

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

Gabriela Pippi Denardin Salamoni

**COMPRESSIBILIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DEVIDO
AOS PROCESSOS DE BIODEGRADAÇÃO EM UM ATERRO
SANITÁRIO**

Santa Maria, RS
2019

Gabriela Pippi Denardin Salamoni

**COMPRESSIBILIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DEVIDO AOS
PROCESSOS DE BIODEGRADAÇÃO EM UM ATERRO SANITÁRIO**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora em Engenharia Civil**.

Orientador: Rinaldo José Barbosa Pinheiro

Santa Maria, RS
2019

DENARDIN SALAMONI, GABRIELA PIPPI
COMPRESSIBILIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DEVIDO
AOS PROCESSOS DE BIODEGRADAÇÃO EM UM ATERRO SANITÁRIO /
GABRIELA PIPPI DENARDIN SALAMONI.- 2019.
230 p.; 30 cm

Orientador: Rinaldo José Barbosa Pinheiro
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, RS, 2019

1. Modelos de Compressibilidade 2. Recalques 3.
Lixiviado 4. Biogás I. Pinheiro, Rinaldo José Barbosa
II. Título.

Gabriela Pippi Denardin Salamoni

**COMPRESSIBILIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DEVIDO AOS
PROCESSOS DE BIODEGRADAÇÃO EM UM ATERRO SANITÁRIO**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora em Engenharia Civil**.

Aprovado em 14 de janeiro de 2019:

Rinaldo José Barbosa Pinheiro, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Delmira Beatriz Wolff, Dra. (UFSM)

Luiz Antônio Bressani, Dr. (UFRGS)

Magnos Baroni, Dr. (UFSM)

Wilber F. C. Tapahuasco, Dr. (Unipampa)

Santa Maria,RS
2019

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas, instituições e empresas que contribuíram para a elaboração desta pesquisa e de maneira especial:

À Deus por permitir que mais um objetivo fosse atingido em minha vida.

Ao professor e orientador Rinaldo José Barbosa Pinheiro por ter aceitado fazer parte desta empreitada, pela orientação, dedicação, paciência e ensinamentos ao longo do desenvolvimento da pesquisa.

Ao meu esposo Rafael Hollweg Salamoni pela compreensão, constante apoio e estímulo, e pelas contribuições técnicas.

Aos meus pais por estarem presentes e cuidando do meu filho, Antônio.

Aos meus primos Bruna Denardin da Silveira, Thomás Denardin Ferreira e André de Siqueira Denardin e aos colegas Juliana Scapin e Ildomar Schneider Tavares pelo auxílio e amizade demonstrados em momentos importantes do trabalho, e, principalmente, por terem me ajudado em tantos momentos em que precisamos “colocar a mão na massa”.

À Universidade Federal de Santa Maria pela oportunidade de realizar o doutorado na área de engenharia civil.

À CRVR – Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos por permitir a realização desta pesquisa dentro do aterro sanitário de Santa Maria – RS, pelo apoio e contribuição ao trabalho.

Às estagiárias da empresa CRVR pela coleta dos dados de temperatura e cuidados com o experimento, em especial à Camila Trevisan Machado.

À equipe de topografia da empresa CRVR pela disponibilização das informações solicitadas e aos trabalhos prestados.

Ao Bruno Gonçalves pela realização dos ensaios das amostras de sólidos totais voláteis no forno de ignição.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

COMPRESSIBILIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DEVIDO AOS PROCESSOS DE BIODEGRADAÇÃO EM UM ATERRO SANITÁRIO

AUTORA: GABRIELA PIPPI DENARDIN SALAMONI
ORIENTADOR: RINALDO JOSÉ BARBOSA PINHEIRO

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) contêm alto teor de matéria orgânica, que gera lixiviado e gases devido a processos de biodegradação, resultando em recalques nos aterros sanitários. A capacidade de armazenamento e a estabilidade de taludes estão entre as preocupações de engenharia mais significativas na operação de aterros sanitários de RSU. A pesquisa tem por objetivo estudar o comportamento da compressibilidade de RSU baseado em resultados de ensaios e monitoramentos realizados na fase D2/4 (89.990m³ e 97.324t) de um aterro sanitário, em Santa Maria/RS. Por meio da caracterização e análise dos parâmetros, procura estabelecer uma relação entre a evolução dos mecanismos envolvidos na compressibilidade destes resíduos e os aspectos mecânicos, biodegradativos e climáticos. Foi realizada a instrumentação desta fase (medidas de recalques), caracterização da camada de base e da camada de cobertura, dos resíduos (gravimetria, teor de umidade, STV, temperatura), do lixiviado (temperatura, pH, DBO₅, DQO, microbiologia, metais) e do biogás (volume, composição, temperatura). Na avaliação da compressibilidade foram utilizados métodos matemáticos, métodos reológicos, métodos baseados na mecânica dos solos e métodos que levam em conta a biodegradação. A composição gravimétrica dos RSU apresentou variação de matéria orgânica entre 31,2 e 64,5%, com valor médio de 46,1% (massa úmida). O peso específico dos RSU após a compactação, valores obtidos *in situ*, variou de 6,0 a 14,0kN/m³, com valor médio igual 10,0kN/m³ (indicativo de uma boa compactação). A temperatura externa não causou influência na temperatura do maciço de resíduos, que apresentou temperatura média na faixa de 39,0°C. Os valores encontrados durante o monitoramento do lixiviado remetem o aterro a fase metanogênica. O pH do lixiviado variou entre 7,7 e 9,2, mantendo-se numa faixa próxima de 8,0 após 400 dias do início do monitoramento. Praticamente todos os elementos analisados apresentaram, com o tempo de aterramento, uma redução considerável nas suas concentrações. Entre outros fatores, esse comportamento está associado às fases do processo de degradação. O pico da geração de metano ocorreu por volta dos 303 dias, com valor igual a 180Nm³/h. Os 06 marcos superficiais instalados no topo da fase D2/4 (SM5, SM6, SM17, SM18, SM19 e SM20) apresentaram recalques iguais a: 5,1m, 5,0m, 10,5m, 13,5m, 8,2m e 8,0m, com deformações correspondentes a 32,7%, 31,4%, 40,6%, 32,1%, 48,1% e 49,1%. Em relação aos modelos matemáticos, os mesmos precisam de uma série de dados medidos, sendo que muitos dos parâmetros não apresentam significado físico, e apesar de terem apresentado valores de R² elevados (pois foram ajustados aos valores medidos), quando extrapolados os resultados não são consistentes. Foram avaliados modelos de compressibilidade de resíduos, no que diz respeito a significância estatística, praticidade de aplicação do modelo e extrapolação para representar o recalque futuro. Dentre os modelos selecionados, o modelo proposto por Gourc et al. (2010) pode ser considerado o mais prático, pois necessita de um baixo número de parâmetros e apresentou um elevado desempenho estatístico para previsão (R²=0,996). Foi realizada uma nova proposta com a finalidade de qualificar o método a partir da consideração das frações de restos alimentares, restos de jardim e couro.

Palavras-chave: Modelos de Compressibilidade. Recalques. Lixiviado. Biogás.

ABSTRACT

COMPRESSIBILITY OF MUNICIPAL SOLID WASTE DUE TO BIODEGRADATION PROCESSES IN A LANDFILL

AUTHOR: GABRIELA PIPPI DENARDIN SALAMONI
ADVISOR: RINALDO JOSÉ BARBOSA PINHEIRO

The municipal solid waste (MSW) contain a high content of organic matter, which generates leachate and gases due to biodegradation processes, resulting in settlements. Storage capacity and slope stability are among the most significant engineering concerns in the operation of MSW landfills. The research aims to study the compressibility behavior of MSW based on results of tests and monitoring carried out in phase D2/4 (89,990m³ and 97,324t) of the landfill of the Caturrita Waste Treatment Plant in Santa Maria/RS. By means of the characterization and analysis of the parameters, it tries to establish a relation between the evolution of the mechanisms involved in the compressibility of these waste and the mechanical, biodegradation and climatic aspects. It was made the instrumentation of this phase (measures of settlement), characterization of the base layer and the cover layer, of the wastes (gravimetry, moisture content, STV, temperature), of the leachate (temperature, pH, BOD₅, COD, microbiology, metals), and biogas (volume, composition, temperature). In the compressibility evaluation, was used mathematical methods, rheological methods, methods based on soil mechanics and methods that take into account biodegradation. The gravimetric composition of MSW showed organic matter variation between 31.2 and 64.5%, with an average value of 46.1% (wet basis). The specific weight of MSW after compaction, values obtained *in situ*, ranged from 6.0 to 14.0kN/m³, with a mean value of 10.0kN/m³ (indicative of good compaction). The external temperature did not influence the temperature of the waste mass, which presented average temperature in the range of 39.0°C. The values found during the monitoring of the leachate refer the landfill to the methanogenic phase. The pH of the leachate ranged from 7.7 to 9.2, remaining within a range of 8.0 after 400 days of monitoring. Practically all the analyzed elements presented, with the time of grounding, a considerable reduction in their concentrations. Among other factors, this behavior is associated with the phases of the degradation process. The peak of methane generation occurred around 303 days, with a value equal to 180.0Nm³/h. The 06 benchmarks installed at the top of the D2/4 phase (SM5, SM6, SM17, SM18, SM19 and SM20) showed settlement equal to: 5.1m, 5.0m, 10.5m, 13.5m, 8.2m and 8.0m, with deformations corresponding to 32.7%, 31.4%, 40.6%, 32.1%, 48.1% and 49.1%. In relation to the mathematical models, they need a series of measured data, and many of the parameters have no physical meaning, and although they have presented high values of R² (since they were adjusted to the measured values), when extrapolated the results are not consistent. Models of compressibility of residues were evaluated, regarding the statistical significance, practicality of application of the model and extrapolation to represent future settlement. Among the selected models, the model proposed by Gourc et al. (2010) can be considered the most practical because it requires a low number of parameters and presented a high statistical performance for forecast (R² = 0.996). A new proposal was made with the purpose of hone the method from the consideration of fractions of food, garden waste and leather.

Keywords: Compressibility Models. Settlements. Leachate. Biogas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Comparação da geração de RSU no Brasil entre os anos de 2013, 2014, 2015, 2016 e 2017	30
Figura 2.2 – Destinação final de RSU (t/dia), nos anos de 2013 a 2017	34
Figura 2.3 – Composição dos principais gases (CH ₄ , CO ₂ , H ₂ , N ₂ e O ₂) em função das fases de degradação dos resíduos	41
Figura 2.4 – Distribuição do tamanho das partículas dos RSU com 15 anos de aterramento ..	54
Figura 2.5 – Curvas granulométricas obtidas para o resíduo novo e com 4 anos aterrado	55
Figura 2.6 – Demonstrativa dos resultados obtidos em ensaios realizados em cava.....	56
Figura 2.7 – Classificação dos microrganismos em função da temperatura de crescimento ...	59
Figura 2.8 – Modelo conceitual para recalques em RSU em biorreatores. Linha pontilhada: comportamento dependente das tensões; linha sólida: comportamento dependente do tempo	65
Figura 2.9 – Modelo conceitual para recalques em RSU com (a) decomposição de resíduos inibido e (b) completa deposição de resíduos. t _M : intervalo de tempo para o final da compressão imediata, t _B : intervalo de tempo para início da biocompressão, e t _F : intervalo de tempo para completa biodegradação e transição para o creep mecânico final	66
Figura 2.10 – Relação entre C _c e WCI: dados da literatura segregados pelo diâmetro (d) das células de compressão: pequena escala = 63mm < d < 95mm; mesoescala = 190 < d < 365mm; e grande escala = 600 < d < 2000mm; e ensaios conduzidos no estudo de Bareither et al. (2012b)	70
Figura 2.11 – Relação entre creep mecânico e índice de compressibilidade do resíduo (WCI) para resíduos frescos, degradados ensaiados em células de compressão e biorreatores (DTBE)	72
Figura 2.12 – Relação entre o tempo de transição do creep mecânico para a biocompressão (t _B) e a taxa de decaimento de primeira ordem (k) versus o diâmetro.....	74
Figura 2.13 – Modelo hiperbólico aplicado ao aterro sanitário Meruelo	76
Figura 3.1 – Localização da CTRC, no município de Santa Maria/RS.....	93
Figura 3.2 – Divisão das áreas da CTRC	94
Figura 3.3 – Aterro sanitário, área de resíduos dispostos e em operação, com destaque para a fase D2/4.....	95
Figura 3.4 – Fase D2/4 após o fechamento	96
Figura 3.5 – Área total de disposição de resíduos, fases A, B, C, D1/4 e D2/4 concluídas e fase D3/4 em operação	96
Figura 3.6 – Atividades desenvolvidas durante o projeto	97
Figura 3.7 – Esquema conceitual do sistema alternativo de impermeabilização de base e de taludes.....	99
Figura 3.8 – Compactação da camada de base da fase D2/4, 0,60m de argila compactada com permeabilidade inferior a 10 ⁻⁷ cm/s.....	99
Figura 3.9 – Instalação de geomembrana 2mm sobre a argila compactada (à esquerda); cobertura com geotêxtil não tecido sobre a geomembrana e posterior espalhamento de uma camada de pó de pedra (à esquerda).....	99

Figura 3.10 – Detalhe construtivo dos drenos que circundam a célula.....	100
Figura 3.11 – Instalação do dreno de gás na base do aterro.....	100
Figura 3.12 – Detalhamento construtivo do dreno de gás.....	101
Figura 3.13 – Detalhamento construtivo da drenagem pluvial	102
Figura 3.14 – Caminhão de resíduos realizando a pesagem, para posterior descarga dos RSU na fase D2/4.	103
Figura 3.15 – Disposição final dos RSU, área de descarga e resíduos compactados	104
Figura 3.16 – Localização e identificação dos termopares, dos drenos de gás, do piezômetro e dos marcos superficiais na fase D2/4.....	105
Figura 3.17 – Leitura dos gases (à esquerda); acessório acoplado ao dreno de gás necessário para realização da leitura (centro); aparelho para monitoramento do gás do aterro (à direita)	107
Figura 3.18 – Termopar tipo k (à esquerda); realização da leitura da temperatura (centro); detalhe da identificação do termopar (à direita).....	107
Figura 3.19 – Detalhamento construtivo do piezômetro.....	108
Figura 3.20 – Data de instalação e perfil com os termopares instalados na fase D2/4.....	109
Figura 3.21 – Detalhe marco superficial (à esquerda); marcos superficiais instalados (ao centro); equipamento para monitoramento dos marcos (à direita)	110
Figura 3.22 – Data de instalação e perfil dos marcos superficiais instalados na fase D2/4... ..	112
Figura 3.23 – Data de instalação e perfil dos marcos superficiais instalados na fase D2/4... ..	113
Figura 3.24 – Esquema de preparação de amostras para análise da caracterização dos RSU	115
Figura 3.25 – Registro fotográfico da cava e do preenchimento com água para determinação do peso específico dos RSU.....	116
Figura 3.26 – Material seco em estufa para determinação do teor de umidade	118
Figura 3.27 – Pesagem do material solto sem compactação.....	118
Figura 3.28 – Processo de quarteamento para determinação da composição da amostra.....	120
Figura 3.29 – Processo de peneiramento para determinação do tamanho e distribuição dos componentes dos resíduos.....	121
Figura 3.30 – Resíduos sólidos urbanos após o processo de peneiramento (à esquerda); medida direta dos resíduos maiores que 64mm (ao centro); e pesagem dos resíduos com medidas maiores que 64mm (à direita)	121
Figura 3.31 – Preparação da amostra para ser levada ao forno para queima	122
Figura 3.32 – Material antes da queima (à esquerda); forno de ignição (ao centro); material após a queima (à direita)	123
Figura 4.1 – Composição média dos RSU dispostos na fase D2/4 em relação ao peso úmido	129
Figura 4.2 – Composição média dos RSU dispostos no nível 5 da fase D2/4 e composição dos RSU dispostos no nível 5 após reabertura (6 meses, 12 meses, 18 meses e 24 meses) em relação ao peso úmido.....	131
Figura 4.3 – Precipitação pluviométrica (mm) no período de monitoramento: 30/03/2016 – 06/09/2018 e; a) temperatura externa (°C); b) teor de umidade (% base seca)	136

Figura 4.4 – Variação da temperatura na massa de resíduos da fase D2/4.....	138
Figura 4.5 – Faixa de variação granulométrica dos RSU frescos.....	139
Figura 4.6 – Faixa de variação granulométrica dos RSU dispostos no nível 5 após reabertura da fase D2/4.....	140
Figura 4.7 – Variação dos teores médios de STV dos resíduos	142
Figura 4.8 – Evolução da concentração de CH ₄ , CO ₂ e O ₂ e monitoramento da temperatura dos drenos de gás, RSU fase C + RSU fase D2/4	144
Figura 4.9 – Evolução da concentração de CH ₄ , CO ₂ e O ₂ e monitoramento da temperatura dos drenos de gás, somente RSU fase D2/4	145
Figura 4.10 – Monitoramento da vazão total de biogás (Nm ³ /h) e relação CH ₄ /CO ₂	147
Figura 4.11 – Comportamento do potencial hidrogeniônico do lixiviado.....	148
Figura 4.12 – Comportamento da DBO ₅ , DQO e relação DBO ₅ /DQO do lixiviado ao longo do tempo	149
Figura 4.13 – Resultados do monitoramento do lixiviado para Mg, K e Na.....	151
Figura 4.14 – Resultados do monitoramento do lixiviado para sulfato.....	152
Figura 4.15 – Comportamento temporal dos recalques de massa de resíduos, medidos na fase D2/4.....	155
Figura 4.16 – Comportamento temporal da deformação da massa de resíduos, medida na superfície dos resíduos	155
Figura 4.17 – Comportamento temporal da velocidade média de recalques superficiais medidos na fase D2/4	156
Figura 4.18 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base nos modelos: Função Hiperbólica, Função Logarítmica e Função Potência (LING et al., 1998)	159
Figura 4.19 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, com base nos modelos: Função Hiperbólica, Função Logarítmica e Função Potência (LING et al., 1998)	160
Figura 4.20 – Relação entre os parâmetros e a altura do maciço de resíduos, com base nos modelos: Função Hiperbólica, Função Logarítmica e Função Potência (LING et al.,1998) .	161
Figura 4.21 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base nos modelos baseados em funções de potência (EDIL et al., 1990).....	163
Figura 4.22 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Exponencial de Creep (EDIL et al., 1990) ..	164
Figura 4.23 – Relação entre os parâmetros de compressibilidade do modelo (m e n) baseado em funções de potência (EDIL et al.,1990) e a altura do maciço de resíduos.....	165
Figura 4.24 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Gandolla et al. (1992)	167
Figura 4.25 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Gandolla et al. (1992).....	168
Figura 4.26 – Relação entre os parâmetros do modelo (a e k) baseado no modelo Gandolla et al. (1992) e a altura do maciço de resíduos	168
Figura 4.27 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Gibson e Lo (1961).....	170

Figura 4.28 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Gibson e Lo (1961).....	171
Figura 4.29 – Relação entre os parâmetros de compressibilidade do modelo de Gibson e Lo (1961) e a altura do maciço de resíduos.....	172
Figura 4.30 – Relação deformação medida e deformação prevista versus tempo, com base no modelo Bjarngard e Edgers (1990).....	174
Figura 4.31 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Bjarngard e Edgers (1990).....	175
Figura 4.32 – Relação entre os parâmetros modelo Bjarngard e Edgers (1990) e a altura do maciço de resíduos.....	176
Figura 4.33 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Chen et al. (2010).....	178
Figura 4.34 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Chen et al. (2010).....	179
Figura 4.35 – Relação entre os parâmetros modelo Chen et al. (2010) e a altura do maciço de resíduos.....	179
Figura 4.36 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Park e Lee (2002).....	181
Figura 4.37 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Park e Lee (2002).....	182
Figura 4.38 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Meruelo (1990).....	184
Figura 4.39 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Meruelo (1990).....	185
Figura 4.40 – Relação entre os coeficientes (α e K_h) do modelo de Meruelo (1990) e a altura do maciço de resíduos.....	186
Figura 4.41 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Marques (2001).....	188
Figura 4.42 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Marques (2001).....	189
Figura 4.43 - Relação entre os parâmetros modelo Marques (2001) e a altura do maciço de resíduos.....	189
Figura 4.44 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Gourc et al. (2010).....	197
Figura 4.45 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Gourc et al. (2010).....	198
Figura 4.46 – Relação entre os parâmetros modelo Gourc et al. (2010) e a altura do maciço de resíduos.....	199
Figura 4.47 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Chakma e Mathur (2013).....	200
Figura 4.48 – Relação entre o valor médio do recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Chakma e Mathur (2013).....	201

Figura 4.49 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Chakma e Mathur (2013)	201
Figura 4.50 – Relação recalque medido e recalque previsto em longo prazo versus tempo, marcos SM5 e SM6	203
Figura 4.51 – Relação recalque medido e recalque previsto em longo prazo versus tempo, marcos SM17 e SM18	204
Figura 4.52 – Relação recalque medido e recalque previsto em longo prazo versus tempo, marcos SM19 e SM20	205
Figura 4.53 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no aprimoramento realizado no modelo Gourc et al. (2010).....	208
Figura 4.54 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, nova proposta modelo Gourc et al. (2010).....	209
Figura 4.55 – Comportamento físico-químico e mecânico dos RSU em função do tempo ...	210

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Quantidade de RSU gerado por região	30
Tabela 2.2 – Quantidade de municípios por tipo de destinação adotada, 2013-2017.	35
Tabela 2.3 – Dados da composição de lixiviados procedentes de aterros de diferentes idades	44
Tabela 2.4 – Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros	45
Tabela 2.5 – Valores de K em função da compactação dos resíduos sólidos urbanos	47
Tabela 2.6 – Água disponível por metro de solo (mmH ₂ O/m de solo)	49
Tabela 2.7 – Valores de C e de α em função da declividade e do tipo de solo	50
Tabela 2.8 – Gravimetria dos componentes de resíduos sólidos urbanos	52
Tabela 2.9 – Composição gravimétrica de RSU em cidades brasileiras, em % úmido.....	52
Tabela 2.10 – Classificação dos componentes dos RSU: comportamento mecânico	53
Tabela 2.11 – Classificação dos componentes dos RSU: estabilidade bioquímica.....	53
Tabela 2.12 – Classificação morfológica dos RSU	55
Tabela 2.13 – Valores de pesos específicos de RSU encontrados na literatura	57
Tabela 2.14 – Faixa de valores típicos do teor de umidade de RSU	58
Tabela 2.15 – Valores de capacidade de campo de RSU	58
Tabela 2.16 – Valores de coeficientes de permeabilidade para RSU	60
Tabela 3.1 – Resumo com as espessuras de RSU referentes aos drenos verticais.	106
Tabela 3.2 – Resumo com as espessuras de RSU referentes marcos superficiais.....	111
Tabela 3.3 – Descrição dos ensaios de solos realizados no estudo e Norma correspondente	114
Tabela 4.1 – Resumo dos ensaios de caracterização de solo da camada de base e da camada de cobertura.	127
Tabela 4.2 – Ensaios de composição gravimétrica.....	130
Tabela 4.3 – Classificação dos resíduos segundo a biodegradabilidade, em peso úmido.....	130
Tabela 4.4 – Peso específico <i>in situ</i> (kN/m ³) e peso específico aparente solto dos RSU determinados ao longo da execução do aterro e após a reabertura, em peso úmido	132
Tabela 4.5 – Teor de umidade médio dos RSU determinados ao longo do experimento (base seca).....	134
Tabela 4.6 – Umidade dos componentes do RSU	134
Tabela 4.7 – Teor médio de umidade dos RSU dispostos no nível 5 da fase D2/4 e após reabertura (6 meses, 12 meses, 18 meses e 24 meses)	135
Tabela 4.8 – Classificação morfológica dos RSU frescos e após aterramento, valores em peso	141
Tabela 4.9 – Valores medidos de vazão (Nm ³ /h) durante período de monitoramento da fase D2/4	146
Tabela 4.10 – Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros (fase ácida e fase metanogênica) e resultados obtidos na fase D2/4.....	150
Tabela 4.11 – Recalques observados nos marcos superficiais instalados na fase D2/4	154

