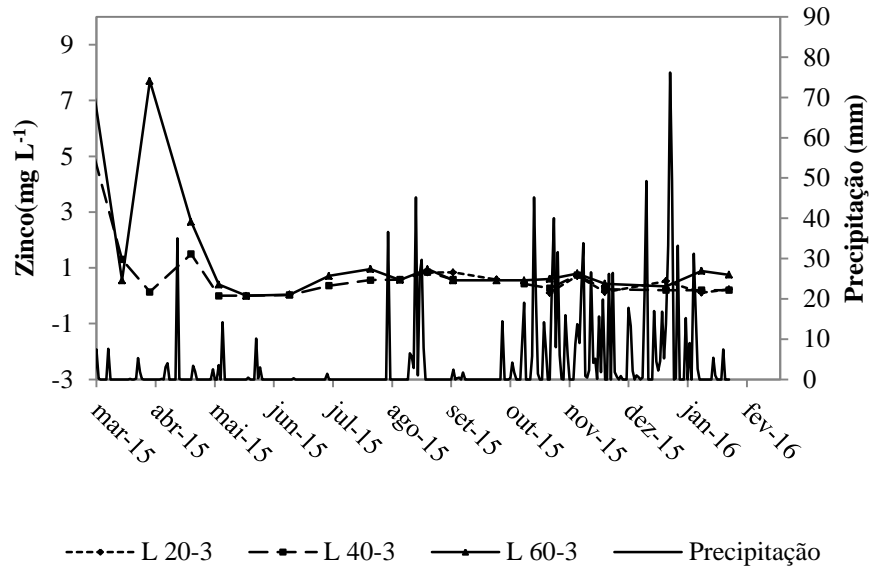
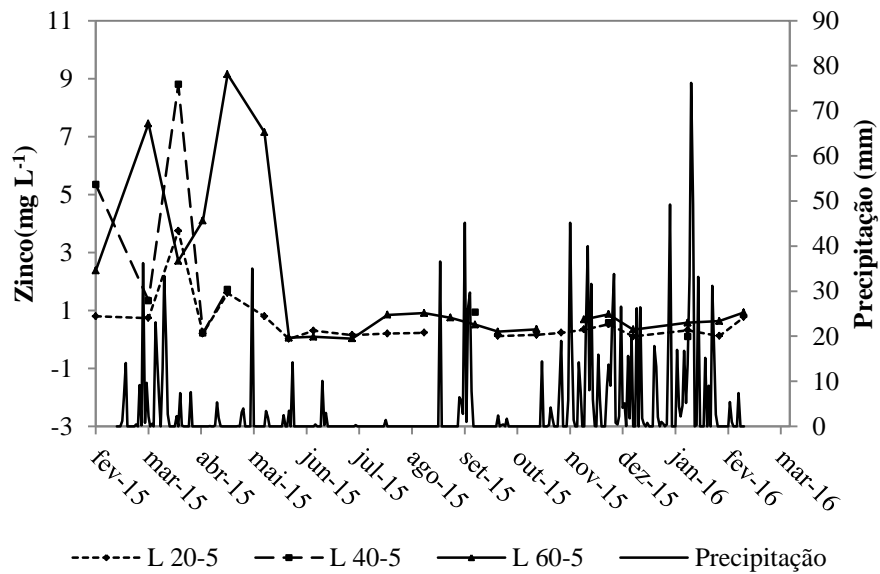


Figura 40 - Variações de Zinco ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m⁻³).



Com base nas Figuras 39 e 40, percebe-se uma maior quantidade de zinco proveniente dos lisímetros com maior porcentual de matéria orgânica. Os lisímetros compactados com maior peso específico e conseqüentemente maior quantidade de matéria orgânica apresentaram média levemente superior do que os resíduos compactados com um menor peso específico.

As explicações para os picos de concentração do zinco está associado aos menores valores de pH no início do período experimental, conforme Figura 18).

Os resultados mostram que a concentração de zinco apresentou-se bastante elevada no início do monitoramento, decrescendo com o tempo, padrão este encontrado em todos lisímetros, o que sugere que o zinco presente na massa de resíduos foi lixiviado rapidamente sendo que para os lisímetros de menor compactação observa-se um período menor para a lixiviação. Além disso, foi verificado uma maior quantidade de zinco em pH mais ácido. De acordo com Schuller (2005), em pH baixo o zinco permanece como íon livre, que tende a ser adsorvido e transportado por sólidos suspensos. Ressaltando-se que os sólidos suspensos tiveram seus valores mais altos no início do experimento, mesmo padrão para essa variável em questão.

De acordo com a Tabela 12, os valores de zinco seguiram o padrão de quanto maior a quantidade de matéria orgânica, maior a concentração deste metal no percolado. Porém, o lisímetro L 40-5 teve valores mais elevados para esta variável em estudo do que o lisímetro L 60-5, o que pode estar relacionado com o tipo de resíduo contido no lisímetro

Do ponto de vista de atendimento à legislação, o valor limite estabelecido pela Resolução CONAMA N^o 430, (CONAMA, 2011) é de 5,0 mg L⁻¹. Nota-se que apenas no período inicial as concentrações de zinco estiveram acima do limite estabelecido.

4.3.4 Chumbo

As Figuras 41 e 42 apresentam as variações de chumbo que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 41- Variações de Chumbo ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 3 kN m^{-3}).