Tabela 4.12 – Parâmetros obtidos do ajuste de dados de campo para o período de até 885 dias, com base nos modelos: Função Hiperbólica, Função Logarítmica e Função Potência (LING et al., 1998)	158
Tabela 4.13 – Resultados da aplicação do modelo baseado em funções de potência (EDIL et al., 1990)	162
Tabela 4.14 – Resultados da aplicação do modelo Gandolla et al. (1992)	166
Tabela 4.15 – Resultados da aplicação do modelo Gibson e Lo (1961).....	169
Tabela 4.16 – Resultados da aplicação do modelo Bjarngard e Edgers (1990).....	173
Tabela 4.17 – Resultados da aplicação do modelo Chen et al. (2010)	177
Tabela 4.18 – Resultados da aplicação do modelo Park e Lee (2002).....	180
Tabela 4.19 – Resultados da aplicação do modelo Meruelo (1990)	183
Tabela 4.20 – Resultados da aplicação do modelo Marques (2001).....	187
Tabela 4.21 – Produção de biogás estequiométrico teórico ($C_{b(i)}$) (MACHADO et al., 2008) e fração biodegradável $C_{(i)} = C_{v(i)}$ para cada componente de RSU (i) antes do pré-tratamento (diferentes referências), adaptado de Gourc et al. (2010).....	194
Tabela 4.22 – Resultados da aplicação do modelo Gourc et al. (2010).....	195
Tabela 4.23 – Resultados da aplicação do modelo Chakma e Mathur (2013).....	199
Tabela 4.24 – Valores da porção biodegradável (BF ou $C_{(i)}$) da literatura técnica.....	206
Tabela 4.25 – Valores calculados com base na nova proposta referente ao modelo Gourc et al. (2010).....	207
Tabela 4.26 – Comparação resultados da aplicação do modelo Gourc et al. (2010) e dos resultados relativos ao aprimoramento da mesma proposta.....	209

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	25
1.1 OBJETIVOS	26
1.2 ESTRUTURA DA TESE.....	27
2 REVISÃO DE LITERATURA	28
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)	28
2.2 ATERROS SANITÁRIOS	31
2.2.1 Projeto de aterros de resíduos.....	35
2.2.1.1 Sistema de tratamento do fundo da base do aterro	35
2.2.1.2 Sistema de drenagem dos líquidos percolados	36
2.2.1.3 Sistema de drenagem de gases.....	37
2.2.1.4 Sistemas de camadas de coberturas	37
2.2.1.5 Sistema de drenagem superficial	37
2.3 BIODEGRADAÇÃO DOS RSU	37
2.3.1 Geração do biogás	39
2.3.2 Geração do lixiviado	43
2.4 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU	50
2.4.1 Propriedades físicas.....	51
2.4.1.1 Composição dos RSU.....	51
2.4.1.2 Tamanho e forma das partículas de RSU	53
2.4.1.3 Peso específico dos RSU	55
2.4.1.4 Teor de umidade dos RSU.....	57
2.4.1.5 Capacidade de campo	58
2.4.1.6 Temperatura.....	59
2.4.1.7 Permeabilidade	60
2.4.1.8 Compactação	60
2.4.2 Propriedades físico-químicas	61
2.4.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH)	61
2.4.2.2 Demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	62
2.4.2.3 Sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV).....	63
2.4.3 Propriedades mecânicas dos RSU	63
2.4.3.1 Compressibilidade	64
2.5 MODELOS PARA AVALIAÇÃO DE RECALQUES EM ATERROS SANITÁRIOS	66
2.5.1 Formulações matemáticas dos processos de compressão para RSU.....	68

2.5.1.1	Compressão imediata	69
2.5.1.2	Compressão dependente do tempo.....	71
2.5.1.2.1	Creep mecânico	71
2.5.1.2.2	Biocompressão	73
2.5.1.2.3	Creep mecânico final.....	74
2.5.1.2.4	Modelos empíricos	75
2.5.2	Modelos de recalques compósitos	78
2.5.2.1	Edil et al. (1990).....	78
2.5.2.2	Sowers (1973), Bjarngard e Edgers (1990), Hossain e Gabr (2005)	79
2.5.2.3	Meruelo (1990)	81
2.5.2.4	Marques (2001) e Marques et al. (2003).....	82
2.5.2.5	Machado et al. (2009b)	83
2.5.2.6	Babu et al (2010a).....	84
2.5.2.7	Chen et al. (2010).....	85
2.5.2.8	Gourc et al. (2010)	85
2.5.2.9	Hettiarachchi et al. (2007).....	86
2.5.2.10	Oweis (2006).....	87
2.5.2.11	Chakma e Mathur (2013)	89
2.6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	91
3	MATERIAL E MÉTODOS	93
3.1	DESCRIÇÃO E EXECUÇÃO DA FASE D2/4.....	97
3.1.1	Arranjo geral do experimento	98
3.1.2	Preparação da área	98
3.1.3	Recebimento dos resíduos sólidos urbanos	102
3.1.4	Execução do aterro	103
3.2	INSTRUMENTAÇÃO.....	105
3.2.1	Drenagem de gases	106
3.2.2	Medidor de nível de líquidos	106
3.2.3	Medidores de temperatura	107
3.2.4	Medidores de recalques superficiais	110
3.2.5	Controle pluviométrico.....	114
3.4	CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS	114
3.4.1	Peso específico.....	116
3.4.2	Teor de umidade	117
3.4.3	Peso específico aparente solto	118
3.4.4	Composição gravimétrica	119
3.4.5	Tamanho e distribuição dos componentes dos resíduos	121

3.4.6 Sólidos totais voláteis.....	122
3.5 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO	123
3.6 ANÁLISE DOS DADOS.....	124
4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	127
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA DE BASE E DA CAMADA DE COBERTURA	127
4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU	128
4.2.1 Propriedades físicas.....	128
4.2.1.1 Composição dos RSU	128
4.2.1.2 Peso específico dos RSU	132
4.2.1.3 Teor de umidade	133
4.2.1.4 Temperatura.....	137
4.2.1.5 Tamanho e forma das partículas de RSU	139
4.2.2 Propriedades físico-químicas	142
4.2.2.1 Sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV).....	142
4.3 MONITORAMENTO DO BIOGÁS	143
4.4 MONITORAMENTO DO LIXIVIADO	147
4.5 AVALIAÇÃO DA COMPRESSIBILIDADE.....	153
4.5.1 Monitoramento de recalques	153
4.5.2 Calibração dos modelos	156
4.5.2.1 Modelos Empíricos.....	157
4.5.2.2 Modelos Compósitos	169
4.5.2.3 Previsão de recalques em longo prazo.....	202
4.5.3 Aprimoramento modelo Gourc et al. (2010).....	206
4.6 CORRELAÇÃO ENTRE AS DEFORMAÇÕES VERTICAIS E A BIOESTABILIZAÇÃO DOS RSU	210
6 CONCLUSÕES	213
6.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU	213
6.2 MONITORAMENTO DO BIOGÁS	214
6.3 MONITORAMENTO DO LIXIVIADO	215
6.4 AVALIAÇÃO DA COMPRESSIBILIDADE.....	215
6.5 SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS.....	217
REFERÊNCIAS	219

1 INTRODUÇÃO

O aumento da produção de resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma das marcas ocasionadas pelo crescimento populacional, é hoje um grave problema e apresenta consequências de difícil gestão. Pode-se citar como alguns exemplos a contaminação do ar, do solo e de recursos hídricos de regiões próximas aos depósitos de resíduos e conseqüentemente a diminuição da qualidade de vida das circunstantes populações. Torna-se, portanto, necessário que a disposição dos resíduos seja realizada em locais adequados, com a finalidade de minimizar esses efeitos.

A deposição em aterros sanitários é a alternativa mais viável no país para a destinação final ambientalmente segura dos RSU, tanto técnica, quanto economicamente. Os RSU contêm alto teor de matéria orgânica, que gera lixiviado e gases devido a processos de biodegradação nos resíduos, resultando em recalques nos aterros sanitários. Por isso torna-se ainda mais importante estudar a segurança e estabilidade geotécnica dos mesmos, principalmente devido à verticalização desses aterros, à heterogeneidade dos RSU e à necessidade do conhecimento do comportamento e das propriedades físicas, químicas, biológicas e geotécnicas desses resíduos (CATAPRETA, 2008; CHAKMA e MATHUR, 2017).

O recalque em aterros sanitários ocorre devido a compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e deve sempre ser considerado no projeto, fases operacionais e pós-operacionais (HADINATA, 2018). A magnitude e a velocidade dos recalques são determinadas pela compressibilidade dos RSU, a adição de pressão devido a camadas sobrepostas, bem como fluência mecânica e biocompressão (CHEN, 2010a).

A capacidade de armazenamento de aterros e a estabilidade de taludes estão entre as preocupações de engenharia mais significativas na operação de aterros sanitários de RSU. Fatores que afetam a capacidade de armazenamento do aterro e a estabilidade do talude estão inter-relacionados (GAO, 2018).

Segundo Marques (2001), há normas e técnicas para a disposição de RSU em locais que são denominados como aterros sanitários, locais estes que vêm incorporando diversas tecnologias, materiais e equipamentos de construção, visando o controle, a minimização e a eliminação dos impactos ambientais decorrentes deste tipo de empreendimento.

Para Simões (2000), um aspecto que deve ser levado em consideração, no que se refere às metodologias de projeto, operação e monitoramento dos diversos sistemas de RSU, é

a adoção de critérios e parâmetros importados de países que apresentam resíduos de composições diferentes, com rotinas operacionais e condições geoambientais distintas. Afirmando assim que este procedimento pode ter como resultado projetos inadequados à rotina brasileira, se levados em conta os pontos de vista ambiental, econômico e de segurança do empreendimento.

Ao encontro do que foi dito, faz-se necessário a realização de trabalhos experimentais com o intuito de estudar o comportamento frente à deformabilidade e resistência dos RSU, bem como procedimentos construtivos adequados. É preciso um conhecimento mais apurado do comportamento geotécnico desses maciços, com a finalidade de caracterizar e determinar os parâmetros a serem empregados nas análises de estabilidade e modelagens, permitindo assim a execução de aterros sanitários novos ou a ampliação dentro de padrões mais seguros e econômicos (CARVALHO, 1999).

1.1 OBJETIVOS

A pesquisa teve por objetivo estudar o comportamento da compressibilidade de resíduos sólidos urbanos baseado em resultados de ensaios e monitoramentos realizados em uma fase do aterro sanitário da Central de Tratamento de Resíduos da Caturrita, em Santa Maria/RS. E assim, por meio da caracterização e análise dos parâmetros, procurou estabelecer uma relação entre o comportamento dos mecanismos envolvidos na compressibilidade destes resíduos e os aspectos mecânicos, biodegradativos e climáticos.

Aplicar os modelos de previsão de recalques já existentes e comparar os resultados com os valores obtidos em campo.

Para alcançar este objetivo foram desenvolvidos os seguintes objetivos específicos:

- Estudar o comportamento dos parâmetros físicos e físico-químicos dos resíduos sólidos urbanos durante o processo de degradação;
- Verificar os aspectos qualitativos da geração de lixiviado;
- Verificar os aspectos quantitativos e qualitativos das concentrações dos principais constituintes do biogás gerado;
- Analisar os recalques produzidos na massa de resíduos, em função da sobrecarga e do processo de degradação;
- Comparar os modelos de previsão de recalques; e
- Propor aprimoramento para o modelo proposto por Gourc et al. (2010).

1.2 ESTRUTURA DA TESE

A tese está distribuída em 5 capítulos, acrescidos da apresentação das referências bibliográficas. O capítulo 1, Introdução, aborda a problemática da disposição de resíduos sólidos urbanos, inserindo-a em um contexto ambiental e geotécnico, apresenta os aspectos operacionais de aterros sanitários, justificando a necessidade do aprofundamento da pesquisa para o assunto e os objetivos do trabalho.

O capítulo 2, Revisão de Literatura, inclui características gerais a respeito dos resíduos sólidos urbanos, onde são descritos alguns conceitos e aspectos relacionados à disposição e seu comportamento em aterros sanitários. Inclui propriedades físicas, de biodegradação e modelos de estimativa de recalques.

No capítulo 3, Material e Métodos, é descrita a área de estudo, os principais procedimentos de projeto e operacionais, entre outras características. Também é descrita a metodologia apresentada neste trabalho, por meio de procedimentos e formas utilizadas nas análises dos dados medidos e calculados.

A apresentação e análise dos resultados, incluindo a avaliação de desempenho dos diversos modelos discutidos na revisão bibliográfica, e com base nos dados observados ao longo do monitoramento da fase D2/4 do aterro sanitário são apresentadas no Capítulo 4.

Por fim, no Capítulo 5 são apresentadas as principais conclusões acerca dos aspectos mais importantes abordados na pesquisa, bem como sugestões para pesquisa futuras.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Serão apresentados neste capítulo os principais temas referentes a resíduos sólidos urbanos (RSU), aterros sanitários, comportamento, disposição de RSU na forma de aterros sanitários.

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

De acordo com a NBR 10004 (2004, p. 1) a definição de resíduos sólidos é dada como,

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta 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 técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Ainda segundo NBR 10004 (2004), aplica-se a seguinte classificação de resíduos sólidos:

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

Classe II – Não perigosos

Classe II A – Não inertes: são os resíduos que podem apresentar características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, com possibilidade de acarretar riscos à saúde ou ao meio ambiente, não se enquadrando nas classificações de resíduos Classe I – Perigosos – ou Classe II B – Inertes.

Classe II B – Inertes: são aqueles que, por suas características intrínsecas, não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente, e que, quando amostrados de forma representativa, segundo a norma NBR 10007, e submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou deionizada, a temperatura ambiente, conforme teste de solubilização segundo a norma NBR

10006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, conforme listagem nº 8 (Anexo H da NBR 10004), excetuando-se os padrões de aspecto, cor, turbidez e sabor.

Para efeitos da Lei nº 12.305, artigo 13, os RSU têm a seguinte classificação quanto à origem:

- a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas; e
- b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana.

Ainda segundo a origem, os diferentes tipos de resíduo podem ser agrupados em cinco classes (MONTEIRO et al., 2001):

- resíduo doméstico ou residencial: resíduos gerados nas atividades diárias em casas, apartamentos, condomínios e demais edificações residenciais.
- resíduo comercial: resíduos gerados em estabelecimentos comerciais, cujas características dependem da atividade ali desenvolvida.
- resíduo público: resíduos presentes nos logradouros públicos.
- resíduo domiciliar especial: destaque para entulhos de obras, pilhas e baterias, lâmpadas fluorescentes e pneus.
- resíduo de fontes especiais: destaque para os resíduos industriais, radioativos, de portos, aeroportos e terminais rodo ferroviários, agrícolas e resíduos de serviços de saúde.

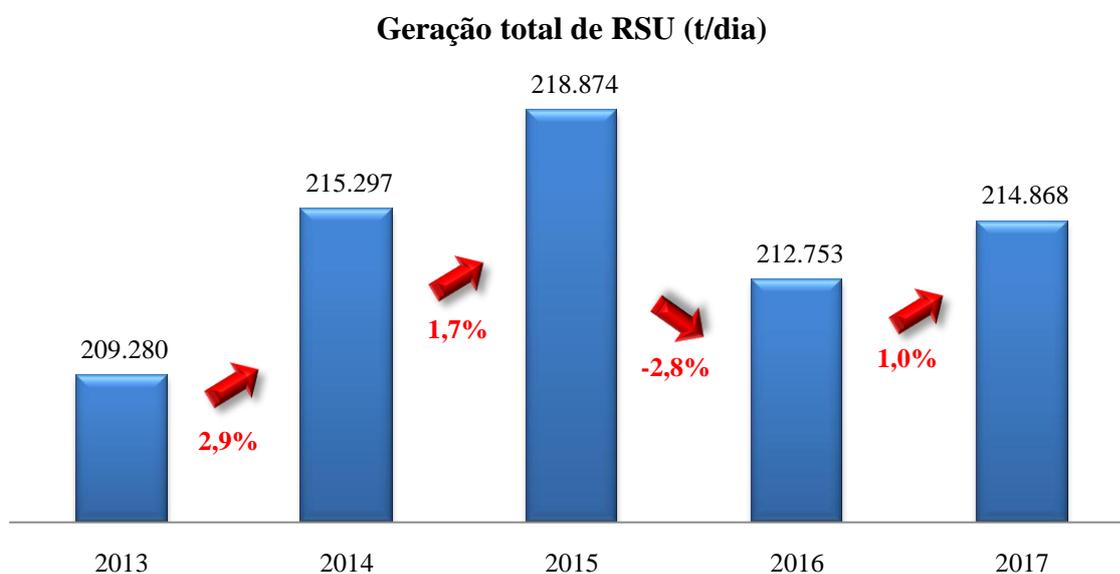
A geração total de RSU no Brasil em 2014 foi de aproximadamente 78,6 milhões de toneladas, o que representa um aumento em relação a 2013 quando a geração foi igual a 76,4 milhões de toneladas. Em 2015 a geração total atingiu um crescimento de 1,7% em relação ao ano anterior, aproximadamente 79,9 milhões de toneladas. Em 2016, porém a geração total de resíduos teve uma queda, contabilizando 77,6 milhões de toneladas. Em 2017 a geração total de resíduos voltou a crescer, atingindo um total de 78,4 milhões de toneladas (ABRELPE, 2015, 2016, 2017 e 2018). Os dados da Abrelpe referentes à geração total de RSU (t/dia) são apresentados na figura 2.1.

Na comparação realizada na tabela 2.1, tomando-se como base as regiões brasileiras, observa-se o mesmo aumento nos anos de 2014 e 2015 e uma redução no ano de 2016. Em 2014 todas as regiões brasileiras apresentaram crescimento na geração de resíduos sólidos urbanos, sendo o maior crescimento na região sudeste com 3,3%. Em 2015 as regiões mantiveram crescimento na geração dos resíduos, região norte, 2,2%. Na análise de 2016, todas as regiões apresentaram queda na geração de RSU, sendo a maior na região centro-

oeste, -2,5%. Em 2017, todas as regiões voltaram a apresentar crescimento na geração de resíduos, região sul, 1,4 (ABRELPE, 2015, 2016, 2017 e 2018).

A região sudeste apresenta o maior índice de geração de resíduos, superior a 1,2kg/hab/dia, enquanto que a região sul apresenta a menor geração, inferior a 0,8kg/hab/dia (ABRELPE, 2018).

Figura 2.1 – Comparação da geração de RSU no Brasil entre os anos de 2013, 2014, 2015, 2016 e 2017



Fonte: Adaptado de ABRELPE (2015, 2016, 2017 e 2018).

Tabela 2.1 – Quantidade de RSU gerado por região

Regiões	2013	2014	2015	2016	2017
	RSU gerado (t/dia)/ Índice (kg/hab/dia)				
Norte	15.169/0,892	15.413/0,893	15.745/0,901	15.444/0,871	15.634/0,872
Nordeste	53.465/0,958	55.177/0,982	55.862/0,988	55.056/0,967	55.492/0,969
Centro-Oeste	16.636/1,110	16.948/1,114	17.306/1,121	15.337/0,979	15.519/0,978
Sudeste	102.088/1,209	105.431/1,239	107.375/1,252	104.789/1,213	105.794/1,217
Sul	21.922/0,761	22.328/0,770	22.586/0,773	22.127/0,752	22.429/0,757
Brasil	209.280/1,041	215.297/1,062	218.874/1,071	212.753/1,032	214.868/1,035

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2015, 2016, 2017 e 2018).

Referente ao total de resíduos coletados, a região sudeste corresponde a 52,9% do total, e apresenta o maior índice de cobertura dos serviços de coleta do país, 98,1%. A região sul representa a terceira região do país no total de RSU coletado, 10,9%, e é a segunda região com maior índice de cobertura da coleta de RSU, 95,1%

No estado do Rio Grande do Sul, verificou-se que dos 497 municípios, 399 enviam seus resíduos sólidos urbanos para disposição final em 19 aterros sanitários, 93 municípios enviam para disposição em 38 aterros controlados, outros 04 realizam a disposição em 03 lixões a céu aberto e 01 município não informou a destinação de seus resíduos sólidos urbanos. Os 399 municípios gaúchos que realizam a destinação adequada dos RSU representam 80% dos municípios do Estado, o que corresponde a 84% dos resíduos gerados. Aproximadamente 74% dos municípios (367 municípios) compartilham unidades de disposição final de RSU. Dos 11 aterros sanitários compartilhados no estado, 10 são privados e recebem juntos os resíduos gerados por 72% da população total, Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS, 2014) e Programa Estadual de Gestão dos Resíduos Sólidos no Âmbito Municipal (PEGRSM, 2015).

2.2 ATERROS SANITÁRIOS

A disposição de resíduos em terra tem sido um elemento chave na gestão de resíduos, praticada por comunidades há mais de 5.000 anos (WHITE-HUNT, 1980). Muitos países ainda consideram o aterro como o meio preferido de disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU) porque é geralmente a maneira mais barata de lidar com os resíduos em comparação com outros métodos, como incineração ou compostagem. No entanto, tem usos finais limitados devido ao grande assentamento diferencial, geração de lixiviado e emissões de gases (WALL e ZEISS 1995; EL-FADEL E KHOURY 2000).

A deposição de resíduos sólidos urbanos (RSU) melhorou nas últimas décadas e finalmente alcançou o estágio de aterros sanitários altamente projetados na maioria dos países ocidentais. Os aterros são projetados para minimizar os impactos ambientais, controlar as emissões e operar com as melhores técnicas de tratamento de resíduos (GOURC et al., 2010). Segundo Babu et al. (2010b), aterros são estruturas projetadas que consistem em revestimentos inferiores, sistemas de coleta, remoção de lixiviado, e cobertura diária e cobertura final com solo compactado.

Entre outros países, a França escolheu explorar o conceito de aterro de biorreatores. Esta técnica é baseada na aceleração da biodegradação *in situ* atingindo um alto teor de

umidade para biodegradação, que fica acima da umidade ótima para resíduos (REINHART e TOWNSEND, 1997 apud GOURC et al., 2010). Entre outros benefícios ambientais, os biorreatores alcançam os tempos de estabilização e assim reduzem eficientemente a poluição potencial do aterro (WALL e ZEISS, 1995) enquanto contribui para melhor recuperação de biogás.

Segundo NBR 8419 (1992, p. 7), aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos recebe a seguinte definição,

Técnica de disposição de sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário.

Segundo Tapahuasco (2009), os aterros sanitários apresentam a característica de serem maciços com possibilidades de sofrer grandes deformações verticais, processo este que pode durar por longos períodos de anos após o fechamento. Além disso, por ser difícil se estudar o comportamento mecânico de deformações nos aterros sanitários baseados na mecânica dos solos, faz-se indispensável desenvolver novas técnicas e metodologias que objetivem compreender e levar em consideração os principais fatores que governam estas deformações verticais.

Para Marques (2001), realizar ensaios *in situ* e monitorar os aterros sanitários apresentam-se como formas para contornar resultados insatisfatórios, seja pelas características do material (heterogeneidade, dimensão de partículas, susceptibilidade a processos de degradação biológica, etc.), quer seja pela impossibilidade da simulação das mesmas condições presentes nos locais de disposição (fatores ambientais, histórico de carregamento, drenagem de gases e líquidos, etc.), podendo ser utilizadas para o estudo de certas características e mecanismos dos resíduos sólidos urbanos.

Segundo Moreira Junior (2015), é necessário o desenvolvimento de métodos que facilitem o estudo dos fatores que interferem no processo de biodegradação, com a finalidade de compreender as interações físico-químicas e biológicas que ocorrem em aterros de resíduos sólidos urbanos ao longo do tempo

Uma questão importante levantada por Abreu (2015), refere-se a dificuldade de se obter e de se ensaiar amostras representativas e o fato de ainda não existir procedimentos de

ensaio específicos para os RSU. Outra questão é o fato das características dos RSU se alterarem após o aterramento, pois os componentes orgânicos sofrem a biodegradação, num processo que se prolonga por algumas dezenas de anos.

Em função deste cenário nacional, foi sancionada a Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), e representa um importante passo para o enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos.

A Lei tem por objetivo a prevenção e a redução na geração, tendo como proposta a prática de hábitos de consumo sustentável e um conjunto de instrumentos para propiciar o aumento da reciclagem e da reutilização dos resíduos sólidos e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos. A Lei institui instrumentos de planejamento e também são estipuladas metas com o intuito de eliminar os lixões.

É necessário, para que possa ser efetuada a disposição de resíduos sólidos no solo, que seja realizado um estudo das condições do ambiente, nas áreas hidrológica, geológica, ecológica, cultural, topográfica, econômica e tantas outras, para que assim sejam respeitados os aspectos ambientais. Caso contrário, as consequências serão a degradação dos recursos naturais e poluição das águas (MARQUES, 2011).

Segundo Boscov (2008), os aterros sanitários são formados por um sistema devidamente preparado para a disposição dos resíduos sólidos, e possuem os seguintes componentes e práticas operacionais: divisão em células, compactação dos resíduos, cobertura, sistema de impermeabilização, sistemas de drenagem e tratamento para líquidos e gases, monitoramento geotécnico e ambiental, etc. Aterro sanitário é, portanto, a instalação completa e as atividades que nela se processam. Inclui o local, a massa de resíduos, as estruturas pertinentes e os sistemas de implantação, operação e monitoramento.

A disposição final de RSU apresentou pouco sinal de evolução e aprimoramento, com a maioria dos resíduos coletados sendo encaminhados para aterros sanitários em 2013, 2014, 2015 e 2016 respectivamente 58,3%, 58,4%, 58,7% e 59,0%. As unidades inadequadas, ainda presentes em todas as regiões do país receberam mais de 80.000 toneladas de resíduos por dia no período analisado, com elevado potencial de poluição ambiental e impactos negativos na saúde. Nota-se certa continuidade na disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros controlados e lixões, em torno de 41,0% (ABRELPE, 2015, 2016 e 2017).

Dados da ABRELPE (2018) mostram que em 2017 não houve avanços em relação ao cenário anterior, mantendo praticamente a mesma proporção entre o que segue para locais adequados e inadequados, 59,1% dos RSU coletados no Brasil receberam destinação

adequada. Dos 40,9% restantes, 22,9% foram destinados em aterros controlados e 18,0% em lixões (Figura 2.2).

Figura 2.2 – Destinação final de RSU (t/dia), nos anos de 2013 a 2017



Fonte: ABRELPE (2015, 2016, 2017 e 2018).

A região sul apresenta a maior porcentagem de municípios que realizam a destinação adequada de seus RSU (59%), seguida das regiões sudeste (49%), centro-oeste (34%), nordeste (25%) e norte (20%). Em 2017, 60% dos municípios brasileiros realizaram a disposição dos RSU em unidades inadequadas como aterros controlados e lixões, mesmo índice de 2013, o que comprova que não houve avanços nesta questão, tabela 2.2.

Quando levado em consideração o volume de resíduos produzidos e a necessidade de áreas cada vez maiores para a disposição adequada dos mesmos, o estudo de metodologias para o projeto, implantação, operação e monitoramento de sistemas de disposição de RSU tem uma relevância extraordinária atualmente (DENARDIN, 2013).

Sendo assim, é de extrema importância o conhecimento das questões relativas à caracterização, compactação, permeabilidade, resistência ao cisalhamento e compressibilidade dos RSU para a previsão do comportamento real dos maciços sanitários, permitindo estimar com precisão a vida útil dos aterros e a estabilidade dos maciços sanitários.

Tabela 2.2 – Quantidade de municípios por tipo de destinação adotada, 2013-2017

Aterro Sanitário	Regiões e Brasil					
	Norte	Nordeste	Centro-Oeste	Sudeste	Sul	Brasil
2013	92	453	161	817	703	2.226
2014	93	455	164	820	704	2.236
2015	97	456	165	820	706	2.244
2016	92	458	161	822	706	2.239
2017	90	449	159	817	703	2.218
Aterro Controlado	Regiões e Brasil					
	Norte	Nordeste	Centro-Oeste	Sudeste	Sul	Brasil
2013	111	504	148	645	367	1.775
2014	112	505	147	644	367	1.775
2015	110	504	148	646	366	1.774
2016	112	500	148	644	368	1.772
2017	108	484	159	634	357	1.742
Lixão	Regiões e Brasil					
	Norte	Nordeste	Centro-Oeste	Sudeste	Sul	Brasil
2013	247	837	158	206	121	1.569
2014	245	834	156	204	120	1.559
2015	243	834	154	202	119	1.552
2016	246	836	158	202	117	1.559
2017	252	861	149	217	131	1.610

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2015, 2016, 2017 e 2018).

2.2.1 Projeto de aterros de resíduos

Nos itens seguintes são apresentados os elementos básicos que devem ser considerados no projeto de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos:

2.2.1.1 Sistema de tratamento do fundo da base do aterro

Segundo Carvalho (1999), o tratamento de fundação de um aterro sanitário depende das condições geológico-geotécnicas e hidrogeológicas da área selecionada e da capacidade prevista para o mesmo, as quais são determinadas durante o projeto básico.

O solo compactado é amplamente usado para revestir aterros sanitários de RSU, que tem como função proteger e impermeabilizar a fundação do aterro, evitando a contaminação do subsolo e aquíferos adjacentes devido à migração dos lixiviados e gases. O sucesso do

projeto e obra da camada de solo compactado envolve muitos fatores, por exemplo, seleção de materiais, avaliação da compatibilidade química, determinação da metodologia de construção, análise de estabilidade de taludes e capacidade de carga, etc. Para solos argilosos compactados, o coeficiente de condutividade hidráulica (perpendicular ao plano de compactação) diminui com o aumento do teor de umidade de moldagem. Mitchell et al. (1965) apresenta dados de um solo argiloso com umidade de aproximadamente 18% e mostra claramente a redução no valor da condutividade hidráulica, quando o valor da umidade de compactação varia numa faixa de 12% a 24%. É importante frisar que essa influência da umidade de compactação no coeficiente de condutividade hidráulica deve ser analisada para o solo com a mesma massa específica aparente seca, para se evitar a influência de outros parâmetros (DANIEL & BENSON, 1990).

Contra danos causados pela instalação da camada de drenagem e pelas solicitações decorrentes do peso dos resíduos, deve ser colocada uma camada de proteção sobre a geomembrana. Para camada de impermeabilização pode ser utilizado solo compactado (Compacted Clay Liner ou CCL), geossintéticos (geomembranas – GM, ou geocomposto argiloso para barreira impermeável – GCL) ou, mais usualmente uma combinação destas; para camada de proteção pode ser utilizado solo, geotêxtil ou GCL.

2.2.1.2 Sistema de drenagem dos líquidos percolados

A camada de drenagem permite a coleta e a condução de percolado para tratamento através de drenos e reduz as pressões atuantes dos líquidos na massa dos resíduos aterrados. Usualmente o sistema de drenagem de percolado consiste em uma camada de material granular de alta permeabilidade, como brita, protegida por uma camada de filtração. Uma tubulação perfurada, de material física e quimicamente resistente ao tipo de resíduo disposto, como por exemplo, PEAD (polietileno de alta densidade), é colocada dentro da camada de material granular. A camada de filtração evita o contato direto dos resíduos com a camada drenante e o carreamento de partículas dos resíduos ou de sólidos suspensos no lixiviado para os vazios do material drenante (BOSCOV, 2008). São utilizados solos que atendam aos critérios do filtro de Terzaghi ou geotêxtil.

2.2.1.3 Sistema de drenagem de gases

Segundo Boscov (2008), o sistema de drenagem de gases compreende drenos verticais e camadas horizontais interligados. As camadas horizontais fazem parte das camadas intermediárias e também de parte da camada de cobertura, podem ser constituídos de material granular, e geocompostos para drenagem. Os drenos verticais atravessam todo o perfil do aterro, desde o revestimento de fundo até a superfície do aterro, e são construídos com tubos de concreto perfurados instalados na vertical e envoltos por materiais granulares.

Os gases podem ser queimados, ao atingirem a superfície do aterro, em queimadores especiais (flares) com controle das emissões, ou utilizados para geração de energia.

2.2.1.4 Sistemas de camadas de coberturas

É executada sobre a última camada de resíduos disposta, geralmente é composta por uma camada de solo fino (preferencialmente material inerte) sobre os resíduos, minimizando assim os impactos ao meio ambiente, visando o isolamento dos resíduos e assim reduzindo vetores contaminadores, a taxa de formação de percolados, odores, saída de gases e permitir o tráfego de veículos coletores sobre o aterro, entre outros. A cobertura diária é realizada com solo inerte de 0,15 a 0,30m ao término de cada jornada ou etapa de operação. Quando terminada a etapa de operação do aterro, deve ser aplicada a cobertura definitiva, que tem como função impedir a infiltração de água de chuvas e evitar a migração dos fluidos dos resíduos ao exterior do aterro. Pode estar constituído por uma série de camadas de solo juntamente com materiais geossintéticos e apresenta espessura entre 0,40 a 0,60m.

2.2.1.5 Sistema de drenagem superficial

Tem como função evitar a infiltração das águas pluviais na massa de resíduos, assim como focos de erosão. Podem ser executados com canaletas de concreto, escadas hidráulicas, tubulações, canais e estruturas de amortecimento de energia ou geomembrana de sacrifício.

2.3 BIODEGRADAÇÃO DOS RSU

Para Marques (2001), os aterros sanitários são reatores biológicos verdadeiros e heterogêneos, cujos principais componentes de entrada são os resíduos sólidos e a água e os

principais elementos de saída são os líquidos percolados e o biogás. Em um aterro sanitário, a decomposição é realizada tanto por processos aeróbios quanto por processos anaeróbios de digestão da matéria orgânica.

Durante os processos de decomposição dos resíduos, a contínua transformação dos sólidos orgânicos potencialmente biodegradáveis em líquidos e gases pode ser considerada como a principal responsável pelos recalques em longo prazo observados em aterros sanitários (SIMÕES, 2000).

Os microrganismos que participam do processo de decomposição anaeróbia podem ser divididos em três importantes grupos de bactérias, com comportamentos fisiológicos distintos segundo Chernicharo (1997),

O primeiro grupo é composto de bactérias fermentativas que transformam, por hidrólise, os polímeros em monômeros, e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose; o segundo grupo é formado pelas bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio, o qual converte os produtos gerados pelo primeiro grupo (aminoácidos, açúcares, ácidos orgânicos e alcoóis) em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono; os produtos finais do segundo grupo são substratos essenciais para o terceiro grupo, que por sua vez constitui dois diferentes grupos de bactérias metanogênicas. Um grupo usa o acetato, transformando-o em metano e dióxido de carbono, enquanto o outro produz metano, através da redução do dióxido de carbono.

Segundo Alcântara (2007), vários autores admitem que a biodegração em aterros ocorre, em até cinco etapas sequenciais, que são:

I. Fase aeróbia inicial: é uma fase de curta duração, pois a própria operação dos aterros sanitários limita a disponibilidade de oxigênio, devido a cobertura dos resíduos. A reação da matéria degradável com o oxigênio produz dióxido de carbono, água, materiais parcialmente degradados e biomassa. Observa-se o aumento de temperatura, em função das reações aeróbias serem fortemente exotérmicas.

II. Fase de transição: ocorre a queda no nível de oxigênio molecular, o aumento da perda de oxigênio através da liberação de dióxido de carbono na fase gasosa e o início do estabelecimento de condições anaeróbias na massa de resíduos. A umidade de capacidade de campo pode ser atingida, ocorrendo a formação de lixiviado.

III. Fase ácida anaeróbia: com a extinção do oxigênio, ocorre a decomposição anaeróbia de material orgânico em ácidos orgânicos, o aumento considerável na produção de CO₂ e pH

inferior a 5,0 nos líquidos percolados. Também é característico dessa fase o aumento significativo na DQO, DBO e condutividade do percolado, e a lixiviação de muitos nutrientes.

IV. Fase fermentação metânica: é acentuada a produção de metano e a elevação do pH para uma faixa de 6,8 a 8,0. As concentrações de metano e CO₂ apresentam valores numa faixa de 50% a 70% e 30% a 50% do volume do biogás produzido, respectivamente. Além disso, há a redução nas concentrações de DQO, DBO e de metais pesados do lixiviado.

V. Fase de maturação: é caracterizada por uma redução da atividade biológica em função da escassez de nutrientes, restando matérias de degradação lenta e inertes. Ocorre a redução na produção de CH₄, CO₂ e aumento nas concentrações de O₂ e N₂. O lixiviado produzido conterá ácidos húmicos e fúlvicos, que são de difícil degradação biológica.

É importante frisar que a biodegradação dos resíduos ocorre em função de diversos grupos de microrganismos e que as fases ou etapas do processo se realizam muitas vezes simultaneamente. Além disso, as fases ocorrem em função de agentes precursores e condições favoráveis devem existir para que ocorra determinada fase, muitas vezes esta condição favorável é determinada por grupos microbianos antecessores (MELO, 2003).

2.3.1 Geração do biogás

Segundo a NBR 8419 (1992, p. 1), gás bioquímico (GBQ), gás de aterro ou biogás é definido como “mistura de gases produzidos pela ação biológica na matéria orgânica em condições anaeróbias, composta principalmente de dióxido de carbono e metano em composições variáveis”.

Segundo Tchobanoglous et al. (1993), os principais constituintes da fase gasosa, em aterros onde o processo de degradação ocorre predominantemente sob condições anaeróbias, incluem o metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), sulfeto de hidrogênio (H₂S), monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H₂), nitrogênio (N₂), oxigênio (O₂) e amônia (NH₃) além de diversos outros gases traço ou oligogases, assim denominados por estarem presentes em quantidades muito pequenas.

Os fatores mais comuns que afetam a geração de gases em aterros de resíduos sólidos estão relacionados com a composição, umidade, temperatura e pH da massa de resíduo, além da disponibilidade de bactérias, nutrientes e presença de agentes inibidores na célula (MACIEL, 2003). Porém, deve-se também considerar a geometria do aterro, sua operação e o ambiente externo.

Como descrever adequadamente a biodegradação de RSU em um aterro ainda permanece como um problema não resolvido, uma vez que consiste em ser um material complexo formado por muitos compostos e com ampla gama de composição química e biodegradabilidade, com diferentes taxas de degradação ao longo do tempo (MACHADO et al., 2009a; ARIGALA et al., 1995).

Os RSU consistem em resíduos inorgânicos (não degradáveis) e resíduos orgânicos lentamente, moderadamente e facilmente degradáveis (MACHADO et al., 2009a; ARIGALA et al., 1995; CHAKMA e MATHUR, 2013; HETTIARACHCHI, 2005). Resíduos facilmente degradáveis: resíduos alimentares, e resíduos de jardim; resíduos moderadamente degradáveis: produtos de papel, têxteis/couro, e madeira; resíduos lentamente degradáveis: plásticos/borracha; resíduos inorgânicos: metais, vidro, cinzas, sujeira e finos (DURMUSOGLU et al., 2005).

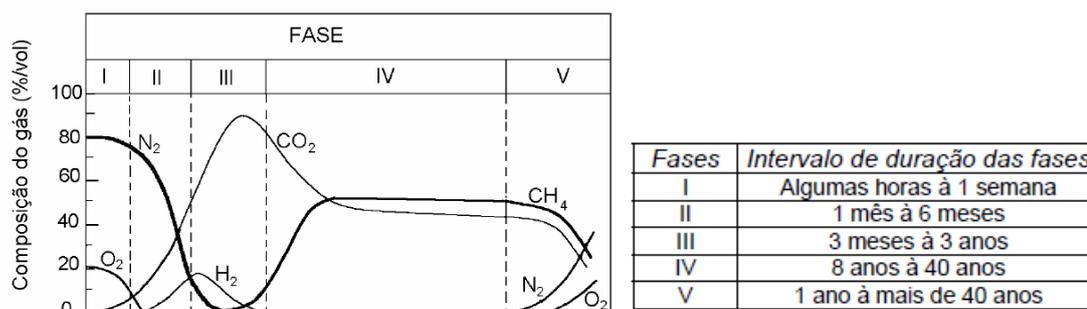
Marques (2001) relata que a definição geral para a produção de gases em aterros sanitários foi inicialmente proposta por Farquhar e Rovers (1973), a partir da identificação de quatro fases para representação do processo de produção de gases ao longo do tempo. A quinta fase (maturação) foi sugerida inicialmente por Rees (1980).

Para Alcântara (2007), o CO_2 é produzido durante a fase aeróbia inicial numa taxa proporcional ao consumo de oxigênio (O_2), enquanto a redução do nitrogênio é relativamente pequena. Depois do consumo de O_2 e o estabelecimento inicial de condições anaeróbias, ocorre uma redução brusca das concentrações de N_2 e já são produzidas quantidades relativamente altas de CO_2 . Na fase ácida, é intensificada a atividade microbiana, e o CO_2 é o principal gás gerado. Também são produzidas pequenas quantidades de H_2 , e, em alguns casos, já se verifica o início da produção de metano. Com a evolução do processo de degradação, intensifica-se na fase IV, a atividade dos microrganismos metanogênicos que convertem ácido acético, CO_2 e H_2 em CH_4 e CO_2 . Após a conversão em CH_4 e CO_2 de praticamente todo o material biodegradável, segue a fase de maturação final caracterizada pela redução considerável da taxa de geração de gás e pelo ressurgimento de N_2 e O_2 (Figura 2.3).

A modelagem de gás de aterro sanitário é importante para dimensionar os elementos do sistema de coleta do gás de aterro sanitário, o número de poços necessário, o tamanho dos tubos de coleta e compressores de gás, por exemplo. Além disso, os operadores de aterros precisam informações de geração de gás para acessar a viabilidade de um projeto de uso de energia a gás. Uma alternativa para modelagem de gás é o uso de poços de teste e

desempenho. Porém, esses testes fornecem informações sobre emissões de gases em pontos específicos no tempo, em vez de desempenho a longo prazo (U.S. EPA, 2005).

Figura 2.3 – Composição dos principais gases (CH_4 , CO_2 , H_2 , N_2 e O_2) em função das fases de degradação dos resíduos



Fonte: Augenstein e Pacey (1991 apud MACIEL, 2003).

Entre os modelos utilizados para estimar o metano e a taxa de geração de biogás de aterros sanitários, o modelo de decaimento de primeira ordem geralmente é reconhecido como o mais utilizado, sendo recomendado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency – U.S. EPA, 1996, 2005) e pelo Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática (Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC, 2006).

Na versão U.S. EPA, o modelo se baseia em dois parâmetros básicos, L_0 (potencial de geração de metano) e k (constante de geração de metano); enquanto a versão do IPCC se baseia na determinação de L_0 , a partir do teor de carbono orgânico degradável (DOC) dos resíduos (MACHADO et al., 2009a).

Metodologia cinética de primeira ordem da U.S. EPA (1996, 2005)

O efeito da idade dos resíduos na produção de gás é incorporado no modelo de primeira ordem. Para cada unidade do montante de resíduos, as taxas de geração de gás do aterro diminuem exponencialmente.

Segundo Tarazona (2010), esse é um método mais complexo, que serve para estimar as emissões de CH_4 de RSU, reconhecendo o fato de que o CH_4 é emitido por um longo período de tempo, em vez de instantaneamente (Equação 2.1).

$$Q_{T,i} = k \cdot L_0 \cdot M_i \cdot e^{-k \cdot (T-i)} \quad (2.1)$$

Onde: $Q_{T,i}$: quantidade de (CH_4) gerado no ano atual (m^3/ano); k : constante da geração de CH_4 (ano^{-1}); L_0 : potencial da geração de CH_4 por tonelada de resíduo (m^3/t); M_i : quantidade de resíduos depositada no ano i (t); T : ano atual (ano); i : ano de depósito dos resíduos (ano).