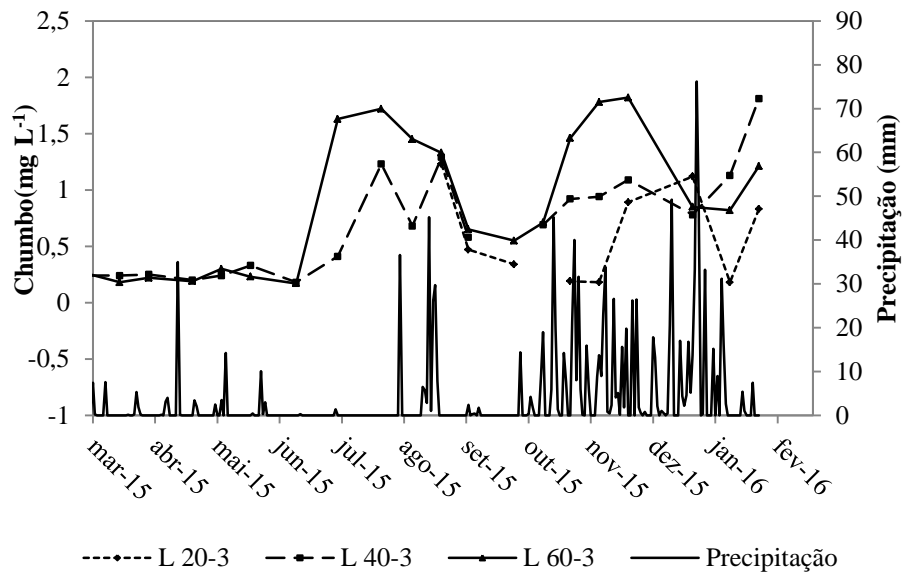
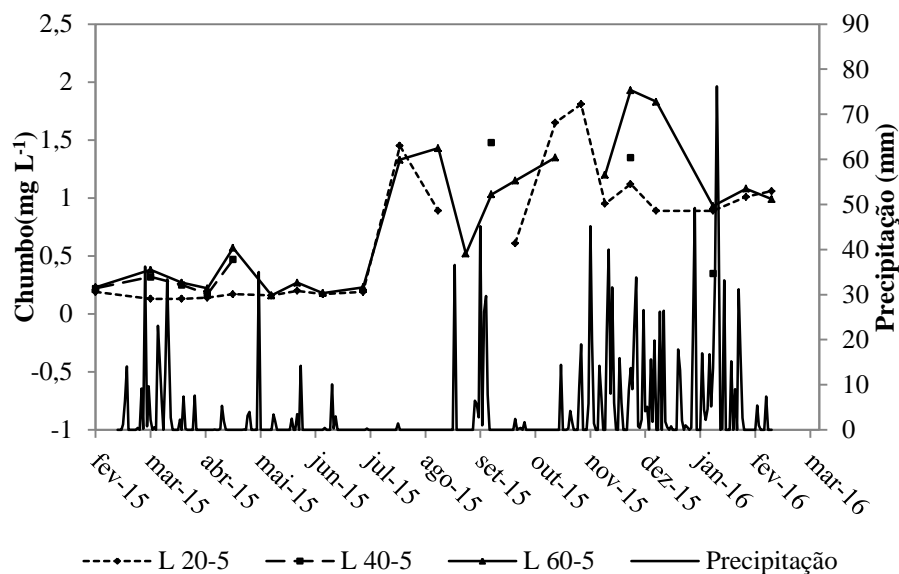


Figura 42 - Variações de Chumbo ao longo do período experimental associada a precipitação diária (Lisímetros com RSU a 5 kN m^{-3}).



Os resultados mostram que as concentrações de chumbo apresentaram comportamento temporal diferente das demais variáveis, com concentrações menores no início do monitoramento, aumentando ao longo do período de monitoramento, podendo inferir que este elemento tem uma liberação mais lenta, resultados contrários ao encontrado por Catapreta (2008). Suspeita-se que o metal possa ter sido liberado de compostos inorgânicos ou orgânicos de baixa degradabilidade.

Os resultados de Silva (2013) mostram que as concentrações de chumbo se apresentaram com valores baixos, contrário do encontrado neste trabalho.

Os valores aqui observados encontram-se acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA N° 430 (CONAMA, 2011) para lançamento de efluentes, cujo limite é de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$. Os resultados aqui encontrados foram bem mais elevados do que o normalmente encontrado em percolado, o que leva a acreditar que possa ter ocorrido algum erro na análise em questão.

4.3.5 Cobre

As Figuras 43 e 44 apresentam as variações de cobre que ocorreram no percolado ao longo do período experimental, juntamente com os valores da precipitação diária.

Figura 43 - Variações de Cobre ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).

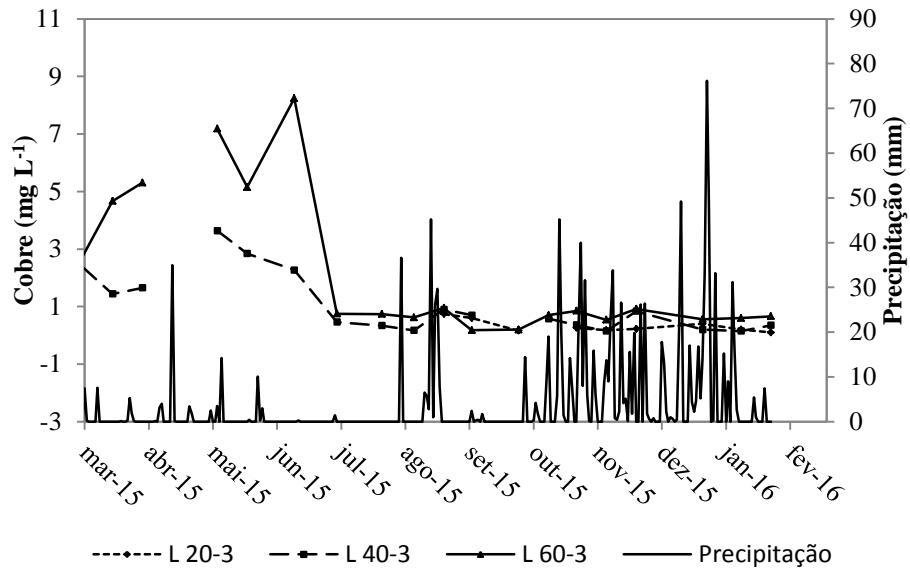
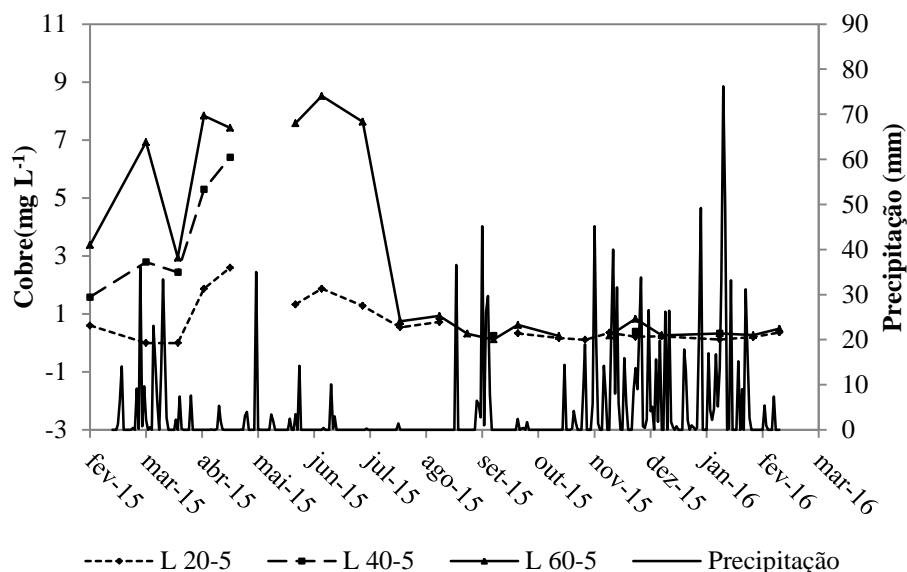


Figura 44 - Variações de Cobre ao longo do período experimental associada à precipitação diária (Lisímetros com RSU compactado a 5 kN m^{-3}).



Segundo Reis e Ellwanger (2004) o cobre, está presente na fração orgânica do composto do resíduo urbano, em concentrações relativamente elevadas. Nota-se também que os lisímetros com maior teor de matéria orgânica apresentaram maior concentração de cobre em seu percolado. Castilhos Júnior (1988) mediu os teores de metais nos RSU e concluiu que a matéria orgânica é a principal fonte de cobre. As concentrações de cobre apresentaram-se inicialmente elevadas, sendo observado em seguida um decréscimo repentino. Este comportamento provavelmente se deve aos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem dentro dos lisímetros devido à digestão anaeróbia. Após essa queda brusca, observou-se que as concentrações de cobre decresceram gradualmente ao longo do período de monitoramento para todos lisímetros, assim como verificado por Catapreta (2008). A forte associação do Cu com a MO mais estabilizada (ácidos fúlvicos, húmicos e humina) explica sua retenção no próprio material contido nos lisímetros ao final do experimento.

Em relação à compactação, foram obtidos maiores concentrações de cobre nos lisímetros com maior peso específico, inferindo assim que quanto maior a compactação dos resíduos, maior a quantidade de material depositado e conseqüentemente maior o potencial poluidor. No entanto, foi verificado que o lisímetro L 40-3 apresentou maior valor que o L 40-5 para essa variável em estudo, o que também só pode ser explicado pela diferença dos materiais compactados nesses lisímetros.

Os resultados mostram que as concentrações de cobre tiveram comportamento temporal parecido com os demais metais, com exceção do chumbo, com altos valores no início do monitoramento, diminuindo-se com o passar do tempo. Isso mostra que em pH mais ácido, solubiliza maior quantidade de metais. Não foi constatado que o regime pluviométrico influenciou os valores do cobre em estudo.

As médias desses valores são elevadas e encontram-se acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA Nº 430 (CONAMA, 2011) para lançamento de efluentes, cujo limite é de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$.

4.3.6 Cádmio e Cromo

Para o cádmio e o cromo, os valores encontrados foram abaixo do limite de detecção do equipamento utilizado para a devida análise. Logo, esses metais não indicaram poluição do percolado em estudo, na época do experimento.

O ferro e o manganês competem com o cádmio pelo mesmo sítio de absorção (SCHUELER, 2005), talvez por isso, o cádmio não foi solubilizado, devido à grande quantidade de Fe e Mn presente no percolado. Assim, houve maior solubilização do Fe e Mn e o Cd ficou adsorvido.

O cádmio pode ser encontrado em indústrias de galvanoplastia, fabricação de baterias, em tubos de televisão, lâmpadas fluorescentes, e como pigmento e estabilizador de plástico polivinílicos. Neste caso, os valores não detectados podem ser associados à inexistência de compostos desses resíduos.

Já o cromo é utilizado para a fabricação de ligas metálicas, construção e fabricação de maquinários, na fabricação de tijolos refratários, indústria têxtil, fotográficas e de vidros (DAMASCENO, 1996). Neste caso, os valores não detectados podem ser associados à inexistência de compostos desses resíduos.

4.4 Resultados obtidos com os ensaios no permeâmetro

4.4.1 Teor de água

Nas Tabelas 13 e 14, são apresentados os valores dos teores de água inicial e o correspondente à capacidade de campo dos resíduos para os ensaios com peso específico de 3 kN m^{-3} . Os resultados apresentados foram obtidos a partir da média aritmética de três determinações.

Aumentou o teor de água inicial quando aumentou a matéria orgânica. No entanto, houve aumento no teor de água gravimétrico apenas no ensaio de 40 para o de 60% de MO. No ensaio de 20% de MO houve uma queda no teor de água correspondente à capacidade de campo.

Tabela 13 - Valores dos teores de água inicial dos resíduos para ensaios com 3 kN m³.

	20% de MO			40% de MO			60% de MO		
Bandeja	1	2	3	1	2	3	1	2	3
MBU(g)	3480	3455	3456	3474	3455	3462	3475	3456	3459
MBS (g)	2601	2642	2556	2519	2546	2528	2299	2293	2332
W (%)	25,26	23,53	26,04	27,49	26,31	26,98	33,84	33,65	32,58
W _{médio} (%)	24,94			26,93			33,36		

Tabela 14 - Valores dos teores de água correspondente à capacidade de campo dos resíduos com 3 kN m³.