Para estimar as emissões em um determinado período, somam-se as emissões anuais, como é apresentado na equação 2.2:

$$Q_T = \sum Q_{T,i} \quad (2.2)$$

Metodologia Padrão IPCC (2006)

Segundo Tarazona (2010), a metodologia padrão, é um método muito simples para o cálculo das emissões de CH_4 e permite estimar o conteúdo de carbono orgânico degradável (COD) dos resíduos sólidos, ou seja, o carbono orgânico que é suscetível à decomposição bioquímica, sendo esta estimativa utilizada para calcular a quantidade de CH_4 que pode ser gerada (Equação 2.3).

$$Q_{CH_4} = \sum x \{ [(A \cdot k \cdot RSU_{T(x)} \cdot RSU_{F(x)} \cdot L_{0(t)}) \cdot e^{-k \cdot (t-x)}] - R_x \} \cdot (1 - OX) \quad (2.3)$$

Onde: Q_{CH_4} : metano gerado ao ano ($\text{t} \cdot \text{ano}^{-1}$); A : fator de normalização para a soma (adimensional); $A = (1 - e^{-k})/k$; k : taxa constante de geração de CH_4 (ano^{-1}); $RSU_{T(x)}$: quantidade total de resíduo sólido urbano gerado no ano x ($\text{t} \cdot \text{ano}^{-1}$); $RSU_{F(x)}$: fração de RSU destinado ao aterro no ano x (adimensional); $L_{0(t)}$: potencial de geração de metano ($\text{tCH}_4 \cdot \text{tRSU}^{-1}$); R_x : metano recuperado ($\text{tCH}_4 \cdot \text{ano}^{-1}$); T : ano do inventário (ano); e x : anos os quais os dados foram considerados. O cálculo de L_0 é realizado por meio da equação 2.4:

O método pressupõe que todo o CH_4 potencial é liberado dos resíduos no ano em que estes foram depositados, sendo baseado na aproximação de balanço de massa e não incorpora todos os fatores de tempo (TARAZONA, 1996). O fator de Oxidação (OX) expressa a

quantidade de metano da massa residual que é oxidada no solo e na camada de cobertura, sendo uma medida adimensional (IPCC, 2006).

$$L_0 = MCF_{(t)} \cdot DOC_{(t)} \cdot DOC_f \cdot F \cdot \left(\frac{16}{12}\right) \quad (2.4)$$

Onde: $MCF_{(t)}$: fator de correção do metano referente ao gerenciamento dos locais de destinação (adimensional); $DOC_{(t)}$: carbono orgânico degradável (t. tRSU⁻¹); DOC_f : fração do DOC que decompõe (adimensional); F : fração de metano no biogás (adimensional); 16/12: razão de conversão de carbono (C) a metano (CH₄) (adimensional); DOC(t): somatório das frações de composição do resíduo.

2.3.2 Geração do lixiviado

Segundo NBR 8419 (1992, p. 1), define-se,

Lixiviação: deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos; percolado: líquido que passou através de um meio poroso; e sumeiro ou chorume: líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio).

As características e composição dos lixiviados são extremamente variáveis em função da idade do aterro e do tipo de resíduos aterrados (HAM e BOOKTER, 1982). O estudo da composição de lixiviados tem sido objeto de diversas pesquisas, porque é um efluente que requer tratamento especial e, geralmente, é um dos maiores problemas enfrentados em um aterro sanitário. Além disso, o estudo da evolução das características desse efluente ajuda a compreender e monitorar a evolução do processo de degradação dos resíduos (ALCÂNTARA, 2007).

Alcântara (2007) descreve que os componentes do lixiviado podem ser enquadrados em quatro grupos distintos: material orgânico dissolvido, macro componentes inorgânicos, metais pesados e componentes orgânicos xenobióticos de origem doméstica ou químico-industrial.

Estudos indicam que as concentrações relativas de componentes orgânicos do lixiviado diminuem com o tempo na seguinte ordem: ácidos graxos voláteis livres, aldeídos de

baixo peso molecular, aminoácidos, carboidrato, peptídeos, ácidos húmicos, componentes fenólicos e ácidos fúlvicos. Portanto, a sua biodegradabilidade diminuiria com o tempo, principalmente pela presença dos ácidos húmicos e fúlvicos, que são de difícil degradação (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

De acordo com Ehrig (1989), as concentrações de metais pesados nos efluentes líquidos provenientes de aterros geralmente são baixas, e o maior risco de contaminação ambiental por esses elementos deve-se a processos de acumulação.

A tabela 2.3 apresenta dados da composição de lixiviados procedentes de aterros novos, com menos de dois anos, aterros com cinco anos e aterros considerados maduros com mais de dez anos.

Tabela 2.3 – Dados da composição de lixiviados procedentes de aterros de diferentes idades

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	(continua)			
	Aterro com 1 ano	Aterro com menos de 2 anos	Aterro com 5 anos	Aterro com mais de 10 anos
DBO ₅	7.500-28.000	2.000-30.000	4.000	100-200
DQO	10.000-40.000	3.000-20.000	8.000	100-500
Carbono orgânico total	-	1.500-20.000	-	80-160
Sólidos totais suspensos	100-700	200-2.000	-	100-400
Sólidos totais dissolvidos	10.000-14.000	-	6.794	-
Nitrogênio orgânico	-	10-800	-	80-120
Nitrogênio amoniacal	56-482	10-800	-	20-40
Nitrato	0,2-0,8	-	0,5	-
Alcalinidade	800-4.000	1.000-10.000	5.810	200-1.000
*Condutividade	600-9.000	-	-	-
**pH	5,2-6,4	4,5-7,5	6,3	6,6-7,5
Fósforo total	25-35	5-100	12	-
Cálcio	900-1.700	200-3.000	308	100-400
Magnésio	160-250	50-1.500	450	50-200
Potássio	295-310	200-1.000	610	50-400
Sódio	450-500	200-2.500	810	100-200
Cloro	600-800	200-3.000	1.330	100-400
Sulfatos	400-650	50-1.000	2	20-50
Ferro total	21-325	50-1.200	6,3	20-200
Manganês	75-125	-	0,06	-
Cádmio	-	-	<0,05	-
Cobre	-	-	<0,5	-
Chumbo	-	-	0,5	-
Níquel	-	-	-	-

Tabela 2.3 – Dados da composição de lixiviados procedentes de aterros de diferentes idades

Parâmetros (mg.L ⁻¹)	(conclusão)			
	Aterro com 1 ano	Aterro com menos de 2 anos	Aterro com 5 anos	Aterro com mais de 10 anos
Zinco	-	-	0,4	-

Fonte: Adaptado de Alcântara (2007).

Na tabela 2.4 é apresentado o resumo dos resultados obtidos por Souto e Povinelli (2007), servindo como estimativa das características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros.

Tabela 2.4 – Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	(continua)
			FVMP ¹ (%)
pH	5,7-8,6	7,2-8,6	78
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)	750-11.400	750-7.100	69
Dureza (mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)	95-3.100	95-2.100	81
Condutividade (mS.cm ⁻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 C ₆ H ₅ OH)	0,9-9,9	0,9-4,0	58
NTK (mg.L ⁻¹)	80-3.100	não há	-
N-amoniacal (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
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	3.200-21.000	3.200-14.400	79
Sólidos totais voláteis (mg.L ⁻¹)	630-20.000	630-5.000	60
Sólidos totais fixos (mg.L ⁻¹)	2.100-14.500	2.100-8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	5-2.800	5-700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)	5-530	5-200	62
Ferro (mg.L ⁻¹)	0,01-260	0,01-65	67
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,04-2,6	0,04-2,0	79
Cobre (mg.L ⁻¹)	0,005-0,6	0,05-0,15	61

Tabela 2.4 – Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	(conclusão)
			FVMP ¹ (%)
Níquel (mg.L ⁻¹)	0,03-1,1	0,03-0,5	71
Cromo (mg.L ⁻¹)	0,003-0,8	0,003-0,5	89
Cádmio (mg.L ⁻¹)	0-0,26	0-0,065	67
Chumbo (mg.L ⁻¹)	0,01-2,8	0,01-0,5	64
Zinco (mg.L ⁻¹)	0,01-8,0	0,01-1,5	70

¹FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis.

Fonte: Souto e Povinelli (2007).

Para Canziani e Cossu (1989), a produção de lixiviado é função da precipitação e da disponibilidade de água no local (recirculação dos líquidos gerados, irrigação da camada de cobertura, presença de lodos), das características da camada de cobertura (umidade, vegetação, declividade), das características dos resíduos depositados (composição, umidade, idade, densidade, método de disposição) e do método de impermeabilização do local. Marques (2001) afirma que, a água da chuva, que percola através da camada de cobertura é, sem dúvida, a mais relevante para a formação do lixiviado.

Para Tchobanoglous et al. (1993), a quantidade de lixiviado é equivalente ao excesso de água acima da capacidade do aterro de reter umidade e pode ser estimado em função da capacidade de campo da massa de resíduos e das camadas de cobertura final e intermediárias.

A estimativa da geração do efluente líquido pode ser estimada, pelos seguintes métodos, entre outros:

Método Suíço

Segundo Barros (2004), o método foi estudado por Hans Jurgen Eling e é baseado em estudos realizados em vários aterros sanitários. Neste método, estima-se que uma porcentagem da precipitação infiltra nos resíduos, atinge a camada de impermeabilização de base e, conseqüentemente, deve ser drenada. Esta porcentagem é, normalmente, estipulada em função do peso específico dos resíduos dispostos no aterro e da experiência do projetista.

É um modelo que se utiliza de coeficientes empíricos que correlacionam precipitação e área de contribuição do aterro e a geração de percolado (Equação 2.5).

$$Q = \frac{1}{t} \cdot P \cdot A \cdot K \quad (2.5)$$

Onde: Q: vazão média de percolados (L/s); t: número de segundos no mês (s); P: precipitação média mensal (mm); A: área do aterro (m²); K: constante de compactação dos resíduos (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 – Valores de K em função da compactação dos resíduos sólidos urbanos

Tipo de aterro	Massa específica dos resíduos urbanos compactados	K
Aterros fracamente compactados	0,4 a 0,7 t/m ³	0,25 a 0,50
Aterros fortemente compactados	acima de 0,7 t/m ³	0,15 a 0,25

Fonte: Rocca (1981).

Método do Balanço Hídrico

Proposto por Fenn em 1975 e depois desenvolvido por Kmet em 1982, o método do balanço hídrico é um dos modelos mais utilizados para determinação dos volumes de lixiviados gerados em aterros sanitários (CASTILHOS JÚNIOR et al., 2003).

Segundo Fenn (1975 apud PADILLA, 2007), é baseado na relação existente entre a precipitação, a evapotranspiração, o escoamento superficial e o armazenamento da água no solo. A precipitação representa a recarga de água no sistema, enquanto a evapotranspiração representa a combinação entre a evaporação das plantas e a da superfície do solo, estando incluída a transpiração das plantas. Esse processo de evapotranspiração é praticamente o transporte da água de volta para a atmosfera, sendo o inverso do processo da precipitação. O escoamento superficial representa o fluxo superficial da água na área de interesse. A capacidade de armazenamento representa a capacidade de água que pode ficar retida no solo e nos resíduos sólidos nos casos dos aterros sanitários (Equação 2.6).

Este método procura expressar o fluxo de água num aterro, considerando:

- A quantidade de água precipitada sobre o aterro;
- A fração que esco superficialmente, em função do tipo de cobertura e da declividade;
- A parte devolvida de água que se infiltra;
- A quantidade de água que fica na camada de cobertura, em função da espessura e do tipo de solo utilizado; e
- A quantidade de água que atinge os resíduos podendo gerar líquidos percolados.

Os elementos componentes do cálculo devem ser calculados mês a mês, a partir de valores médios mensais, para o maior número possível de anos de observação.

$$Q_M = (PER \cdot A_{cont}) / 2.592.000 \quad (2.6)$$

Onde: Q_M : vazão mensal de líquido percolado (L/s); PER: altura mensal percolada (mm); A_{cont} : área de contribuição da seção considerada (m^2).

A percolação é calculada pela equação 2.7:

$$PER = P - ES - \Delta AS - ER \quad (2.7)$$

Onde: P: índice de precipitação pluviométrica (mm); ES: escoamento superficial (mm); ΔAS : troca de armazenamento de água no solo, mês a mês (mm); ER: evapotranspiração real (mm).

A evapotranspiração real (ER) representa a quantidade real de perda de água durante dado mês. Para os meses em que a infiltração é maior que a evapotranspiração potencial ($I - EP$) > 0 , a evapotranspiração ocorre no seu máximo nível, sendo que $ER = EP$. Nos meses em que a infiltração é menor que a evapotranspiração potencial ($I - EP$) < 0 , a evapotranspiração real é condicionada ao grau de umidade do solo, podendo ser determinada pela equação 2.8:

$$ER = I - \Delta AS \quad (2.8)$$

Onde: I: infiltração (mm); ΔAS : troca de armazenamento de água no solo.

As trocas de armazenamento de água no solo, mês a mês podem ser definidas pela equação 2.9:

$$\Delta AS = AS_n - AS_{n-1} \quad (2.9)$$

Calcula-se a quantidade de água disponível pela capacidade de campo da camada de solo de cobertura (AS_c), que é obtida multiplicando-se a água disponível por metro de solo pela profundidade da zona de raízes (considerada igual à espessura da camada de cobertura), tabela 2.6.

Tabela 2.6 – Água disponível por metro de solo (mmH₂O/m de solo)

Tipo de solo	Capacidade de Campo	Ponto de murchamento	Água disponível
Solo arenoso	200	50	150
Solo siltoso	300	100	200
Solo argiloso	375	125	250

Fonte: Fenn et al. (1975 apud PADILLA, 2007).

O valor obtido para ASc representa a quantidade máxima de água armazenada no solo, não devendo, portanto, ser ultrapassado; para os meses que apresentam valores negativos de (I – EP), o valor de AS é obtido diretamente de tabelas; em seguida, soma-se o valor de AS do último mês que apresenta Σ Neg (I-P) diferente de zero ao valor positivo de (I – EP) do mês seguinte, obtendo-se AS para esse mês; o procedimento é repetido para todos os meses que apresentam Σ Neg (I-P) igual à zero, até que seja atingido o valor máximo de ASc, que não deve ser ultrapassado. Para o cálculo da infiltração, tem-se a equação 2.10:

$$I = P - ES \quad (2.10)$$

Onde: I – P: diferença entre as quantidades de água infiltrada e evapotranspirada. Valores negativos significam perda potencial de água armazenada no solo. Valores positivos representam recarga de água no solo, podendo resultar em percolação, se for ultrapassada a capacidade de campo do solo; Σ Neg (I - P): perda potencial de água acumulada. Representa a quantidade de água armazenada no solo que é perdida pela evapotranspiração. É obtida somando-se mês a mês apenas os valores negativos de (I – EP), começando-se pelo primeiro mês que apresente valor negativo. Esse procedimento supõe que no final da estação úmida, correspondente ao último mês que apresenta valor positivo para (I – EP), a capacidade de campo de solo foi plenamente atingida, mesmo que na prática isso não se verifique. Para os meses que apresentam valores positivos para (I – EP) é atribuído o valor 0 (zero) para Σ Neg (I- P).

Obtém-se o escoamento superficial pela equação 2.11:

$$ES = C'.P \quad (2.11)$$

Onde: C' : coeficiente de escoamento, depende do tipo de solo e inclinação, conforme tabela 2.7.

Tabela 2.7 – Valores de C e de α em função da declividade e do tipo de solo

Tipo de solo	Declividade (%)	Coeficiente C'	
		Estação seca	Estação úmida
Solo arenoso	0 a 2	0,05	0,10
	2 a 7	0,10	0,15
Solo argiloso	0 a 2	0,18	0,17
	2 a 7	0,18	0,22

Fonte: Fenn et al. (1975 apud PADILLA, 2007).

Program HELP

O modelo HELP (*Hydrology Evaluation Leachate Performance*), descrito por Schroeder et al. (1994), desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency – USEPA), é um modelo hidrológico quasi-bidimensional, que executa simulações do movimento de água através de aterros sanitários. O objetivo principal do modelo é auxiliar na análise e na comparação de alternativas de projetos, tendo como base o balanço hídrico (CATAPRETA, 2008). Segundo Marques (2001), o programa modela o aterro sanitário através do uso e definições de 4 tipos distintos de camadas: camadas de percolação vertical, camadas de drenagem lateral, barreiras impermeáveis de solo, e geomembranas.

Apresenta como desvantagem não considerar o histórico de preenchimento dos aterros sanitários e sim como se o mesmo fosse uma única célula construída ao mesmo tempo.

2.4 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU

Os aterros sanitários são constituídos por diferentes tipos de componentes, de diferentes origens e composições e que são susceptíveis a processos de biodegradação, que quando depositados interagem formando um maciço heterogêneo e poroso de comportamento peculiar. Por isso, o conhecimento adequado (por meio da investigação e caracterização) das propriedades físicas, físico-químicas e mecânicas dos resíduos sólidos urbanos apresenta-se

como um fator de grande importância para resolver problemas geotécnicos em aterros sanitários, seja em atividades de projeto, execução, operação ou monitoramento.

2.4.1 Propriedades físicas

Vários parâmetros físicos podem ser relevantes para a caracterização inicial e o monitoramento dos RSU, tendo sua relevância em função dos objetivos desejados. A variação em uma ampla faixa dos valores desses parâmetros deve-se à grande heterogeneidade dos resíduos, condições climáticas, estado de compactação e tempo de decomposição. Por isso, devem sempre ser citadas as condições em que foram obtidos (ALCÂNTARA, 2007).

2.4.1.1 Composição dos RSU

A composição gravimétrica consiste na obtenção dos percentuais em peso dos principais componentes dos RSU. O conhecimento dessa composição permite uma avaliação preliminar da degradabilidade, do poder de contaminação ambiental e das possibilidades de reutilização, reciclagem e valorização energética e orgânica dos RSU (ALCÂNTARA, 2007).

Com o passar dos anos, a composição gravimétrica dos RSU passa por alterações, devido ao processo de degradação que envolve transformações físicas, químicas e biológicas. Ocorre então transferência de massa do estado sólido para os estados líquido e gasoso e, no geral, a diminuição no tamanho das partículas, mudança na forma dos materiais compressíveis e deterioração dos materiais biodegradáveis (ABREU, 2015).

Devido à grande variedade de materiais presentes nos resíduos, uma abordagem prática é identificar os principais grupos de materiais. Porém, uma dificuldade encontrada para o compartilhamento de informação sobre o comportamento dos resíduos é a falta de padronização de grupos e em muitos casos, o raciocínio por trás da seleção de agrupamentos específicos não é explicado e, portanto, os fatores que influenciam o comportamento medido não podem ser totalmente compreendidos (Dixon e Langer, 2006).

No Brasil, os resíduos domiciliares têm apresentado taxas de matéria orgânica da ordem de 50 a 60%, típicas de países em desenvolvimento, e maiores aos encontrados em países desenvolvidos. Este teor orgânico elevado propicia, entre outros fatores, um elevado teor de umidade (CALLE, 2007). Na tabela 2.8, elaborada por Calle 2007, apresentam-se as gravimetrias dos componentes de diversos aterros sanitários do mundo.

Tabela 2.8 – Gravimetria dos componentes de resíduos sólidos urbanos

Resíduos Sólidos Urbanos	Colômbia ¹ (Doña Juana)	Kuwait ²	USA ³ (Califórnia)	África ³ (Spruntville)	Bolívia ⁴ (Cochabamba)	Tailândia ⁴ (Bangkok)	China ⁴ (Pekin)	Kenya ⁴ (Nairobi)	Hong Kong ⁴	USA ⁴ (New York)	Austrália ⁴ (Wollongong)	Grécia ⁴ (Atenas)	Turquia ⁴ (Estambul)
MO	50	50	26	32	71	44	45	74	15	20	58	59	61
Papel	14	21	43	37	2	25	5	12	3	22	16	19	10
Vidro	4	3	6	4	1	1	1	4	10	6	2	2	1
Metal	3	3	8	6	1	1	1	3	3	5	3	4	2
Plástico	-	13	12	17	3	-	1	5	-	-	20	7	3
Outros	-	6	3	6	21	19	46	2	22	46	1	5	14
Pedra+solo	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Madeira+borracha+couro	24	-	-	-	1	7	1	-	7	3	-	4	6
Têxtil	4	5	2	-	-	3	-	-	10	3	-	-	3

¹ Rodriguez e Velandia (2002); ² Jasem (2002); ³ Ogwueleka (2003); ⁴ Manassero et al. (1997).

Fonte: Adaptado de Calle (2007).

Tapahuasco (2009) apresenta a composição gravimétrica dos RSU de diversas cidades brasileiras a partir de dados coletados de outros autores (Tabela 2.9).

Tabela 2.9 – Composição gravimétrica de RSU em cidades brasileiras, em % úmido

Componentes	Materiais putrescíveis	Papel/papelão	Plástico	Metais	Madeira/couro/vidro /borracha/outros
Brasília ¹	50	26	15	2,5	6,5
Belo Horizonte ²	61,6	9,5	10,9	2,3	15,7
Curitiba ³	66	3	6	2	23
Maceió ⁴	50	16	13	3	18
Palmas ⁵	63	16	13	3	18
Porto Alegre ³	74	11	6	4	5
Salvador ⁶	70	16	10	1,5	2,5
São Paulo ⁷	58	13	16	2	11
Rio de Janeiro ⁸	60,7	13,5	15,3	1,6	8,9
Recife ⁹	46,3	12,2	19,4	1,9	20,2

¹Junqueira (2000); ²SMLU (2003); ³Oliveira (2001 apud BOSCOV, 2008); ⁴Universidade Federal de Alagoas (2004); ⁵Naval e Gondim (2001); ⁶Santos e Presa (1995); ⁷Limpurb (2003); ⁸Comlurb (2005); ⁹Mariano et al. (2007)

Fonte: Adaptado de Tapahuasco (2009).

Alguns sistemas de classificação dos componentes dos resíduos sólidos urbanos, em função de suas características mais relevantes para o comportamento geomecânico do maciço sanitário, têm sido propostos, como os apresentados nas tabelas 2.10 e 2.11.

Tabela 2.10 – Classificação dos componentes dos RSU: comportamento mecânico

Componente	Características
Estáveis inertes	Apresentam comportamento mecânico semelhante aos solos granulares, os quais desenvolvem forças de atrito entre as partículas
Altamente deformáveis	Quando submetidos a um carregamento apresentam grandes deformações iniciais com mudança de sua forma original
Degradáveis	Passam por significantes transformações físico-químicas a curto-prazo, acompanhadas pela produção de líquidos e gases

Fonte: DGGT (1994).

Tabela 2.11 – Classificação dos componentes dos RSU: estabilidade bioquímica

Componente	Características
Orgânicos putrescíveis	Resíduos alimentares, de jardinagem e de varrição e aqueles que apodrecem rapidamente
Orgânicos não putrescíveis	Papéis, madeiras, tecidos, couro, plásticos, borrachas, tintas, óleos e graxas
Inorgânicos degradáveis	Metais
Inorgânicos não degradáveis	Vidros, cerâmicas, solos minerais, cinzas e entulhos de construção

Fonte: DGGT (1994).