	20% de MO			40% de MO			60% de MO		
Bandeja	1	2	3	1	2	3	1	2	3
MBU(g)	3472	3451	3452	3477	3456	3457	3479	3452	3456
MBS (g)	2154	2167	2167	2264	2244	2101	2104	2032	2062
W (%)	37,96	37,21	37,22	34,89	35,07	39,22	39,52	41,14	40,34
W _{médio} (%)	37,46			36,39			40,33		

Os valores dos teores de água inicial e o correspondente à capacidade de campo dos resíduos para os ensaios com peso específico de 5 kN m⁻³ são apresentados nas Tabelas 15 e 16. Os resultados apresentados foram obtidos a partir da média aritmética de três determinações.

Tabela 15 - Valores dos teores de água inicial dos resíduos para ensaios com 5 kN m³

	40% de MO			60% de MO		
Bandeja	1	2	3	1	2	3
MBU(g)	3480	3461	3456	3469	3461	3457
MBS (g)	2520	2434	2488	2317	2314	2318
W (%)	27,59	29,67	28,01	33,21	33,14	32,95
W _{médio} (%)	28,42			33,10		

Tabela 16 - Valores dos teores de água correspondente à capacidade de campo dos resíduos com 5 kN m^{-3}

	40% de MO			60% de MO		
	1	2	3	1	2	3
Bandeja						
MBU(g)	3472	3470	3466	3474	3460	3459
MBS (g)	2239	2114	2126	2205	2066	2126
W (%)	35,51	39,08	38,66	36,53	40,29	38,54
W _{médio} (%)	37,75			38,45		

Não foi obtido o teor de água gravimétrico inicial médio para o ensaio com 20% de MO com compactação de 5 kN m^{-3} pelo fato da capacidade de campo não ter sido demandada até então, visto que, esta depende do teor de água.

Foi constatado que todos os resultados referentes ao teor de água gravimétrico médio correspondente para a capacidade de campo foi superior ao teor de água gravimétrico inicial médio em todos os ensaios, o que era esperado, devido aos resíduos serem saturados para os ensaios necessários.

Nos ensaios com compactação de 3 kN m^{-3} e 5 kN m^{-3} foram verificados que quanto maior o teor de matéria orgânica maior é o teor de água, o que corrobora com o trabalho de Landva e Clark (1990). Embora o teor de água gravimétrico médio correspondente à capacidade de campo (final) ter sido irrisoriamente inferior no ensaio de 40% de MO quando comparado com o ensaio de 20% de MO, tal fato pode ser explicado pela forma como ocorreu a amostragem, sendo esta podendo ter levado consigo maior quantidade de matéria orgânica do que no ensaio com 40% de MO.

4.4.2 Condutividade hidráulica

Os valores encontrados para a condutividade hidráulica em meio saturado dos resíduos para os ensaios com 3 e 5 kN m⁻³ são apresentados na Tabela 17 a seguir.

Tabela 17 - Valores encontrados de condutividade hidráulica em meio saturado dos RSU.

Peso específico	% MO	K (m s⁻¹)
3 kN m ⁻³	20	4,33x10 ⁻⁴
	40	4,10x10 ⁻⁴
	60	2,93x10 ⁻³
5 kN m ⁻³	20	3,57x10 ⁻⁵
	40	2,53x10 ⁻⁵
	60	7,52x10 ⁻⁵

Conforme observado na Tabela 17, constata-se que os RSU compactados com peso específico de 5 kN m⁻³ apresentaram uma menor condutividade hidráulica em meio saturado do que os resíduos compactados com 3 kN m⁻³, ou seja, quanto maior o peso específico, menor a condutividade hidráulica em meio saturado, o que também foi verificado nos estudos de Machado et al. (2010), Borgatto (2010), Lamare Neto (2004), Rocha (2008) e Mortatti (2013). Este fato é devido à diminuição dos espaços vazios, pelos quais o líquido flui. Outra explicação condizente é que quanto maior o peso específico (mais compactado), maior é a quantidade de massa de RSU em um mesmo volume (volume controlado), e assim maior é a resistência do líquido de percolar, sendo menor a condutividade hidráulica. Mortatti (2013) encontrou em seus estudos que resíduos com maiores porcentagens de plásticos apresentam maior condutividade hidráulica em meio saturado, o que foi contrário ao encontrado neste trabalho. Possivelmente, os resíduos plásticos do referido autor

estava em dimensões menores, diferente do presente trabalho em que os resíduos compactados foram em maiores dimensões.

Em relação à composição gravimétrica dos ensaios com compactação de 3 e 5 kN m⁻³ percebe-se que houve um decréscimo de condutividade hidráulica em meio saturado com o ensaio de 20% de MO para o de 40% de MO. No entanto, ocorreu um aumento de condutividade hidráulica em meio saturado dos ensaios com 20 e 40% de MO para o ensaio com 60% de MO. Na prática foi verificado que quanto maior a quantidade de matéria orgânica, menor foi o volume ocupado no permeâmetro pelos outros componentes da composição, facilitando assim a passagem do percolado. Entretanto, Lamare Neto (2004) afirma que grandes quantidades de matéria orgânica destinadas para os aterros sanitários brasileiros causam valores baixos de condutividade hidráulica em meio saturado. Neste experimento, o peso específico foi controlado, então, quanto maior a quantidade de matéria orgânica, menor a quantidade de plástico, que causa grande obstrução do fluxo de percolado quando em grandes quantidades, assim como constatado por Machado et al. (2010).