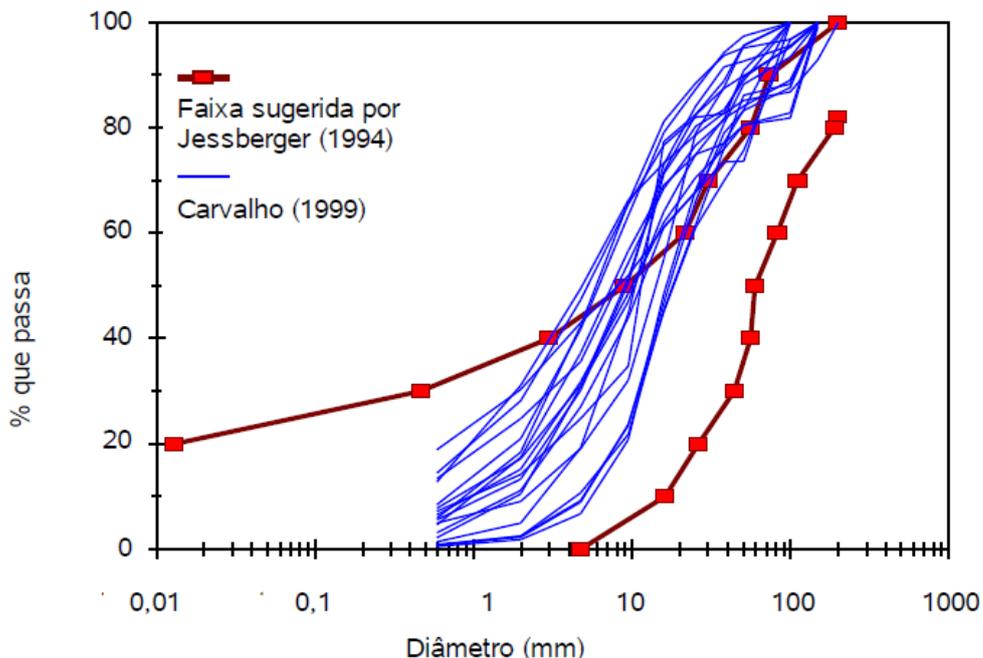
2.4.1.2 Tamanho e forma das partículas de RSU

Devido a grande heterogeneidade e variedade dos RSU, a sistemática de determinação da dimensão das partículas desses resíduos é limitada e não existe um método padronizado para análise (SANTOS e PRESA, 1995).

Uma forma de determinação do tamanho dos componentes dos RSU é usar a análise clássica de peneiramento e traçar a curva de distribuição do tamanho dos grãos. Ensaio de

distribuição do tamanho das partículas para resíduos secos (estufa a 70°C) do aterro Bandeirantes, idade dos resíduos superior a 15 anos, foram executados por Carvalho (1999) através de uma série de peneiras pré-selecionadas (2", 1 ½", 1", 5/8", 4,76mm, 2,0mm e 0,59mm) e a medida direta dos componentes com dimensões maiores de 2". Foram excluídos os materiais plásticos e têxteis (estes materiais representavam 20% em peso da amostra total). A Figura 2.4 apresenta as curvas granulométricas dos resíduos obtidas, juntamente com a faixa de ocorrência sugerida por Jessberg (1997 apud CARVALHO, 1999).

Figura 2.4 – Distribuição do tamanho das partículas dos RSU com 15 anos de aterramento

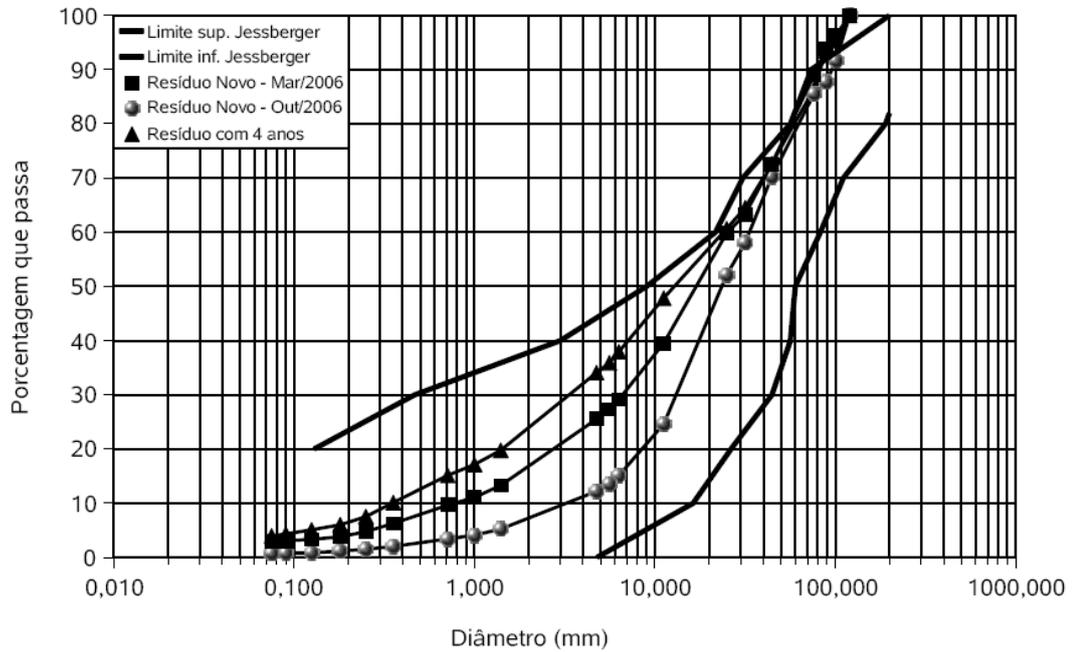


Fonte: Carvalho (1999).

Nascimento (2007) realizou ensaios com duas amostras de RSU novo e uma amostra com RSU aterrado a 4 anos, no Aterro Metropolitano Centro (Salvador-BA), onde também está apresentada a faixa de ocorrência sugerida por Jessberg (1997). Salienta-se que para o traçado dessas curvas, o material fibroso (têxteis e plásticos moles) não foi incluído (Figura 2.5).

A norma alemã DGGT (1994), separa os componentes dos RSU em classes de comportamento mecânico e estabilidade bioquímica, como as classificações apresentadas nas tabelas 2.10 e 2.11, mas, adicionalmente, estabelece uma classificação morfológica (Tabela 2.12).

Figura 2.5 – Curvas granulométricas obtidas para o resíduo novo e com 4 anos aterrado



Fonte: Nascimento (2007).

Tabela 2.12 – Classificação morfológica dos RSU

Dimensão	Características	Forma
0	Grãos (diâmetro < 8mm)	
1	Fibras	
2	Folhas, objetos planos	
3	Volumes	

Fonte: DGGT (1994).

2.4.1.3 Peso específico dos RSU

O peso específico dos RSU depende principalmente da composição gravimétrica (elevados teores de materiais leves ou putrescíveis acarretam menor peso específico), da distribuição granulométrica (resíduos triturados podem formar arranjos mais densos do que

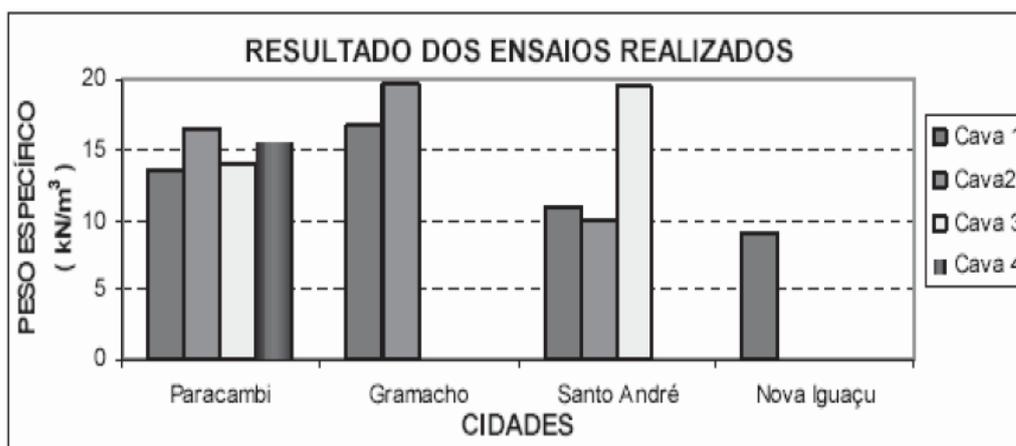
resíduos *in natura*) e do grau de compactação (resíduos compactados são mais densos do que resíduos soltos) (BOSCOV, 2008; BABU et al., 2014). A espessura da camada de cobertura diária também influencia a densidade dos RSU (aplicação de uma sobrecarga).

Não há ensaios normalizados para determinação do peso específico dos RSU, o que causa uma fonte de variação adicional para esse parâmetro. A dificuldade de retirar amostras indeformadas e representativas, principalmente para resíduos novos, indica a determinação *in situ*, geralmente por meio da retirada de material de uma cava, pesagem desse material e determinação do volume da cava (TAPAHUASCO, 2005; MARQUES, 2001; LANDVA e CLARK, 1990). A aplicação deste método permite a execução de ensaios nas camadas superficiais do aterro, não fornecendo informações sobre a ocorrência ou (não) de mudanças significativas no peso específico em profundidade.

Silveira (2004) obteve valores de pesos específicos variando de 9,15 a 19,74 kN/m³, por meio do método da vala, em vários aterros com diferentes graus de compactação: no lixão de Paracambi, no aterro controlado de Gramacho e nos aterros sanitários de Santo André e de Nova Iguaçu (Figura 2.6).

A tabela 2.13 a seguir apresenta alguns desses valores de pesos específicos alcançados, sob as mais diversas formas de compactação, encontrados na literatura (CARVALHO, 2006).

Figura 2.6 – Demonstrativa dos resultados obtidos em ensaios realizados em cava



Fonte: Silveira (2004).

Tabela 2.13 – Valores de pesos específicos de RSU encontrados na literatura

Autor (ano)	Peso específico (kN/m ³)	Observações
Landva e Clark (1990)	7,0 – 14,0	Compactação variada
Tchobanoglous (1993)	2,0 – 3,9	Resíduos em caminhões compactadores
Gabr e Valero (1995)	8,0	Saturação completa (w=70%)
Kaimoto e Cepollina (1996)	5,0 – 7,0	Resíduos pouco compactados e com alto teor de orgânicos
	9 - 13	Resíduos bem compactados
Zornberg et al. (1999)	10 - 15	Aterro sanitário
Sarsby (2000)	1,2 – 3,0	Resíduo lançado no aterro
	4,0 – 12,0	Compactado no aterro
	6,5 – 10,0	Valores adotados para projeto
Kavazanjian (2001)	15,0 - 20,0	Aterros com recirculação de percolado
Carvalho (2002)	7,8 – 16,2	Aterro sanitário com w = 16,9%-53,9%
Miranda (2004)	9,1 – 19,7	Compactação Variada
Mahler e Carvalho (2004)	9,7 – 16,4	Lixão
	10,0 – 11,7	Aterro sanitário
Bauer et al. (2005)	8,6 – 15,6	Resíduos velhos e degradados
Catapreta et al. (2005)	5,9 – 14,2	Aterro sanitário

Fonte: Carvalho (2006).

2.4.1.4 Teor de umidade dos RSU

O teor de umidade dos resíduos varia de acordo com a composição inicial dos mesmos, com as condições climáticas locais, com as operações de lançamento e disposição e com a capacidade e desempenho dos sistemas de drenagem interna dos líquidos percolados, sendo um importante parâmetro para a estimativa das velocidades de modificações biológicas e para a previsão do potencial de geração de líquidos percolados e gases (MARQUES, 2001).

Na tabela 2.14 é apresentado um resumo das informações sobre teores de umidade em RSU relacionados com a sua determinação, segundo alguns autores.

Tabela 2.14 – Faixa de valores típicos do teor de umidade de RSU

Autor (ano)	Faixa (%)	Temperatura (°c)	Observações
Tchobanaglou (1993)	15 – 40	105	Base úmida
Gabr e Valero (1995)	30 -130	60	Base não especificada
Zornberg et al. (1999)	8 - 50	85	Base seca
Carvalho (2002)	17 - 54	100	Base seca
Catapreta et al. (2005)	25 - 75	65 e 105	Base seca
Nascimento (2007)	63 - 137		Base seca
Zekkos (2005)	12 - 25		Base seca
Stoltz et al. (2009)	50 - 129		Base seca

Fonte: Adaptado de Carvalho (2006) e de Abreu (2015).

2.4.1.5 Capacidade de campo

Alcântara (2007) define a capacidade de campo como o teor de umidade de um material que, depois de saturado, foi deixado drenar livremente, por um período de 24 a 48 horas, sem haver perdas por evapotranspiração.

Segundo Calle (2007), a capacidade de campo pode ser influenciada pela estrutura do resíduo, teor de matéria orgânica, sequência dos horizontes pedogenéticos e gradiente textural entre os horizontes, bem como pelo teor inicial de umidade e lâmina de água. Na tabela 2.15 é apresentado um resumo dos valores de capacidade de campo de RSU provenientes de diferentes aterros sanitários, segundo alguns autores.

Tabela 2.15 – Valores de capacidade de campo de RSU

Referência	Capacidade de campo (vol/vol)
Fungaroli e Steiner (1979)	0,510
Blight et al. (1992)	0,550
Mcbean et al. (1995)	0,550
Zornberg (1999)	0,478 – 0,530
Carvalho et al. (2002) e Azevedo et al. (2003)	0,274 – 0,690
Lins et al. (2003) e Jucá et al. (2005)	RSU com 5 anos: 0,430 – 0,560 RSU com 10 anos: 0,300 – 0,440

Fonte: Carvalho (2006).

Carvalho (2002) desenvolveu um instrumento chamado percâmetro para realização de ensaios de capacidade de campo em amostras indeformadas. O equipamento possui 15,2cm de diâmetro por 17,8cm de altura, e com ele também é possível medir umidade, massa específica e permeabilidade.

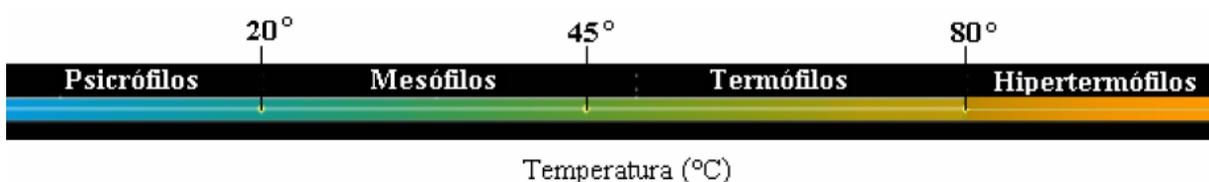
2.4.1.6 Temperatura

O calor é um dos produtos do processo da biodegradação, portanto, a temperatura no interior do maciço de resíduos é um dos indicadores das reações bioquímicas que estão ocorrendo no processo de degradação da matéria orgânica (ABREU, 2015).

O valor da temperatura ao longo da profundidade pode ser medido com termômetros digitais, a partir de tubos colocados estrategicamente no aterro.

Os microrganismos em geral e aqueles que atuam na degradação do material orgânico em aterros de RSU, mantidos sob condições anaeróbias, a depender da faixa de temperatura ótima de crescimento, podem ser agrupados em quatro categorias (MADIGAM et al., 2002 apud ALCÂNTARA, 2007), como mostra a figura 2.7.

Figura 2.7 – Classificação dos microrganismos em função da temperatura de crescimento



Fonte: Madigam et al. (2002 apud ALCÂNTARA, 2007).

No estágio de decomposição anaeróbia as reações estão associadas a menores liberações de energia, porém verifica-se que ocorre aumento da temperatura do maciço de resíduos (EL-FADEL, 1999; HANSON et al., 2010 apud ABREU, 2015). Usualmente o processo de degradação em aterros acontece, predominantemente, na faixa mesofílica e, em temperaturas entre 30 e 35°C (CHRISTENSEN e KJELDSEN, 1989 apud ALCÂNTARA, 2007), e as temperaturas geralmente não ultrapassam os 45°C, sendo difícil um aterro ser operado na faixa termofílica (BIDONE e POVINELLI, 1999). Quando o estado de degradação dos resíduos é mais avançado a temperatura do maciço de resíduos começa a cair

lentamente, em um processo que pode se prolongar por décadas (HANSON et al., 2010 apud ABREU, 2015).

2.4.1.7 Permeabilidade

Os resíduos sólidos constituem um meio poroso através do qual podem drenar os líquidos provenientes de precipitações pluviométricas bem como aqueles gerados durante o processo de decomposição. Assim, a medida de condutividade hidráulica (k) de RSU pode ser importante para o dimensionamento dos sistemas de coleta e drenagem de lixiviados (ALCÂNTARA, 2007).

Baixas permeabilidades respondem pela formação de bolsões de gás e lixiviado, onde se desenvolvem pressões neutras que podem afetar a estabilidade do maciço (BOSCOV, 2008).

A determinação do valor de k pode ser feita diretamente em aterros (*in situ*) ou a partir da coleta de amostras, e diversos métodos, utilizados normalmente, em solos e rochas. Tapahuasco (2009) apresenta alguns valores de coeficientes de permeabilidade dos RSU obtidos sob diferentes tipos de ensaios, publicados por vários autores, tabela 2.16.

Tabela 2.16 – Valores de coeficientes de permeabilidade para RSU

Autores	Ensaio	K (cm/seg)
Durmusoglu et al. (2006)	Ensaio Oedométricos (laboratório)	$4,7 \times 10^{-4}$ a $1,24 \times 10^{-2}$
Gabr e Valero (1995)	Ensaio triaxiais (laboratório)	10^{-3} a 10^{-5}
Carvalho (2002)	Percâmetro (laboratório)	10^{-3} a 10^{-4}
Carvalho (1999)	Ensaio de infiltração (<i>in situ</i>)	8×10^{-4} a 5×10^{-6}
Jucá et al. (1997)	Ensaio de infiltração (<i>in situ</i>)	10^{-5} a 10^{-4}
Landva e Clark (1990)	Ensaio de percolação em poços	10^{-3} a 4×10^{-2}

Fonte: Tapahuasco (2009).

2.4.1.8 Compactação

A compactação em aterros sanitários tem como objetivo a redução volumétrica dos RSU, fornecendo a estes uma maior estabilidade. Além disso, caracterizam-se como vantagens de uma boa compactação: aumento da vida útil dos aterros sanitários, redução da

migração descontrolada de líquidos lixiviados e gases, diminuição da vazão de líquidos lixiviados, possibilidade de tráfego imediato de veículos sobre o maciço e melhorias no aspecto estético da massa de resíduos aterrada (CATAPRETA, 2008).

Gabr e Valero (1995), ensaiaram resíduos domiciliares com idade entre 15 e 30 anos, utilizando energia normal e obtiveram peso específico seco máximo de $9,3\text{kN/m}^3$ associado a um teor de umidade ótimo de 31%. A saturação completa foi atingida com um teor de umidade cerca de 70%, correspondendo a um peso específico seco de aproximadamente $8,0\text{kN/m}^3$.

Com base na análise de um conjunto de curvas de compactação apresentadas na literatura, König e Jessberger (1997 apud MARQUES, 2001) afirmaram que a variação do peso específico dos resíduos sólidos urbanos com o aumento do teor de umidade obedece a um comportamento similar ao observado para solos. No estudo realizado por Marques (2001) os dados apresentados indicam que a relação entre umidade ótima e massa específica aparente não permite a determinação de uma massa específica máxima associada a umidade ótima. Por meio de um aterro experimental observou que os pesos específicos dos resíduos compactados apresentaram grande variação, com valores situados na faixa entre $3,4$ e $14,0\text{kN/m}^3$, e valor médio próximo a $8,2\text{kN/m}^3$.

Catapreta e Simões (2007) em estudos realizados no aterro sanitário de Belo Horizonte apresentaram valores de peso específico inicial dos RSU na faixa de $7,0$ a $11,0\text{kN/m}^3$ (teor de orgânicos $\approx 60\%$; umidade $\approx 56\%$).

2.4.2 Propriedades físico-químicas

Os parâmetros físico-químicos são importantes na avaliação da degradação dos resíduos sólidos em aterros (CARIBÉ, 2015). As ações mecânicas, reorientações de partículas, transformações por reações físico-químicas e decomposição bioquímica com perda de massa na forma de gás ou líquidos drenados, condicionam os mecanismos de recalques na massa de resíduos (OLIVIER e GOURC, 2007).

2.4.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH representa a concentração de íons de hidrogênio e expressa o grau de acidez ou basicidade de uma solução, ou seja, é o modo de expressar a concentração de íons de hidrogênio nessa situação (ALCÂNTARA, 2007).

A determinação do pH é uma das práticas mais comuns e importantes no contexto da química da água e líquidos percolados. O padrão de potabilidade, em vigor no Brasil, preconiza uma faixa de pH entre 6,5 e 8,5. No âmbito do tratamento de águas residuárias e de lixiviado por processos químicos ou biológicos o pH deve ser mantido em faixas adequadas ao desenvolvimento das reações químicas ou bioquímicas do processo (OLIVEIRA e FERNANDES, 2008).

As variações do pH podem influenciar o processo de digestão anaeróbia, seja por inibição ou pela aceleração do mesmo, o pH de lixiviados de aterros sanitários é controlado pela presença de metabólitos da fermentação dos resíduos orgânicos ou pela solubilização das espécies químicas a partir dos resíduos não orgânicos (CATAPRETA, 2008).

Segundo Bidone (2001), em função do pH, os microrganismos são classificados em acidófilos, neutrófilos ou basófilos. Porém, as espécies se adaptam a diferentes valores, sendo capazes de manter o pH intracelular em torno de 7,5, pois possuem tampões naturais e efetuam troca de íons de hidrogênio com o meio externo.

2.4.2.2 Demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Abreu (2015) define a demanda química de oxigênio (DQO) como a medida volumétrica da quantidade de oxigênio consumido para a oxidação dos componentes orgânicos e inorgânicos oxidáveis existentes em uma solução aquosa produzida com o resíduo (ou no lixiviado). Resíduos frescos apresentam altos valores de DQO.

Segundo Monteiro (2003), a medida da DQO serve como um importante parâmetro na avaliação do processo de decomposição, em particular, na compreensão dos efeitos da lixiviação microbiana.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pode ser definida como um teste que expressa a quantidade de matéria orgânica presente no lixiviado, contudo os resultados mostram a quantidade total de oxigênio requerida por microrganismos para a oxidação e estabilização da matéria orgânica biologicamente degradável (LEITE, 2008).

A relação entre os dois índices dá uma ideia da biodegradabilidade da matéria orgânica presente em uma massa de RSU. Valores entre 0,5 e 0,7 (DBO/DQO) são comumente relatados para aterros recentes, enquanto que para aterros mais antigos os valores variam entre 0,2 e 0,3 (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

Quanto maior a razão entre a DBO₅ e a DQO, mais facilmente o lixiviado será tratado biologicamente (HAMADA, 1997).

2.4.2.3 Sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV)

Segundo Lange et al. (2002), os sólidos totais (ST), em uma amostra de RSU ou de lixiviado, podem estar constituídos por uma porcentagem de sólidos totais voláteis (STV) e uma porcentagem de sólidos não voláteis (inertes ou fixos). Uma estimativa do produto é representada pela porcentagem de matéria orgânica no resíduo, ao passo que os sólidos não voláteis representam a matéria inorgânica ou mineral.

Portanto, esse parâmetro pode ser um indicador da degradabilidade dos RSU ao longo do tempo. Um alto percentual de STV indica a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que o resíduo já passou por um processo acentuado de degradação (GOMES, 1989).

Basicamente, o ensaio para determinação dos STV consiste na destruição de todos os sólidos voláteis contidos na amostra por meio do aquecimento a temperaturas da ordem de 400 a 600°C (ABREU, 2015).

Nascimento (2007) obteve valores de STV médios de 56,8% para resíduos novos e de 23,2% para resíduos com 4 anos de aterramento, coletados no Aterro Metropolitano Centro, em Salvador. Alcântara (2007) trabalhando com dois lisímetros montados na Área do Aterro de Resíduos Sólidos de Muribeca, em Pernambuco, apresentou valores de STV iguais a 58,8 e 78,2% em amostras recentes e de 26 e 35% em amostras com 250 dias.

2.4.3 Propriedades mecânicas dos RSU

A resistência ao cisalhamento e a compressibilidade dos resíduos são as propriedades básicas a serem consideradas no comportamento de aterros sanitários. Ambas são extremamente dependentes da composição e das propriedades mecânicas de seus contribuintes, sem mencionar a variação destas com o tempo, face os estágios de estabilidade de degradação a que estão sujeitos os materiais. Segundo Carvalho (1999),

A quantificação das propriedades mecânicas desses materiais é uma tarefa difícil dada a influência da composição heterogênea dos RSU, presença de componentes com diferentes formas e dimensões que dificultam, sobremaneira, a obtenção de amostras de boa qualidade, definição do tamanho das amostras e tipos de ensaios mais adequados para serem utilizados.

Para Dixon et al. (2005), medir e interpretar propriedades de engenharia de RSU é extremamente difícil, no entanto, o conhecimento a respeito do peso unitário, compressibilidade vertical, resistência ao cisalhamento, rigidez lateral, tensões *in situ* e condutividade hidráulica é fundamental para a avaliação da estabilidade do aterro e integridade dos materiais geossintéticos e solo compactado. Um sistema de classificação internacionalmente aceito e padrões de teste se fazem necessário para permitir a interpretação dos resultados publicados, o que levará ao desenvolvimento de modelos constitutivos adequados para os resíduos e, conseqüentemente, para aperfeiçoar os projetos de aterros, considerando a interação do sistema de resíduos/revestimentos.

Atualmente, as propriedades mecânicas dos RSU, geralmente, são avaliadas empregando para esses materiais os métodos convencionais de ensaios, tanto de campo como de laboratório, desenvolvidos na mecânica dos solos.

2.4.3.1 Compressibilidade

Devido ao aumento do número de aterros sanitários e à necessidade de conhecimento do comportamento mecânico dos resíduos, a ocorrência de recalques dessas unidades tem sido bastante investigada (CATAPRETA, 2008). Os recalques de maciços sanitários são muito elevados quando comparados com os dos maciços de solos. A estimativa dos recalques e das velocidades dos recalques tem sua importância na determinação da vida útil do aterro sanitário, no reaproveitamento das áreas após o encerramento da disposição, no projeto e na implantação dos sistemas de drenagem superficial e de efluentes, no monitoramento geotécnico do aterro sanitário e no desempenho do sistema de cobertura final.

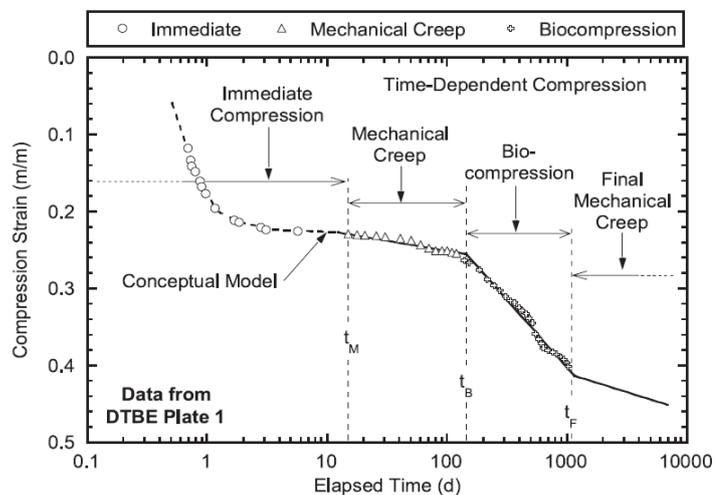
Simões (2000) e Simões e Catapreta (2010) apresentam que os principais fatores que influenciam as magnitudes de recalques em aterros sanitários são:

- composição dos resíduos e porcentagem de material degradável;
- peso específico e índice de vazios dos resíduos;
- dimensões do aterro;
- técnicas de compactação;
- histórias de tensões, envolvendo todas as etapas de operação e após fechamento;
- pré-tratamento dos resíduos (incineração, compostagem, mistura, fragmentação, etc.);
- nível de lixiviado e sua flutuação;
- existência de sistemas de extração de gases; e

- fatores ambientais, tais como teor de umidade, temperatura e gases (presentes ou gerados no interior da massa).

Recalques em aterros de resíduos sólidos comumente podem ser separados em três processos de compressão: (a) compressão imediata, (b) creep mecânico, e (c) biocompressão (EL-FADEL e KHOURY, 2000; HOSSAI et al., 2003; MARQUES et al., 2003; GOURC et al., 2010; BAREITHER et al., 2012a). Nos trabalhos de Sowers (1973), Bjarngard e Edgers, (1990), Edil et al. (1990) e Wall e Zeiss (1995) estas fases de compressão foram denominadas de: (a) compressão inicial, (b) compressão primária e (c) compressão secundária. A compressão inicial ou imediata corresponde à deformação ocorrida rapidamente quando ocorre um acréscimo de tensão vertical (*stress-dependent*). O creep mecânico e a biocompressão são processos dependentes do tempo (*time-dependent*) que ocorrem com tensão vertical constante. O creep mecânico (compressão) envolve a fluência, que pode ser atribuída ao deslizamento em longo prazo e reorientação das partículas ou devido à compressão lenta de alguns constituintes dos RSU (OWEIS 2006; BAREITHER e KWAK, 2015). A biocompressão é atribuída a decomposição anaeróbia da fração orgânica dos RSU. Após a biodegradação da fração dos resíduos orgânicos ser concluída, a compressão dos RSU pode continuar pelo creep mecânico residual dos resíduos (final mechanical creep). Bareither et al. (2013) apresentam um modelo conceitual para recalques de resíduos sólidos em biorreatores apresentando estes processos de compressão, similar ao apresentado por Grisolia e Napoleoni (1996), figura 2.8.

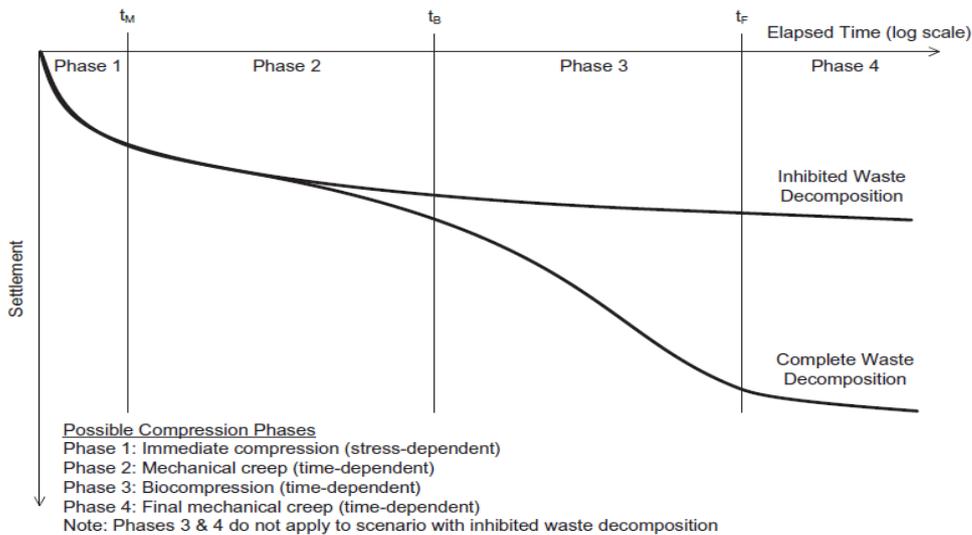
Figura 2.8 – Modelo conceitual para recalques em RSU em biorreatores. Linha pontilhada: comportamento dependente das tensões; linha sólida: comportamento dependente do tempo



Fonte: Bareither et al. (2013).

Em escala de campo, Bareither e Kwak (2015) apresentam um modelo conceitual para os recalques de RSU considerando que a decomposição dos resíduos orgânicos é completa e inibida (Figura 2.9).

Figura 2.9 – Modelo conceitual para recalques em RSU com (a) decomposição de resíduos inibido e (b) completa deposição de resíduos. t_M : intervalo de tempo para o final da compressão imediata, t_B : intervalo de tempo para início da biocompressão, e t_F : intervalo de tempo para completa biodegradação e transição para o creep mecânico final



Fonte: Bareither e Kwak (2015).

2.5 MODELOS PARA AVALIAÇÃO DE RECALQUES EM ATERROS SANITÁRIOS

Segundo Alcântara (2007), a Geotecnia Ambiental possui papel importante na área de resíduos sólidos, pois contribui nos estudos relacionados à seleção de áreas, projeto, construção, operação e encerramento de aterros. Desta maneira, as contribuições estão relacionadas à medição, análise e previsão de recalques nos aterros de resíduos sólidos urbanos que sofrem reduções volumétricas significativas, devido aos processos de degradação e à alta compressibilidade dos resíduos.

A formação dos RSU é feita tanto por materiais naturais como por materiais artificiais de diversas categorias, formas e tamanhos, que podem apresentar enormes variações nas suas propriedades de deformação, degradabilidade e tenacidade. Segundo Alcântara (2004),

Os mecanismos que governam as deformações em aterros são muito complexos e envolvem aspectos físicos e bioquímicos, o que torna difícil a estimativa dos

recalques da massa de resíduos. Mesmo assim, os estudos desenvolvidos nessa área têm conseguido avançar através da proposição de modelos matemáticos cada vez mais complexos que procuram integrar a biodegradação e o comportamento mecânico dos resíduos aterrados.

Segundo Abreu (2000), não há um modelo aplicável que considere todas as variáveis envolvidas no processo de recalque de resíduos sólidos urbanos. Obviamente, são necessárias algumas simplificações que devem ser incorporadas de alguma forma nos modelos de previsão de recalques. Estes, por sua vez, podem ser empíricos ou teóricos, dependendo da forma de abordagem do problema adotada.

O valor final do recalque de aterros sanitários é de difícil avaliação, pois a taxa de recalques diminui com o tempo e com o aumento da profundidade do resíduo em relação à superfície (OLIVEIRA, 2002). Os modelos convencionais de análise de recalques em aterros de resíduos sólidos baseiam-se na teoria de recalques da mecânica dos solos tradicional e não leva em consideração o processo de biodegradação. Os modelos de recalques denominados biológicos levam em consideração a decomposição dos resíduos, e analisa aspectos como: ciclo de crescimento da população microbiana, a perda de massa de carbono medida durante um período, o ritmo da degradação da matéria orgânica biodegradável, cinética de hidrólise enzimática e leis que regem os processos de reações químicas e biológicas.

Bareither e Kwak (2015) afirmam que as previsões de recalques em RSU necessitam de um modelo aplicável e parâmetros de modelos apropriados. A parametrização de modelos é tipicamente conduzida com uma ou mais de uma das combinações das seguintes abordagens: (1) dados de recalque de campo (aterros em verdadeira grandeza) são analisados e obtidos parâmetros do modelo pelo melhor ajuste entre os valores medidos e os estimados; (2) parâmetros do modelo são obtidos de experimentos em escala de laboratório; (3) parâmetros do modelo são obtidos por relações empíricas com características dos resíduos (EL-FADEL e KHOURY, 2000; PARK et al., 2007a; BAREITHER et al., 2013).

Existem vários modelos com técnicas de parametrização que são amplamente discutidas e acompanham a previsão de recalques em RSU; no entanto selecionar um modelo de previsão de recalques apropriado requer o entendimento e compreensão de como as fases de compressão dos RSU são representadas matematicamente, bem como a comparação de modelos disponíveis para apoiar a escolha de modelos mais adequados. Cita-se os trabalhos clássicos de Sowers (1973), Yen e Scanlon (1975), Edil et al. (1990), Wall e Zeiss (1995), Bjarngard e Edgers (1990); Diaz et al. (1995), Park e Lee (1997) e Ling et al. (1998).

El-Fadel e Khoury (2000) apresentaram uma revisão crítica da modelagem de recalques em RSU e discutem a necessidade de desenvolver modelos que integrem a geração de gás e lixiviado nos recalques dos resíduos. A partir deste ano a modelagem de recalques tem sido foco de vários pesquisadores (PARK et al., 2002; PARK e LEE, 2002; MARQUES et al., 2003; HOSSAIN e GABR, 2005; LIU et al., 2006; PARK et al., 2007a; PARK et al., 2007b; MACHADO et al., 2009b; BABU et al., 2010a; CHEN et al., 2010; GOURC et al., 2010; CHEN et al., 2012; CHAKMA e MATHUR, 2012; CHAKMA e MATHUR, 2013; SHI et al., 2015), porém as comparações e discussão entre os modelos de previsão disponíveis tem sido conduzidas por pouco autores (PARK et al., 2007a; PARK et al., 2007b; BABU et al., 2010b; BABU et al., 2011; BAREITHER e KWAK, 2015)

2.5.1 Formulações matemáticas dos processos de compressão para RSU

Segundo Bareither e Kwak (2015) o recalque total dos RSU (S_T) pode ser obtido usualmente pela equação 2.12:

$$S_T = S_I + S_{TD} \quad (2.12)$$

Onde: S_I : recalque imediato; S_{TD} : recalque dependente do tempo (Equação 2.13).

$$S_{TD} = S_{MC} + S_B \quad (2.13)$$

Onde: S_{MC} : recalque devido ao creep mecânico; S_B : recalque devido a biocompressão.

Estas parcelas de recalques podem ser relacionadas com a deformação (Equação 2.14):

$$S_T = H_0 \cdot \varepsilon_1 + H_{EOI} \cdot (\varepsilon_{MC} + \varepsilon_B) \quad (2.14)$$

Onde: H_0 : espessura inicial dos resíduos anterior a compressão imediata; ε_1 : deformação de compressão imediata; H_{EOI} : espessura do resíduo no final da compressão imediata; ε_{MC} : deformação mecânica devido ao creep; ε_B : deformação devido a biocompressão.

A maioria dos modelos de recalques para RSU empregam funções matemáticas similares para compressão imediata, creep mecânico, e biocompressão. As principais

diferenças entre os modelos são as funções matemáticas utilizadas e como os processos de compressão são representados (BAREITHER e KWAK, 2015).

2.5.1.1 Compressão imediata

A compressão imediata ocorre devido ao acréscimo da tensão vertical conforme apresentado na figura 2.9 - fase 1 (BAREITHER e KWAK, 2015). Os parâmetros geralmente utilizados para estimar a compressão imediata são o módulo de elasticidade obtido no ensaio de compressão confinada (D), o coeficiente de deformação volumétrica ($m_v = 1/D$); os índices de compressão (C'_c) e recompressão (C'_r); e recentemente tem sido adotado o uso dos índices de compressão (λ) e recompressão (k) obtidos da mecânica dos solos do estado crítico (MACHADO et al., 2002; BABU et al., 2010a; BAREITHER e KWAK, 2015).

A aplicação de m_v e D para estimar a compressão imediata de RSU são intercambiáveis, desde que $m_v = 1/D$, e podem ser usadas como na equação 2.15:

$$S_I = H_0 \cdot \varepsilon_I = H_0 \cdot \Delta\sigma_v \cdot m_v \quad (2.15)$$

Onde: $\Delta\sigma_v$: mudança na tensão vertical para o qual ocorre a compressão imediata.

A maioria dos modelos para previsão da compressão imediata (S_I) é baseada no índice de compressão (C'_c), equação 2.16:

$$S_I = H_0 \cdot C'_c \cdot \log\left(\frac{\sigma_{v0} + \Delta\sigma_v}{\sigma_{v0}}\right) \quad (2.16)$$

Onde: σ_{v0} : tensão vertical na metade da profundidade da camada de resíduos sujeito ao acréscimo de $\Delta\sigma_v$. Vários pesquisadores têm adotado um valor único do índice de compressibilidade para um amplo range de variação de tensões verticais. Este parâmetro obtido em ensaios de compressão confinada em laboratório em resíduos tem sido obtido em vários trabalhos nos últimos anos (MARQUES et al., 2003; VILAR e CARVALHO, 2004; BAREITHER et al., 2012b).

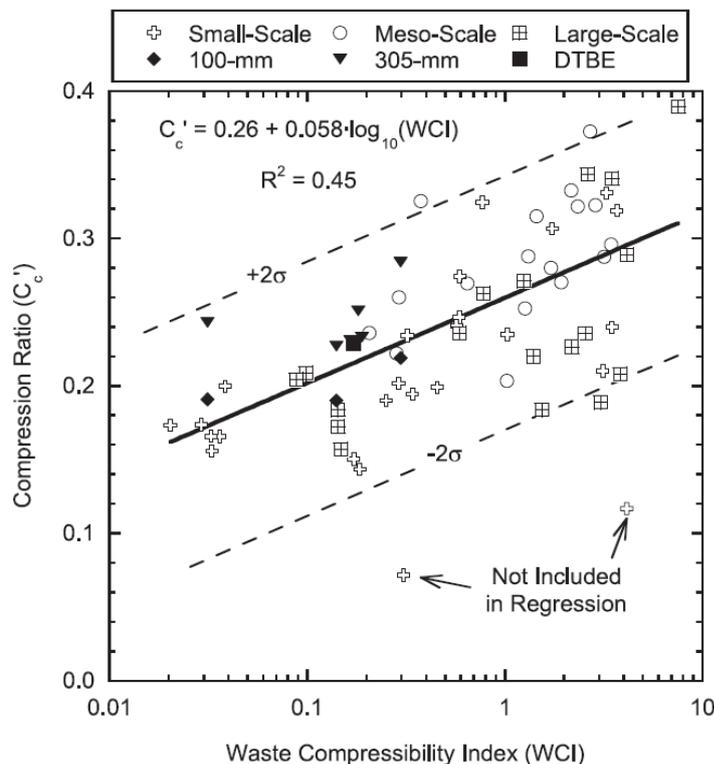
Bareither et al. (2012b) realizaram uma avaliação dos efeitos de escala, segregação, e decomposição dos resíduos no comportamento da compressão imediata de RSU. Os

experimentos realizados pelos autores foram conduzidos em laboratório (células de 64 a 305mm) e em escala de campo (biorreator). As principais conclusões obtidas foram que C'_c não é constante com o nível de tensões. Portanto, C'_c pode ser avaliado de duas maneiras: (1) um range amplo de tensões que englobe as tensões de campo ou (2) um range de tensões onde C'_c é aproximadamente constante. Existe uma correlação entre C'_c e WCI (índice de compressibilidade dos resíduos - adimensional) de acordo com a equação 2.17 e figura 2.10.

$$WCI = w_d \cdot \left(\frac{\gamma_w}{\gamma_d}\right) \cdot \left(\frac{OW}{100-OW}\right) \quad (2.17)$$

Onde: w_d : teor de água (base de massa seca); γ_d : peso específico seco; γ_w : peso específico da água o qual é utilizado para adimensionalizar γ_d ; OW: percentual de biodegradáveis, obtido pelo somatório da porcentagem de papel, papelão, resíduos de comida, e jardinagem em massa seca.

Figura 2.10 – Relação entre C'_c e WCI: dados da literatura segregados pelo diâmetro (d) das células de compressão: pequena escala = $63\text{mm} < d < 95\text{mm}$; mesoescala = $190 < d < 365\text{mm}$; e grande escala = $600 < d < 2000\text{mm}$; e ensaios conduzidos no estudo de Bareither et al. (2012b)



2.5.1.2 Compressão dependente do tempo

A compressão dependente do tempo é atribuída ao creep mecânico e a biodegradação da fração orgânica dos RSU, o qual ocorre simultaneamente durante o período de ativa biodegradação. De acordo com Bareither e Kwak (2015) tem três abordagens para a modelagem da compressão tempo-dependente: (1) aplicação de funções matemáticas únicas para as três fases de compressão (creep mecânico, biocompressão, creep mecânico final); (2) aplicação de duas funções matemáticas para representar o creep mecânico e biocompressão; ou (3) utilizar uma função matemática única para representar a compressão tempo-dependente.

2.5.1.2.1 Creep mecânico

A compressão tempo-dependente devido ao creep mecânico (fase 2 da Figura 2.9) é estimada via aplicação de uma função matemática única para as três fases, comumente pela taxa de compressão mecânica ($C'_{\alpha M}$), expresso como a variação da deformação pela variação do logaritmo do tempo ($\Delta \varepsilon_v \Delta \log t$), ou aplicando duas funções matemáticas como o modelo reológico de Gibson e Lo (1961) adotado por Edil et al. (1990) que incorpora compressão e parâmetros de deformação.

Recalques devido ao creep mecânico (S_{MC}) para um dado tempo (t) desde o final da colocação do resíduo, equação 2.18:

$$S_{MC}(t) = H_{EOI} \cdot C'_{\alpha M} \cdot \log\left(\frac{t}{t_M}\right) \quad (2.18)$$

Onde: t_M : intervalo de tempo para transição entre compressão imediata e creep mecânico, apresentado por Sowers (1973) e Bjarngard e Edgers (1990). Um único valor de $C'_{\alpha M}$ pode ser aplicado para toda compressão tempo-dependente dos RSU quando a biodegradação é desprezada (BAREITHER et al., 2012a).