Triginelli (2015) em seu trabalho utilizou-se o mesmo permeâmetro do presente trabalho e, encontrou uma condutividade hidráulica em meio saturado igual a $1,57 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ para o ensaio com 60% de MO e $1,94 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ para o ensaio com 40% de MO, ambos com peso específico de 5 kN m⁻³. Comparando os resultados encontrados pela referida autora com os encontrados neste trabalho, percebe-se que para o ensaio com 60% de MO, a condutividade hidráulica em meio saturado encontrada foi menor. Uma possível explicação para essa diferença pode ser devido ao tipo de matéria orgânica utilizada em seu experimento. Sendo que a mesma utilizou apenas restos de comida (MO mais fluida) como matéria orgânica em seu estudo. Já a MO utilizada no presente trabalho era mais diversificada (restos de comida, de frutas, galhos e folhas, entre outros). Para o ensaio com 40% de MO, a condutividade hidráulica em

meio saturado encontrada por Triginelli (2015) apresentou um valor menor do que o encontrado neste trabalho, porém manteve-se na mesma ordem de grandeza, igual a 10^{-5} m s^{-1} . A diferença também pode estar associada ao tipo de MO utilizada em cada um dos experimentos.

4.4.3 Capacidade campo

Na Tabela 18 são apresentados os valores encontrados para a capacidade de campo dos resíduos para os ensaios com 3 e 5 kN m^{-3} .

Tabela 18 - Valores encontrados de conteúdo volumétrico de água referente à capacidade de campo do RSU.

Peso específico	% MO	θ (%)
3 kN m^{-3}	20	9,17
	40	8,77
	60	9,25
5 kN m^{-3}	20	-
	40	14,98
	60	14,72

Não foi obtido a capacidade de campo para o ensaio com 20% de MO e peso específico de 5 kN m^{-3} , pelo fato de não ter sido possível determinar o teor de água inicial desta amostra.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 18, observa-se que os resíduos sólidos urbanos compactados com peso específico de 5 kN m^{-3} apresentaram uma maior capacidade de campo do que os resíduos compactados com 3 kN m^{-3} , ou seja, foi verificado que quanto maior o peso específico, maior foi o valor da capacidade de campo, fato também constatado por Rocha (2008), em seu trabalho. Fazendo uma comparação com solos, possivelmente esse fato

se deu pela massa dos resíduos com compactação de 5 kN m^{-3} apresentar uma maior quantidade de “microporos” (vazios menores), uma vez que os mesmos são os responsáveis por reter a água. Já na massa dos resíduos compactados com 3 kN m^{-3} , os resíduos se encontram mais soltos, apresentando uma grande quantidade de “macroporos” (vazios maiores), sendo estes incapazes de reter água e sim de drená-la.

Em relação à composição gravimétrica não foi possível inferir nada a respeito da relação matéria orgânica e capacidade de campo, uma vez que não se verificou tendência lógica, pois houve diminuição da capacidade de campo quando a matéria orgânica aumentou e também o contrário foi observado. Rocha (2008) encontrou em seu trabalho que resíduos mais novos, portanto com alta quantidade de matéria orgânica, apresentou uma maior capacidade de campo, o que não pode ser verificado neste presente trabalho.

5 CONCLUSÕES

Com base nos resultados encontrados no presente estudo, pode-se concluir que a composição gravimétrica dos RSU, principalmente o teor de matéria orgânica, bem como o peso específico dos mesmos, interferem nos valores de condutividade hidráulica em meio saturado e capacidade de campo da massa de resíduos. Além disso, ficou evidente que essas características físicas estão diretamente relacionadas ao potencial poluidor do percolado gerado nos lisímetros expostos ao ambiente. Sendo que o potencial poluidor é maior no início, ou seja, quando a matéria orgânica presente nos resíduos ainda não foi totalmente biodegradada, sofrendo uma diminuição com o tempo.

Verificou-se claramente que com o passar do tempo a carga orgânica dos lisímetros foi sendo diminuída, assim como a carga de sólidos suspensos, condutividade elétrica, fósforo total e nitrogênio total Kjeldahl. O percolado diminuiu seu potencial poluidor ao longo do tempo, o que sugere ter ocorrido um tratamento natural da massa de resíduos aterrados.

Foram verificados no experimento que os lisímetros com maior concentração de matéria orgânica foram os que apresentaram o percolado com maior potencial poluidor, o que corrobora com a recomendação do órgão ambiental em destinar resíduos para serem aterrados com apenas 20% de matéria orgânica.

Todas médias dos valores dos metais pesados ultrapassaram o valor máximo permitido Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011 do CONAMA. Então, o percolado não poderia ser lançado em um corpo d'água receptor.

5.1 Geração do percolado em função da precipitação

Os lisímetros com compactação de 5 kN m⁻³ foram influenciados pela água que foi usada durante o preenchimento, produzindo assim maior quantidade de percolado.

Os lisímetros com menor peso específico produziram maior quantidade de percolado em épocas chuvosas, enquanto os de maior compactação produziram maior quantidade de percolado em épocas secas. Logo, fica evidente a influência da compactação dos RSU na geração de percolado em um aterro sanitário, pois quanto mais compactado for o resíduo, menor a quantidade de percolado gerado.

5.2 Parâmetros hidráulicos

Diante dos resultados obtidos, conclui-se que há sim influência das características físicas dos RSU na determinação da condutividade hidráulica e capacidade de campo dos mesmos, pois:

- Quanto maior o peso específico, menor é a condutividade hidráulica.
- Quanto maior o peso específico, maior é a capacidade de campo.

Não foi possível avaliar a influência da composição gravimétrica na condutividade hidráulica e na capacidade de campo dos resíduos sólidos urbanos, uma vez que os valores divergiram de um ensaio pra outro, provavelmente pela diferença dos materiais (RSU) utilizados no ensaio.

6 SUGESTÕES PARA PRÓXIMOS TRABALHOS

6.1 Melhoramento dos Lisímetros

- Sugere-se o prolongamento deste estudo como forma de averiguar a continuidade do processo de biodegradação através das análises físico-químicas, para assim ver a diferença da caracterização do percolado ao longo do tempo (diferença entre aterros novos e velhos).
- Sugere-se uma melhor vedação dos lisímetros, uma vez que houve problemas relacionados com tal e este problema foi parcialmente solucionado com a utilização do colante sela mais.
- Aumentar a rugosidade interna dos tubos usados na confecção dos lisímetros para evitar caminhos preferenciais da água.