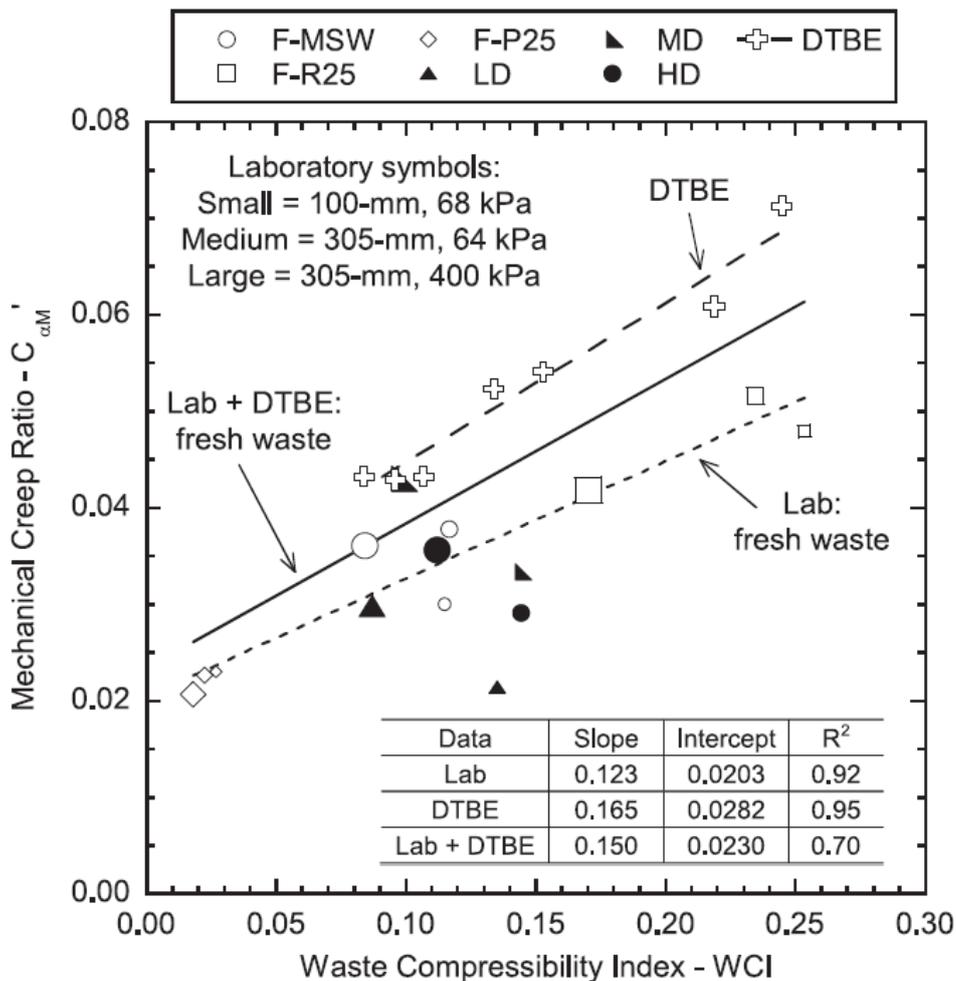
Bareither et al. (2013) apresentaram uma relação entre $C'_{\alpha M}$ e o índice de compressibilidade de resíduos (WCI) obtidos em ensaios com células de laboratório, resíduos degradados e biorreatores. A Figura 2.11 apresenta esta relação para o creep mecânicos versus WCI.

No modelo reológico adotado por Edil et al. (1990), o valor de S_{MC} é obtido pela equação 2.19:

$$S_{MC}(t) = H_0 \cdot \Delta\sigma_v \cdot [b(1 - e^{c \cdot t})] \quad (2.19)$$

Onde: b : parâmetro de compressão tempo-dependente; c : taxa de compressão tempo-dependente; H_0 : espessura inicial de resíduo, é usada nesta equação por consistência com o modelo original, bem como os modelos de recalque que integrem esta equação em modelos compósitos, como os descritos por Marques et al. (2003) e Babu et al. (2010a).

Figura 2.11 – Relação entre creep mecânico e índice de compressibilidade do resíduo (WCI) para resíduos frescos, degradados ensaiados em células de compressão e biorreatores (DTBE)



2.5.1.2.2 Biocompressão

Recalques devido a degradação da fração orgânica (fase 3 na figura 2.9), podem ser estimados via processos análogos ao creep mecânico. Uma equação similar a equação 2.18 pode ser escrita para S_B , equação 2.20:

$$S_B(t) = H_{EOI} \cdot C'_{\alpha B} \cdot \log\left(\frac{t}{t_B}\right) \quad (2.20)$$

Onde: $C'_{\alpha B}$: taxa de biocompressão; t_B : intervalo de tempo para transição entre o creep mecânico e biocompressão. A taxa de biocompressão ($C'_{\alpha B}$) é idêntica a taxa de compressão mecânica $C'_{\alpha M}$, mas calculada e aplicada dentro do período de tempo em que a biodegradação é ativa. O intervalo de tempo t_B tem sido associado a mudança de inclinação da curva de recalque tempo-dependente plotada num gráfico semi-logarítmico (Figura 2.8), o início da geração de metano (GOURC et al., 2010), e o decréscimo de ácidos graxos ou demanda química de oxigênio do lixiviado (IVANOVA et al., 2008; BAREITHER et al. 2012a, BAREITHER et al. 2013).

O modelo de compressão induzida pela biodegradação é baseado na cinética de primeira ordem, equação 2.21:

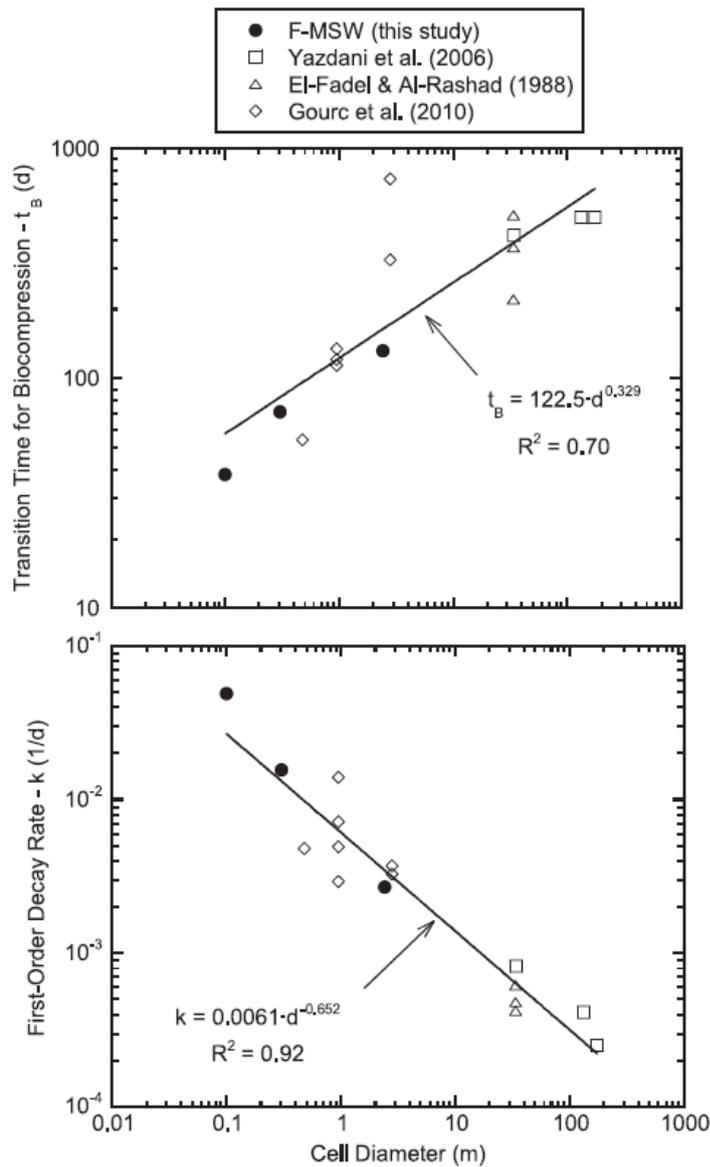
$$S_B(t) = H_{EOI} \cdot \varepsilon_{BIO} \cdot (1 - e^{-k(t-t_B)}) \quad (2.21)$$

Onde: ε_{BIO} : deformação total possível causada pela biodegradação; k : coeficiente de decaimento de primeira ordem (taxa constante de degradação), definido por Park e Lee (1997 e 2002). A aplicação desta equação pode ser realizada aplicando uma única função matemática para as fases de compressão dos resíduos (creep mecânico e biocompressão) ou aplicando duas funções matemáticas para representar as fases em separado.

Bareither et al. (2013) avaliaram o efeito da escala (tamanho da célula de compressão) no tempo de transição entre o creep mecânico (t_B) e taxa de decaimento (k), comparando com dados da literatura de outros pesquisadores em experimentos em escala de laboratório e biorreatores em escala de campo. Na figura 2.12 verifica-se que um acréscimo de t_B e um

decréscimo de k com o aumento do tamanho da célula atribuído a uma maior quantia de tempo requerido para os resíduos promoverem a biodegradação.

Figura 2.12 – Relação entre o tempo de transição do creep mecânico para a biocompressão (t_B) e a taxa de decaimento de primeira ordem (k) versus o diâmetro



Fonte: Bareither et al. (2013).

2.5.1.2.3 Creep mecânico final

Como apresentado na figura 2.9, existe uma transição na taxa de compressão dos RSU que segue o final da biocompressão (t_F). Embora esta transição tenha sido documentada em

experimentos de laboratório, onde os processos de degradação são acelerados, não há dados de campo (aterros sanitários) documentados que comprovem esta mudança devido ao longo tempo necessário para capturar esta transição. Segundo Bareither e Kwak (2015) a recomendação para previsão do creep mecânico final é empregar a taxa de creep mecânico final ($C'_{\alpha MF}$) similar a taxa de compressão mecânica ($C'_{\alpha M}$).

2.5.1.2.4 Modelos empíricos

De acordo com El-Fadel e Khoury (2000) modelos empíricos tem sido aplicados para representar a compressão (recalques) dependente do tempo por meio de funções matemáticas, tais como, logarítmicas, hiperbólicas, exponencial, etc. Os parâmetros para utilização destes modelos dependem de dados de recalques dos locais específicos.

Função hiperbólica

Para prever recalques em materiais que as suas propriedades são difíceis ou impossíveis de serem determinadas, Tan et al. (1991) propuseram a utilização de uma função hiperbólica. Esta função foi adotada por Ling et al. (1998) para previsão de recalques tempo-dependente em RSU, conforme a equação 2.22:

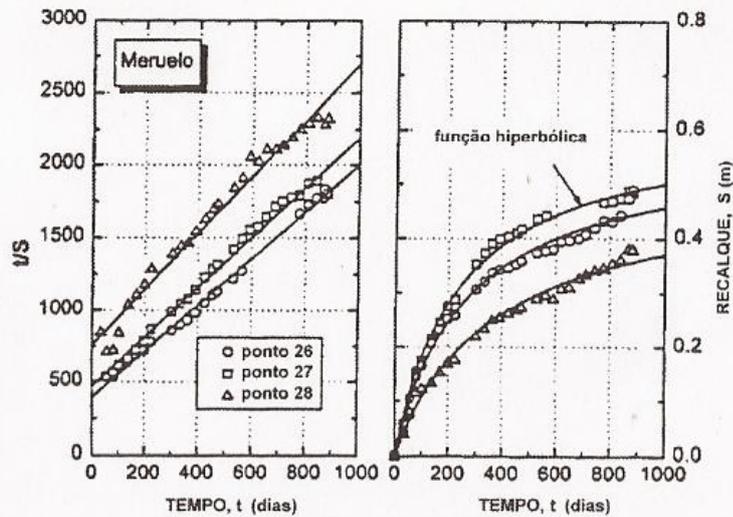
$$S_{TD}(t) = \frac{t}{1/\rho_0 + t/S_{ult}} \quad (2.22)$$

Onde: t : diferença entre o instante considerado e o início das medidas ($t = t_i - t_0$); S : diferença entre o recalque no instante considerado e o recalque inicial ($S = S_i - S_0$); ρ_0 : taxa ou velocidade inicial de recalques; S_{ult} : recalque final. Os parâmetros ρ_0 e S_{ult} devem ser determinados pela transformação da equação 2.23 através de relações t/S versus t e realizando uma análise de regressão linear.

$$\frac{t}{S} = \frac{1}{\rho_0} + \frac{t}{S_{ult}} \quad (2.23)$$

Onde os inversos do intercepto e da inclinação fornecem os parâmetros ρ_0 e S_{ult} . A figura 2.13 apresenta os resultados da aplicação do modelo para o aterro sanitário de Meruelo.

Figura 2.13 – Modelo hiperbólico aplicado ao aterro sanitário Meruelo



Fonte: Ling et al. (1998).

Função logarítmica

Yen e Scalon (1975) apresentaram um modelo logarítmico para prever os recalques dependentes do tempo, assumindo que a taxa de recalques (velocidade) decresce linearmente com o logarítmico da idade média dos resíduos e com a altura do aterro. O modelo foi adotado no monitoramento de três aterros sanitários com espessuras entre 6 e 38 metros, por um período de até 9 anos. Os recalques tempo-dependentes podem ser calculados pela equação 2.24:

$$S_{TD}(t) = H_{EOI} \cdot \left\{ \alpha + \frac{\beta}{\ln(10)} \cdot \left[\ln \left(t - \frac{t_c}{2} \right) - 1 \right] \right\} \left(t - \frac{t_c}{2} \right) \quad (2.24)$$

Onde: os parâmetros α e β são obtidos por ajustes matemáticos; t_c : intervalo de tempo de construção do aterro.

Função potência (power creep law)

Edil et al. (1990) propuseram um modelo de previsão de recalques baseados em função exponencial, onde a compressão está representada por um creep transiente sobre

tensão constante que explica o comportamento de muitos materiais de engenharia. O comportamento tempo-dependente é descrito pela equação 2.25:

$$S_{TD}(t) = H_{EOI} \cdot \Delta\sigma_v \cdot m \left(\frac{t}{t_r}\right)^N \quad (2.25)$$

Onde: m: compressibilidade de referência; n: taxa de compressão; t_r : tempo de referência utilizado para normalizar o tempo; t: tempo após a aplicação da carga; $\Delta\sigma_v$: acréscimo de pressão.

Os valores para os parâmetros m e n foram estimados por meio de ajustes de curvas a partir de dados de monitoramento de aterros de resíduos. Os autores mencionam, que apesar do pequeno número de registros, os desvios entre os recalques previstos pelo modelo e os observados situaram-se entre 0 e 14%.

Segundo Simões (2000) e Marques (2001), este modelo apresenta formulação empírica, e os parâmetros do modelo devem ser obtidos a partir da análise de registros históricos. Este fato dificulta a extrapolação para condições que não aquelas para as quais os parâmetros foram obtidos.

Gandolla et al. (1992)

O modelo proposto pelos autores foi elaborado a partir do ajuste de uma função exponencial, onde foram considerados os dados experimentais obtidos em lisímetros (diâmetro de 1,0m e altura de 3,0m), e teve como objetivo estabelecer uma função que representasse os recalques no tempo, conforme equação 2.26 (MARQUES, 2001; ALCÂNTARA, 2007).

$$\Delta H = H \cdot a \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad (2.26)$$

Onde: ΔH : recalques medidos (mm); H: altura inicial do aterro (m); a: constante; k: constante; t: tempo. As constantes “a” e “k” foram determinadas pelos autores com valores iguais a 44,161 e 0,0077, respectivamente.

2.5.2 Modelos de recalques compósitos

Modelos de previsão de recalque de RSU compósitos combinam diferentes formulações matemáticas que foram descritas previamente nesta seção e representam as múltiplas fases de compressão apresentadas na figura 2.9.

2.5.2.1 Edil et al. (1990)

Edil et al. (1990) adotaram o modelo reológico de Gibson e Lo (1961) muito utilizado para avaliação da compressão secundária em solos turfosos e orgânicos. Este modelo associa em série um elemento de Hooke (mola com constante a), que simula a compressão primária de resíduo, ao corpo de Kelvin, traduzido pela associação em paralelo de um elemento de Hooke (mola com constante b) e um elemento de Newton (amortecedor com viscosidade $c = \lambda/b$) e que simula a compressão secundária do elemento (MARQUES, 2001). O recalque pode ser estimado acoplando as equações 2.15 e 2.19 para representar a compressão imediata e a compressão tempo-dependente, equação 2.27:

$$S_T(t) = H_0 \cdot \Delta\sigma_v \cdot [a + b \cdot (1 - e^{c \cdot t})] \quad (2.27)$$

Onde H_0 : altura inicial do aterro; a e b : parâmetros de compressibilidade primária e secundária do resíduo; σ_v : tensão vertical atuante; c (λ/b): taxa de compressão secundária; t : tempo a partir da aplicação da carga.

Segundo Marques (2001) este modelo foi aplicado em 4 aterros sanitários com diferentes condições de contorno, sendo elas: altura total; estado de tensão; idade do aterro; operação do aterro; e tempo de observação dos recalques. Os valores obtidos para os parâmetros de compressibilidade foram de $5,11 \times 10^{-7}$ e $3,80 \times 10^{-4} \text{ kPa}^{-1}$ para o parâmetro a ; $1,0 \times 10^{-4}$ e $5,80 \times 10^{-3} \text{ kPa}^{-1}$ para o parâmetro b ; e $9,2 \times 10^{-5}$ e $4,3 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$ para o parâmetro λ/b .

Foram observadas as seguintes tendências: (a) redução do parâmetro de compressibilidade primária (a) com o aumento de tensões; (b) redução do parâmetro de compressibilidade secundária (b) com o aumento de tensões; e (c) aumento da taxa de compressão secundária (λ/b) com o aumento da taxa de deformações.

2.5.2.2 Sowers (1973), Bjarngard e Edgers (1990), Hossain e Gabr (2005)

Sowers (1973) foi o percussor ao utilizar o modelo de consolidação baseado na mecânica dos solos para estimar os recalques dos RSU. A compressão em longo prazo associada com o creep e os fenômenos de biodegradação são expressos através do índice de compressão secundária ($C_{\alpha} = C'_{\alpha M}$) e que o decréscimo do índice de vazios durante a compressão secundária é relacionado como o decorrido entre o tempo inicial ($t_1 = t_M$) e o tempo final (t). O modelo pode ser expresso conforme equação 2.28:

$$S_T(t) = H_0 \cdot C'_c \cdot \log\left(\frac{\sigma_{v0} + \Delta\sigma_v}{\sigma_{v0}}\right) + H_{EOI} \cdot C'_{\alpha M} \cdot \log\left(\frac{t}{t_M}\right) \quad (2.28)$$

Porém, a compressão inicial ou imediata tem sido desconsiderada na maioria dos modelos apresentados na literatura, devido a dificuldade de obtenção do parâmetro necessário à sua avaliação (SIMÕES, 2000). A compressão primária devido a drenagem dos fluidos existentes no interior dos aterros após aplicação das cargas (C'_c) pode ser obtida pela primeira parcela da equação 2.28. Em decorrência da degradação física, química e biológica dos resíduos sólidos urbanos, desenvolve-se a compressão secundária (C'_{α}), segunda parcela desta equação.

Os valores dos índices de compressão C'_c e $C'_{\alpha M}$ para RSU foram reportados variando entre 0,163 a 0,205 e 0,015 a 0,350, respectivamente (BABU et al., 2010a).

Bjarngard e Edgers (1990) geraram um procedimento empírico de avaliação de recalques a partir da compilação e análise de 24 casos históricos de monitoração de aterros sanitários (PARK et al. 2002), e identificaram dois trechos de compressão secundária: um intermediário e outro de longo prazo ($C_{\alpha 1} = C'_{\alpha M}$ e $C_{\alpha 2} = C'_{\alpha B}$). O modelo tem como parâmetros os coeficientes de compressão primária e secundária, o que elimina a necessidade de determinação do índice de vazios inicial, parâmetro de difícil estimativa para os resíduos sólidos urbanos (SIMÕES, 2000), equação 2.29:

$$S_T(t) = H_0 \cdot C'_c \cdot \log\left(\frac{\sigma_{v0} + \Delta\sigma_v}{\sigma_{v0}}\right) + H_{EOI} \cdot \left[C'_{\alpha M} \cdot \log\left(\frac{t}{t_M}\right) + C'_{\alpha B} \cdot \log\left(\frac{t}{t_B}\right) \right] \quad (2.29)$$

Bjarngard e Edgers (1990), com a aplicação do modelo determinaram que o parâmetro $C_{\alpha 1}$ varia entre 0,003 e 0,038, e o parâmetro $C_{\alpha 2}$ entre 0,017 e 0,51. Tapahuasco (2005) demonstra que este modelo apresenta um melhor comportamento para estimar os recalques

que o modelo de Sowers (1973), contudo destaca que é um modelo que carece de consistência devido a ser baseado na teoria de consolidação dos solos e considerar que os fatores de degradação que influenciam os recalques, tem um comportamento homogêneo representado pela constante $C_{\alpha 2}$. Tapahuasco (2009) apresenta uma proposta de reformulação do modelo de Bjarngard e Edgers, incluindo uma parcela de recalque sob influência absoluta da biodegradação. Após certo tempo inicia a bioconversão da massa orgânica biodegradável em gás natural (fase metanogênica de decomposição).

Hossain e Gabr (2005) modelaram os recalques em longo prazo com três termos, apresentados na equação 2.30:

$$S_T(t) = H_{EOI} \cdot \left[C'_{\alpha M} \cdot \log\left(\frac{t}{t_M}\right) + C'_{\alpha B} \cdot \log\left(\frac{t}{t_B}\right) + C'_{\alpha MF} \cdot \log\left(\frac{t}{t_F}\right) \right] \quad (2.30)$$

Onde: $C'_{\alpha M}$: função do nível de tensão e grau de decomposição (aprox. 0,03); t_M : tempo para completar a compressão inicial (10 – 15 dias); t_B : tempo para início da biodegradação (100 a 2000 dias); $C_{\alpha B}$: função da biodegradação (aprox.. 0,19); t_F : tempo para completar a compressão biológica (3500 dias).

Os autores adicionaram o termo para o creep mecânico final $C'_{\alpha MF}$. A aplicação deste modelo requer uma transição de $C'_{\alpha M}$ para $C'_{\alpha MF}$, já que a biocompressão não ocorre indefinidamente, e $C'_{\alpha MF}$ pode ser assumido igual a $C'_{\alpha M}$. Os termos da compressão tempo-dependente no lado direito desta equação são específicos para duração quando cada processo está ativo (como exemplo $t_B < t < t_F$ para a biocompressão). A compressão mecânica devido a tensões aplicadas e/ou pressões devido ao peso próprio não estão incluídas no modelo.