6.2 Aperfeiçoamento dos ensaios com Permeâmetro

- Para uma melhor vedação do permeâmetro é indicado utilizar a cola Sela mais.
- Para melhor controle da compactação, utilizar um equipamento de prensa ou de rosca sem fim.
- Para um adequado monitoramento da vazão do percolado que sai do permeâmetro é indicado uma automatização desse controle.
- Aumentar a rugosidade interna dos tubos usados na confecção do permeâmetro para evitar caminhos preferenciais da água.
- Estudos mais detalhados tem que ser desenvolvidos para pode inferir acerca dos parâmetros hidráulicos (condutividade hidráulica e

capacidade de campo) com relação a composição gravimétrica (quantidade de matéria orgânica).

REFERÊNCIAS

ABLP – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS SÓLIDOS E LIMPEZA PÚBLICA. **Aterros sanitários – uma maneira ambientalmente adequada para o destino final de resíduos.** Limpeza Pública, v. 62, p. 16-32, 2006.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2010. NBR15849: Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento.

AGUIAR, A. R. **O emprego do permeâmetro de Guelph na determinação da permeabilidade do solo, de camadas de lixo e sua cobertura.** 2001. 90 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

APHA **Standard methods: for examination of water and wastewater.** 21 th ed. Baltimore: APHA, AWWA, WEF 2005.

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

AZEVEDO, R. F.; CARVALHO, A. R.; AZEVEDO, I. C. D.; MARQUES, E. A. **Variação com a idade de características mecânicas dos resíduos do aterro sanitário de Santo André, São Paulo,** Porto Alegre, Julho de 2003.

BARROS, H. L. **Estudo de balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões.** 2004. 112 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

BARROS, R. T. V.; CHERNICHARO, C. A. L.; HELLER, L. **Saneamento.** Belo Horizonte: Escola de Engenharia, UFMG. 1995. 221 p.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos.** Projeto REENGE, Escola de Engenharia de São Carlos, USP. São Carlos. 109 p. 2010.

BLAKEY, N.C. **Infiltration and Absorption of Water by Domestic Wastes in Landfills**. Harwell, Oxon, UK: Harwell Landfill Leachate Sym, 1982.

BOFF, R. D. **Aterros sanitários: duas perspectivas tecnológicas – filtros anaeróbios para tratamento de lixiviados e sistema de recirculação de lixiviados**. 2005. 143 p. Dissertação (Mestrado em Geologia), Universidade do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2005.

BORGATTO A. V. A. **Estudo do efeito fibra e da morfologia na estabilidade de aterros de resíduos sólidos urbanos**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2006.

BORGATTO, A.V.A. **Estudo das propriedades geomecânicas de resíduos sólidos urbanos pré-tratados**. 2010. 271 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

BRASIL. Lei nº. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso em: 08 de abril de 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas (1961-1990)**. Brasília, 84 p. 1992.

CALLE, J. A. C. **Comportamento geomecânico de resíduos sólidos urbanos**. 2007. 160 f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

CARVALHO, A. R. **Desenvolvimento de um equipamento para determinação de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos**. 2006. 160 f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

CARVALHO, A. R.; MAHLER, C. F. **A influência da idade e da coleta seletiva na evolução do peso específico do resíduo no aterro sanitário de Santo André**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA

SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 1 CD-ROM.

CARVALHO, A.L., MATOS, A.T., HAMAKAWA, P. J., AZEVEDO, R.F., **Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação.** Engenharia na Agricultura, Viçosa, MG, v.14, n.2, 131-131 138, Abr./Jun, 2006.

CARVALHO, A.R. **Percâmetro: um novo equipamento para medidas de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos. Desenvolvimento e aplicação no aterro sanitário de Santo André - São Paulo.** 2002. 120 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

CARVALHO, M. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos.** 1999. 300 f. Tese (Doutorado em Geotecnia), Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

CASTILHO JÚNIOR, A. B. Estimativa da distribuição e dos teores dos metais pesados nas diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil. **Bio**, v. 1, n. 1, p. 57-60, 1988.

CASTILHOS JÚNIOR, A. B. **Alternativa de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades.** Rio de Janeiro, RIMA/ABES, 104 p., 2002.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação.** 2008. 316 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

CELERE, S. M.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 23, n. 4, p. 939-947, Rio de Janeiro, 2007.

CHEN, Y., CHENG, J., CREAMER, K. S. Inhibition of anerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios - Princípios do tratamento biológico das águas residuárias.** 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007. 380 p.

CHIAN, E. S. K.; WALLE, F. B. Characterization of soluble organic matter in leachate. **Environmental Science and Technology**, Easton, v. 11, n. 2, p. 158-162, 1977.

CINQUENTTI, H. C. S.; LOGAREZZI, A. **Consumo e resíduo: fundamentos para o trabalho educativo**. São Carlos: EdUFSCar, 2006. 216 p.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G. de; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n.6, p. 1862-1866, nov./dez. 2007.

DIAS, C. R. **Estudo da resistência de resíduos sólidos urbanos por meio de ensaios de cisalhamento direto de grandes dimensões**. 2008. 91 p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

DING, A.; ZHANG, Z.; FU, J. E.; CHENG, L. Biological control of leachate form municipal landfills. **Chemosphere**, v. 44, n. 1, p. 1-8, 2001.

EDUARDO, J. **Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do aterro metropolitano de Gramacho (RJ – Brasil)**. 2007. 98 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

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

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Management**, v. 22, n. 3, p. 269-282, 2002.

Engenharia ambiental: Conceitos, tecnologia e gestão/coordenadores Maria do Carmo Calijuri, Davi Gasparini Fernandes Cunha. – Rio de Janeiro: Esevier, 2013.

ERSES, S. A.; ONAY, T. T. In situ heavy metal attenuation in landfills under methanogenic conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 99, n. 2, p. 159-175, 2003.

FIRMO, A. L. B. **Análise numérica de aterros de resíduos sólidos urbanos: calibração de experimentos em diferentes escalas.** 2008. 132 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

FIÚZA, J. M. S.; AGUIAR, C. B.; MENEZES, C. T.; SANTOS, D. M. J. Monitoramento do chorume do aterro de Salvador. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000. 1 CD-ROM.

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, Porto Alegre, 2003.

FRANCO, C. S. **Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares e percepção dos hábitos de descarte no sul de Minas Gerais.** 2012. 142 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

FUNASA. **Manual de saneamento.** 3.ed. Brasília: FNS, 2004. 408 p.

GABR, M. A.; VALERO, S. N. Geotechnical properties of municipal solid waste. **Geotechnical Testing Journal**, v. 18, n. 2, p. 241-251, 1995.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da Cidade de Campina Grande – PB.** 113f. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) — Campina Grande, Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2009.

GARCIA, I.; DORRONSORO, C. Contaminación del suelo. **Curso: Tecnologia de Suelos.** Tema 15, 2002.

GILROYED, B. H. et al. Anaerobic digestion of specified risk materials with cattle manure for biogas production. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 101, n. 15, p. 5780-5785, 2010.

GÓMEZ, G. et al. Seasonal Characterization of Urban Solid Waste in Chihuahua, México. **Waste Management & Research**, London, n. 29, p. 2018-2024, 2009.

GUTIERREZ, K. G.; MATOS, A. T.; ROSSMANN, M. Influência da presença de camada de resíduos de construção civil na remoção de metais pesados em percolado recirculado de aterro sanitário. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 87-98, 2010.

HAMANDA, J. E.; MATSUNAGA, I. **Concepção do sistema de tratamento de chorume para o aterro sanitário de Ilhéus-BA**. In: CONGRESSO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000. 1 CD-ROM.

HIRSCH, A. K.; VERA, R. A.; BRIONES, M. E., **Estudio a escala de laboratorio para la determinacion de los parámetros hidrológicos óptimos para la generación de metano en rellenos sanitarios en Chile**. Project de Investigación DI n°202.788/2001, Universidade Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile, p.1-61, 2001.

IBAM -INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Gestão Integrada de Resíduos Sólidos: manual gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 200p, 2001.

IPT/CEMPRE-Instituto de Pesquisas Tecnológicas/Compromisso Empresarial para Reciclagem. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. 2. ed. São Paulo: Cempre, 2000.

JUCÁ, J. F. T.; CABRAL, J. J. P. S.; MONTEIRO, V. E. D.; SANTOS, S. M.; PERRIER Jr., G. S. Geotechnics of a municipal solid waste landfill in Recife, Brazil. **Proceedings of the International Symposium on Recent Development in Soil and Pavement Mechanics**, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 429-436, 1997.

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

LANDVA, A. O.; CLARK, J. I. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice. ASTM STP n° 1070, Arvid Landva, G. David Knowles, editors, **American Society for Testing and Materials**, Philadelphia, p.86-103, 1990.

LANZA, V. C. V. **Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte: Fundação Estadual de Meio Ambiente, 28p. 2009.

LIMA, J. D. **Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil**. Campina Grande: ABES, 2004. 267 p.

LIMA, W.S. **Avaliação do desempenho de remoção de poluentes de lixiviados: um estudo de caso para o sistema de tratamento do aterro municipal de Betim Minas Gerais**. 2006. 117p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

LINS, E. A. M. **Autilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro de Muribeca**. 2003. 125 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

LINS, E. A. M. **Proposição e avaliação de um sistema experimental de processos físicos e químicos para tratamento de lixiviado**. 2011. 278 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

LINS, E. A. M.; JUCÁ, J. F. T. A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 1 CD-ROM.

MACHADO, S. L.; FARD-KARIMPOUR, M.; SHARIATMADARI, N.; CARVALHO, M. F.; NASCIMENTO, J. F. Evaluation of the geotechnical properties of MSW in two Brazilian landfills. **Waste Management**, v. 30, n. 12, p. 2579-2591, 2010.

MACHADO, S.L.; CARVALHO, M.F.; NASCIMENTO, J.C.F. Estudo do comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos sob a influência da biodegradabilidade. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. 1 CD-ROM.

MARQUES, A. C. M. **Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos**. 2001. 408f. Tese (Doutorado em Geotecnia), Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

MARQUES, R. F. de P. V. **Tratamento biológico de percolados de resíduos sólidos urbanos pela associação entre reator anaeróbio de baixa carga e wetlands**. 2015. 263 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

MASSÉ, D. et al. Methane yield from switchgrass harvested at different stages of development in Eastern Canada. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 24, p. 9536-9541, 2010.

MATA-ALVAREZ, J. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. **Cornwall: IWA Publishing**, 2003.

MEDEIROS, P.A., SILVA J.D., CASTILHOS JÚNIOR, A.B. **Balanço hídrico em aterros de resíduos sólidos urbanos escala experimental de laboratório**. UFSC. Coletânea de trabalhos técnicos do Prosab, Florianópolis, 2002.

MEIRA R. C. **Influência de fungos e bactérias aeróbias totais na biodegradação de resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB em escala experimental**. Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 3, p. 333-349, set/dez 2009.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa nº 118, de 27 de junho de 2008. Altera os artigos 2º, 3º e 4º da Deliberação Normativa 52/2001, estabelece novas diretrizes para adequação da disposição final de resíduos sólidos urbanos no Estado, e dá outras providências. Belo Horizonte, 28 de junho de 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015, Disponível em <http://www.mma.gov.br/mma-em-numeros/residuos-solidos>. Acesso em 03/09/2016 as 19:24 horas.

MONTEIRO, J. H. P. **Manual de Gerenciamento integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200p.

MONTEIRO, V. E. D. et al. Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 3, p. 175-182, 2006.

MONTEIRO, V. E. D. **Interações físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro de Muribeca Recife**. 2003. 251 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MOREIRA JUNIOR, F. A., **Avaliação do comportamento de lisímetros preenchidos com resíduos sólidos com diferentes características**. 2015, 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

MOREIRA, D. A.; MARTINEZ, M. A.; SOUZA, J. A. R.; MATOS, A. T., BATISTA, R. O. Parâmetros de transporte de metais pesados em resíduos sólidos urbanos. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 17, n. 4, p. 317-322, 2009.

MORTATTI, B. C. **Determinação da condutividade hidráulica e análise química do lixiviado de resíduos sólidos urbanos utilizando permeâmetros de grandes dimensões**. 2013. 110 p. Dissertação (Mestrado em Geociências), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013.

MÜNNICH et al. (2006)...

LAMARE NETO, A. **Resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos e de materiais granulares com fibras**. 2004. 190 f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

NEVES, C.S., **Influência da composição e do peso específico na condutividade hidráulica e capacidade de campo de resíduos sólidos urbanos**. Lavras:UFLA, 2016. 61p

NIELSEN, H. B.; ANGELIDAKI, I. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 17, p. 7995-8001, 2008.

OLIVEIRA, D. A. F. **Estabilidade de taludes de maciços de resíduos sólidos urbanos**. 2002. 154 p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Universidade de Brasília, Brasília, 2002.

PARIZEAU, K.; MACLAREN, V.; CHANTHY, L. Waste characterization as an element of waste management planning: lessons learned from a study in Siem Reap, Cambodia. **Waste Management & Research**, London, n. 49, p. 110-128, 2006.

PEREIRA NETO, J. T. **Gerenciamento do Lixo Urbano: aspectos técnicos e operacionais.** Viçosa, MG: Ed. UFV, 2007.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos.** São Paulo: ABES, 2005.

POVINELLI (2009)...

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate: generation, control and treatment.** Lancaster: Technomic, 339 p. 1994.

QUIAN, X.; KOERNER, R. M.; GRAY, D. H. **Geotechnical aspects of landfill design and construction.** New Jersey: Prentice Hall, 2002. 717 p.

REIS e ELLWANGER (2004)...

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

RIBEIRO, A. G. C. **Determinação de parâmetros de resistência de resíduos sólidos urbanos por meio de retro-análises de testes em laboratório.** 2006. 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

RIUJI, L. C. **Research on anaerobic digestion of organic solid waste at household level in Dar Es Salaam, Tanzania.** Thesis Bachelor Natural Resource Sciences, Zurich University of Applied Sciences, Zurich, 2009.

ROCHA, E. F. **Determinação da condutividade hidráulica e da capacidade de campo de resíduos sólidos urbanos.** 2008. 88 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 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 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

RODRIGUES, L.S. **Saneamento ambiental, Gerenciamento de resíduos sólidos.** N 68 – Maio, 2013.

SANTOS, A. D. **Estudo das possibilidades de reciclagem dos resíduos de tratamento de esgoto da região metropolitana de São Paulo**. 2003. 265 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SANTOS, G. G. D. **Análise e perspectivas de alternativas de destinação dos resíduos sólidos urbanos: o caso da incineração e da disposição em aterro**. 2011. 193 p. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SANTOS, V. C. **Projeto, construção e instrumentação de um lisímetro em escala de laboratório para estudos em resíduos sólidos urbanos**. Passo Fundo: EdUPF, 2010. 105 p.

SCHALCH, V. **Análise comparativa do comportamento de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia**. 1992. 220f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

SCHUELER, A. S. **Estudo de caso e proposta para classificação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos**. 2005. 223 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. **Caracterização do lixiviado do aterro sanitário de Bauru**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 32., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000. 1 CD-ROM.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. 2002. 111 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, R. C. D'A. **Pós-tratamento de reator biológico aeróbio em batelada de lixiviado de aterro sanitário por processo físico químico**. 2011. 106 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SILVA, A. K. M Da. **Estudo do comportamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em lisímetros preenchidos com resíduos de diferentes características.** 2013. 203 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

SILVEIRA, A. M. M. **Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos.** 2004. 101 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007. 1 CD-ROM.

STRELAU, J. R. M. **Estudo comparativo de métodos de extração para determinação de compostos orgânicos em lixiviados de aterros sanitários por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas (GC/MS).** 2006. 501 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SUNDH, I. et al . Effects of glucose overloading on microbial community structure and biogas production in a laboratory-scale anaerobic digester. **Bioresource Technology**, v. 89, n. 3, p. 237-243, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G., THESEN, H., VIGIL, S. A. **Composicion y características, generation, movimiento y control de los gases de vertedero.** Gestion Integral de Resíduos Sólidos. McGraw Hill. v.1 p. 1107, 1994.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H., H.; VIGIL, S. Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues. McGraw-Hill **Series in Water Resources and Environmental Engineering**, 978p. 1993.

THOBANOGLIOUS, G. THEISEN, H. VIGIL, A. S. **Integrated solid waste management: engineering princples and management issues.** New York: McGraw-Hill, 1994.

TRIGINELLI, B.P. **Influência da composição gravimétrica na condutividade hidráulica de resíduos sólidos urbanos.** Lavras: UFLA, 2015. 48 p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Greenhouse gases and Global Warming Potential values**. U.S Greenhouse Gas Inventory Program, Office of Atmospheric Programs, Washington, USA, 1991.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS. Biblioteca Universitária. **Manual de normalização e estrutura de trabalhos acadêmicos**: TCCs, monografias, dissertações e teses. 2. ed. rev., atual. e ampl. Lavras, 2016. Disponível em: <<http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/11017>>. Acesso em: 01 de julho 2016.

VILAR, C. F.; CARVALHO, M. F.; MACHADO, S. L. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, SÃO PAULO, 8 p.1999.

ZHENG, Y. et al. Anaerobic digestion of saline creeping wild ryegrass for biogas production and pretreatment of particleboard material. **Bioresource Technology**, Oxford, v. 100, n. 4, p. 1582-1588, 2009.