Bareither e Kwak (2015) apresentaram uma versão completa do modelo de previsão de recalques inicialmente apresentado em Sowers (1973) e Bjarngard e Edgers (1990) que conta para todas as possíveis fases de compressão (Figura 2.9), equação 2.31:

$$S_T(t) = H_0 \cdot C'_C \cdot \log\left(\frac{\sigma_{v0} + \Delta\sigma_v}{\sigma_{v0}}\right) + H_{EOI} \cdot \left[C'_{\alpha M} \cdot \log\left(\frac{t}{t_M}\right) + C'_{\alpha B} \cdot \log\left(\frac{t}{t_B}\right) + C'_{\alpha MF} \cdot \log\left(\frac{t}{t_F}\right) \right] \quad (2.31)$$

Onde as equações 2.16, 2.18 e 2.20 foram combinadas com a adição do termo para o creep mecânico final proposto por Hossain e Gabr (2005). A aplicação deste modelo requer uma transição de $C'_{\alpha M}$ para $C'_{\alpha MF}$ já que a biocompressão não ocorre indefinidamente, e $C'_{\alpha MF}$

pode se assumido igual a $C'_{\alpha M}$. Os termos da compressão tempo-dependente no lado direito desta equação são específicos para duração quando cada processo ativo (como exemplo $t_B < t < t_F$ para a biocompressão). Bareither et al. (2013) denominam este métodos de $C'_{\alpha models}$.

2.5.2.3 Meruelo (1990)

No início da década de 90 os grupos de Geotecnia da Universidade de Cantabria (Espanha) e da Universidade de Valparaíso (Chile) apresentaram um modelo de previsão de recalques secundários considerando os processos de degradação que ocorrem nos resíduos sólidos (ARIAS, 1994; PALMA, 1995). Este modelo foi denominado de Meruelo em função do nome do aterro sanitário a partir do qual foi desenvolvido. Diaz et al. (1995) e Espinace et al. (1999) descrevem o modelo que depende da perda de massa dos materiais degradáveis que ocorre sob condições anaeróbias e cujo principal fator limitante no processo de biodegradação é a taxa de hidrólise (ALCÂNTARA, 2007). Segundo Simões (2000) esta hipótese é baseada no fato de que a hidrólise é o mecanismo mais frequentemente utilizado pelos microrganismos para transformar compostos orgânicos complexos em compostos mais simples, possibilitando assim a obtenção de condições favoráveis à completa decomposição do resíduo em estágios sucessivos. Admite-se que todo o material hidrolisado encontrará condições ambientais favoráveis (substrato e microrganismos) para ser completamente eliminado a uma determinada taxa que propuseram no modelo. Este modelo (equação 2.32) tem a finalidade de prever os recalques a partir da formulação que incorpora e relaciona os parâmetros fundamentais que determinam os processos de degradação, como o tempo, o teor de matéria orgânica nos resíduos, a umidade, o ritmo de desenvolvimento dos processos de degradação, entre outros.

$$S_s = \frac{\alpha \cdot H \cdot COD}{k_h \cdot T_c} \cdot (1 - e^{k_h \cdot T_c}) \cdot (e^{-k_h \cdot t} - e^{-k_h \cdot t_0}) \quad (2.32)$$

Onde: S_s : recalques ocorridos entre t_0 e t ; t_0 : idade do aterro no início do nivelamento; t : idade do aterro no último nivelamento; α : coeficiente de perda de massa; H : altura do aterro; COD : quantidade de matéria orgânica biodegradável presente nos resíduos por ano; T_c : tempo de construção do aterro (dias); k_h : coeficiente de hidrólise (dia^{-1}).

O modelo ainda prevê a disposição de novas camadas de resíduos, a chamada taxa de aplicação de resíduos, simulando a operação dos aterros. Obtida a perda de massa calcula-se a redução volumétrica admitindo alguma variação da densidade dos resíduos com o tempo. Na equação 2.32, o valor de COD que corresponde ao conteúdo orgânico degradável, segundo Palma (1995), nos estudos de compressibilidade de resíduos sólidos, corresponde a 0,25. Este valor proposto corresponde a metade da fração total orgânica dos resíduos sólidos urbanos aterrados na Espanha (50%). Pereira (2000) nos seus estudos de compressibilidade de resíduos sólidos na Espanha confirmou o valor de COD proposto por Palma (1995). Melo (2003), Alcântara (2007), Catapreta (2008), Simões (2000), Simões e Catapreta (2010), Teixeira e Pinheiro (2018) adotaram este mesmo procedimento para determinação deste parâmetro em outros aterros sanitários no Brasil.

Como o modelo fundamenta-se em parâmetros físicos, autores como Sánches-Alciturri (1995), Diaz et al. (1995) e Espinace et al. (1999) consideram o modelo mais realista que métodos empíricos. O modelo fundamenta-se nos processos de decomposição, mas se incorporasse outros mecanismos se tornaria mais completo.

Estudos realizados por Melo (2003) e Teixeira (2015) utilizando o Modelo de Meruelo para comparar os recalques experimentais e teóricos obtiveram um bom ajuste de curvas em ambos. No entanto, nos ajustes de curvas, foi observado pelos autores que os parâmetros coeficiente de perda de massa transformada em recalque e o coeficiente de hidrólise diferem para cada ponto da célula estudada no aterro da Muribeca e em Minas do Leão. Estas variações estão intimamente associadas às características dos resíduos depositados e a idade do resíduo aterrado.

2.5.2.4 Marques (2001) e Marques et al. (2003)

Tendo por base a análise de desempenho dos modelos existentes e os mecanismos de compressão atuantes, Marques (2001) concebeu um modelo reológico compósito para representar o comportamento dos resíduos urbanos sob o ponto de vista de sua compressibilidade. O modelo considera os mecanismos de compressão primária (SOWERS, 1973) e secundária (GIBSON e LO, 1961; PARK e LEE, 1997), governadas por leis próprias e parâmetros reológicos com significado físico, explicitando de forma clara e consistente o parâmetro tempo.

Segundo Marques (2001) a aplicação do modelo de previsão de recalques está diretamente associada à consideração da sequência construtiva dos aterros sanitários e das

propriedades de tempo nas componentes de compressão dependentes deste parâmetro. Os recalques de cada camada, devido aos distintos mecanismos de compressão atuantes, são individualmente calculados, sendo o recalque total do maciço sanitário determinado de forma cumulativa através da superposição de efeitos, para tal foi desenvolvido um programa computacional (MSWSET).

A equação 2.33, adotada por Marques (2001) e Marques et al. (2003) para o modelo compósito de previsão de recalques, é dada como:

$$S_T(t) = H_0 \left[C'_c \cdot \log \left(\frac{\sigma_{v0} + \Delta\sigma_v}{\sigma_{v0}} \right) + b\Delta\sigma \cdot (1 - e^{-c \cdot t}) + \varepsilon_{BIO} \cdot (1 - e^{-k(t-t_B)}) \right] \quad (2.33)$$

Que combina compressão imediata, creep mecânico, e a deformação de biocompressão todas relacionadas a H_0 . Uma modificação realizada neste modelo, por Bareither e Kwak (2015), foi incorporar $(t - t_B)$ e permitir um intervalo de tempo entre a deposição dos resíduos e o início da biocompressão.

2.5.2.5 Machado et al. (2009b)

Para avaliar os recalques mecânicos e biológicos, diferentes elementos dentro dos resíduos devem ser considerados, com cada um se comportando com sua lei constitutiva. Machado et al. (2008) considerou 4 elementos sólidos e fluídos dentro do resíduo: ar, água, fibras e pasta. Na sua abordagem, fibras são compostas por diferentes tipos de plásticos e materiais semelhantes a fibras (entre eles têxteis) e pasta é correspondente a materiais semelhantes a solo.

Este modelo proposto para previsão de recalques em RSU incorpora a perda de massa devido a biodegradação que está relacionada com a geração de metano, equação 2.34:

$$d\varepsilon_B = \left\{ \frac{\rho_s \cdot L_0 \cdot (1+w) \cdot k}{\rho_p \cdot C_m \cdot (1+e_0)} \cdot e^{-k \cdot t} \cdot \left[1 + \alpha \cdot \frac{L_0 \cdot (1+w) \cdot (1 - e^{-k \cdot t})}{C_m} \right] \right\} dt \quad (2.34)$$

Onde: $d\varepsilon_B$: mudança da deformação de biodegradação; ρ_s : densidade inicial do material sólido dos RSU, ρ_p : densidade inicial da pasta dos RSU (resíduo não plástico); L_0 : potencial de geração de metano; w : teor de água; e_0 : relação de vazios inicial; α : parâmetro de taxa de biodegradação; C_m : potencial de metano matéria orgânica.

Kwak (2014) integrou a equação 2.34 com respeito ao tempo e combinando com a equação 2.18 obtém-se a equação 2.35:

$$S_{TD}(t) = H_{EOI} \cdot C'_{\alpha M} \cdot \log\left(\frac{t}{t_M}\right) + H_{EOI} \cdot \frac{\rho_s \cdot L_0 \cdot (1+w)}{\rho_p \cdot C_m \cdot (1+e_0)} \cdot \left\{ \left[1 + \frac{\alpha \cdot L_0 \cdot (1+w)}{C_m} \right] \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) - \frac{\alpha \cdot L_0 \cdot (1+w)}{2C_m} \cdot (1 - e^{-2 \cdot k \cdot t}) \right\} \quad (2.35)$$

Esta equação é utilizada para calcular o recalque devido ao creep mecânico e biodegradação a qual é função da quantidade de metano gerado (BAREITHER e KWAK, 2015).

2.5.2.6 Babu et al. (2010a)

Babu et al. (2010a) apresentaram um modelo constitutivo para descrever o comportamento tensão-deformação dos RSU sob carregamento usando a estrutura da mecânica dos solos do estado crítico. O modelo de Cam Clay modificado é estendido para incorporar os efeitos do creep mecânico e biodegradação dependente do tempo calculando a compressão total devido ao carregamento. Os parâmetros do modelo foram avaliados com base numa série de ensaios de compressão unidimensional e ensaios triaxiais consolidados não drenados conduzidos em três tipos de RSU: resíduos frescos, resíduos com 1,5 anos de degradação e resíduos sintéticos com composição controlada. O modelo é útil para avaliar a deformação e estabilidade dos aterros e quaisquer estruturas construídas após o encerramento deste.

A validação do modelo proposto foi realizada com a comparação com outros 14 modelos apresentados na literatura, sendo que os resultados foram similares aos modelos que incorporam as três componentes de recalque: mecânico, creep e biodegradação (BAREITHER et al., 2010).

Kwak (2014) derivou a equação do modelo de previsão de recalques de Babu et al. (2010a), onde o primeiro termo corresponde a compressão imediata e os outros dois termos correspondem aos processos tempo-dependente: creep mecânico e biocompressão (Equação 2.36):

$$S_T(t) = H_0 \cdot \left[\frac{\lambda}{1+e} \cdot \ln\left(\frac{p'_0 + \Delta p'}{p'_0}\right) + \left(\frac{\lambda-k}{1+e}\right) \cdot \ln\left(\frac{M^2 + \eta^2}{M^2}\right) + b \Delta \sigma \cdot (1 - e^{-c \cdot t}) + \varepsilon_{BIO} (1 - e^{-k \cdot (t-t_B)}) \right] \quad (2.36)$$

2.5.2.7 Chen et al. (2010)

Chen et al. (2010) propuseram um modelo unidimensional para calcular o recalque e estimar a capacidade do aterro sob condições ótimas de biodegradação. O modelo foi desenvolvido para acomodar o cálculo de recalques em aterros quando o preenchimento em camadas é utilizado. O modelo combina a equação 2.16 para compressão imediata e equação 2.21 para compressão tempo-dependente através da equação 2.36:

$$S_T(t) = H_0 \cdot C'_c \cdot \log\left(\frac{\sigma_{v0} + \Delta\sigma_v}{\sigma_{v0}}\right) + H_{EOI} \cdot \epsilon_{MB} \cdot (1 - e^{-c_t \cdot t}) \quad (2.36)$$

Onde: ϵ_{MB} : deformação última devido ao creep mecânico e biocompressão; c_t : coeficiente de primeira ordem que engloba o creep mecânico e biocompressão (taxa de compressão secundária).

O parâmetro c_t pode ser obtido de ensaios de compressão com biodegradação sob condições similares ao aterro de RSU (temperatura, pressão, teor de umidade e pH). Este parâmetro também pode ser obtido de retro-análises de dados medidos de recalques em longo prazo em aterros de RSU. A ϵ_{MB} pode ser estimada em ensaios de compressão com biodegradação em longo prazo, ou utilizar um procedimento aproximado com ensaios de compressão com tempo maior que 3 dias. De acordo com a relação entre os recalques e o logaritmo do tempo, a deformação para determinado tempo (30, 50 ou 100 anos) sob diferentes tensões pode ser prevista.

2.5.2.8 Gourc et al. (2010)

Analisando dados experimentais disponíveis de testes pilotos e dados da literatura, Gourc et al. (2010), quantificaram a influência da biodegradação de RSU nos recalques secundários. Depois de fazer suposições sobre as várias características dos resíduos e suas relações constitutivas, os autores desenvolveram um modelo biomecânico unidimensional para prever o recalque secundário. A determinação do recalque secundário total foi obtida pela adição de duas partes separadas: recalques mecânicos (devido ao creep) e recalques biomecânicos (devido a degradação da matéria orgânica). Portanto, o modelo de previsão tempo-dependente para prever recalques baseados no $C'_{\alpha M}$ e k é apresentado na equação 2.37.

Este modelo é similar ao modelo proposto por Park e Lee (1997) que considera biodegradação dos resíduos dependentes do tempo.

$$S_{TD}(t) = H_{EOI} \cdot \left[C'_{aM} \cdot \log\left(\frac{t}{t_M}\right) + \varepsilon_{BIO} \cdot (1 - e^{-k(t-t_B)}) \right] \quad (2.37)$$

Bareither et al. (2013) utilizou este modelo (decay-rate model) que foi parametrizado através da otimização por mínimos quadrados para ensaios em RSU em lisímetros. O tempo considerado para o início da biodegradação (t_B) foi adotado como o pico de DQO do efluente lixiviado. Uma estimada inicial da ε_{bio} foi calculada usando a proposta de Gourc et al. (2010), equação 2.38:

$$\varepsilon_{bio} = \left(\frac{\gamma_d}{\gamma_{so}} \right) \cdot c \quad (2.38)$$

Onde: γ_d : peso específico seco inicial; γ_{so} : peso específico seco da fração de sólidos orgânicos; c : relação entre a massa de sólidos orgânicos e a massa total de resíduos. Gourc et al. (2010) recomendou para γ_{so} valores de 8,34 kN/m³ e o cálculo de c baseado na composição dos RSU. Uma estimativa inicial de k foi obtida por regressão exponencial da DQO com o tempo, iniciando com valores de pico de DQO. Também pode ser utilizada a variação com o tempo da geração de biogás.

2.5.2.9 Hettiarachchi et al. (2007)

Hettiarachchi et al. (2007) descrevem que similar aos solos, os resíduos também compreendem três fases: sólidos, água e ar. Mas a redução da massa sólida dos resíduos é diferente da que ocorre nos solos, pois não há mudança da massa de sólidos no solo. Os resíduos sólidos são altamente heterogêneos, o uso de propriedades médias podem produzir erros e estimativas enganosas. Portanto, a fase sólida dos resíduos pode ser dividida em 4 categorias dependendo da sua degradabilidade. Essas quatro categorias são: resíduos não-degradáveis, lentamente degradáveis, moderadamente degradáveis, e rapidamente degradáveis (HETTIARACHCHI et al., 2007).

Hettiarachchi et al. (2007 e 2009) desenvolveram um modelo de previsão de recalques que assume que os recalques devido a biodegradação seguem a reação cinética de primeira ordem. O recalque total (S_T) é expresso como um processo combinado de compressão

mecânica (S_I) e recalque induzido por biodegradação ($S_{B(t)}$). O modelo é expresso pelas equações 2.39, 2.40 e 2.41:

$$S_B = H_0 * \left[\frac{M_{si}}{\rho_w} \sum_{j=1}^4 \frac{f_{sj}}{G_{sj}} [1 - \exp(-\lambda_j \cdot t)] \right] \quad (2.39)$$

$$S_I = H_0 \cdot C'_C \cdot \log \left(\frac{\sigma_{v0} + \Delta\sigma_v}{\sigma_{v0}} \right) \quad (2.40)$$

$$H_F = H_0 - S_B - S_I \quad (2.41)$$

Onde: C'_C : parâmetro de compressibilidade (0,174-0,205); $f_{sj}=(M_{sj,i}/M_{si})$: fração de sólidos inicial de cada grupo de resíduos (0,15-0,35); $M_{sj,i}$: massa inicial do j_{th} grupo de resíduos sólidos; M_{si} : massa total de sólidos inicial do resíduo; ρ_w : densidade da água (kg/m^3); G_{sj} : gravidade específica do j_{th} grupo resíduos sólidos (1-3); λ_j : constante cinética de primeira ordem do j_{th} grupo de resíduos sólidos ($0-0001 \text{ dia}^{-1}$).

2.5.2.10 Oweis (2006)

Semelhante a Marques et al. (2003), Oweis (2006) desenvolveu um modelo de previsão de recalques de RSU com as seguintes condições: (1) recalques mecânicos devido a compressão dos resíduos por cargas e subsequentes alteamentos de novas camadas de resíduos; (2) recalque mecânico devido ao creep sob tensões efetivas constantes; (3) recalques devido a decomposição devido a perda de massa ou conversão da parte orgânica do resíduo em gás. Os recalques mecânicos durante o preenchimento da célula são calculados usando a equação 2.42:

$$S_p = 0,87 \cdot m' \cdot t_c \cdot C'_C \quad (2.42)$$

Onde: S_p : recalque primário do resíduo para altura de projeto; H : altura de projeto; C'_C : índice de compressão em termos de deformação vertical (0,10-0,50); m' : taxa de enchimento (espessura acrescida por unidade de tempo); t_c : o tempo final de enchimento da célula.

Num determinado tempo ($t < t_c$), o recalque por creep estimado pode ser obtido pela equação 2.43:

$$S_C = 0,435 \cdot C'_\alpha \cdot m' \cdot [1 + (t \cdot \ln(t)) - t] \quad (2.43)$$

O recalque por creep no fechamento (total preenchimento) pode ser obtido pela equação 2.44:

$$S_C(t_c) = 0,435 \cdot C'_\alpha \cdot m' \cdot [1 + (t_c \cdot \ln(t_c)) - t_c] \quad (2.44)$$

Onde: C'_α : coeficiente de compressão secundária modificado em termos de deformação (0,02-0,32).

Assumindo, que no tempo t_c não há mais colocação de resíduos (total preenchimento da célula), o recalque adicional por creep (após o fechamento) é dado pela equação 2.45:

$$S_C(t \geq t_c) = 0,435 \cdot H \cdot C'_\alpha \cdot \ln\left(\frac{t}{t_c}\right) \quad (2.45)$$

O recalque por decomposição durante o enchimento da célula é dado pela equação 2.46:

$$S_B(t \leq t_c) = \beta \cdot m' \cdot \left[t_c - \frac{1}{k} \cdot (1 - e^{-k \cdot t_c}) \right] \quad (2.46)$$

Onde: S_B : recalque por decomposição num tempo t ; t_c : após o início do enchimento; m' : taxa de acréscimo de resíduos com tempo (assumido uniforme); k : constante de decaimento durante o enchimento (assumido constante = 0,003 a 0,21 de acordo com a EPA dos EUA (1998); β : massa da fração de resíduos que potencialmente pode ser convertida em gás.

Após o fechamento os recalques por decomposição são dados pela equação 2.47:

$$S_B(t \geq t_c) = \beta \cdot H \cdot \left[1 - \left\{ \frac{1}{t_c \cdot k} \cdot (1 - e^{-k \cdot t_c}) \cdot (1 - e^{k' \cdot (t_{pc} - t_c)}) \right\} \right] \quad (2.47)$$

Onde: $S_B(t \geq t_c)$: recalque para um tempo t_{pc} maior ou igual a t_c ; k' : taxa de decaimento após o fechamento.

2.5.2.11 Chakma e Mathur (2013)

Os autores ao avaliarem os modelos existentes para previsão de recalques em RSU na literatura, que foram divididos em 5 categorias (modelos reológicos, modelos empíricos, modelos baseados na teoria de consolidação dos solos, modelos de biodegradação, e modelos baseados na geração de gás), concluíram que estes modelos não incorporam os efeitos de vários parâmetros, tais como: teor de umidade, variação da densidade, pH e temperatura.

Chakma e Mathur (2013) propuseram um modelo matemático que determina a magnitude do recalque atribuído a biodegradação de RSU em aterros sanitários incorporando os efeitos do pH, temperatura, teor de umidade e densidade. Neste modelo também a compressão mecânica é determinada considerando a variação espacial e temporal da densidade. Finalmente, os recalques em longo prazo após o encerramento do aterro foram calculados pela combinação da compressão mecânica e recalques atribuídos a biodegradação. A compressão mecânica ocorre devido a sobrecargas que atuam em pontos particulares. Em adição de novas camadas de resíduos que causam recalques que são atribuídos ao peso das novas camadas sobrepostas. A deformação de cada camada pode ser expressa pela equação 2.48:

$$\varepsilon_{mi}(t) = C_m \cdot \log \left(\frac{\gamma_i \cdot H_i + \sum_{j=i+1}^N \Delta \gamma_j \cdot H_j}{\gamma_i \cdot H_i} \right) \quad (2.48)$$

Onde: C_m : coeficiente de compressibilidade para compressão mecânica; H_i : espessura inicial da camada compactada (assumida a mesma para todas as camadas inicialmente); γ_i : peso específico; $\Delta \gamma_j$: incremento de peso específico imposto pela camada j na camada i ; m_i : deformação mecânica. A compressão mecânica é obtida pela equação 2.49:

$$S(t)_m = \Delta H \cdot \varepsilon_{mi}(t) \quad (2.49)$$

Onde ΔH : altura inicial após o encerramento do aterro sanitário. Esta equação é adotada para calcular os recalques mecânicos considerando espacial e temporal variação da densidade.

A biodegradabilidade dos sólidos orgânicos pode ser estimada por cinética de primeira ordem (PARK e LEE, 1997 e YOUNG, 1989). A taxa de mudança de massa incorporando os efeitos da temperatura, pH e teor de umidade são assumidas seguindo equações cinéticas de primeira ordem como na equação 2.50:

$$\frac{d(M_{si})}{dt} = -k_j \cdot \xi(T, pH, \theta) M_{si}, \quad (i = 1, 2, 3, 4; j = 1, 2, 3, 4) \quad (2.50)$$

Em que:

$$\xi(T, pH, \theta) = \frac{T\theta \exp\left[-(pH - 7)^2 \cdot \ln\left(\frac{4}{3}\right)\right]}{\left[1 + \exp\left(\frac{T}{4} - 18\right)\right]}$$

Onde: M_{s1} , M_{s2} , M_{s3} , M_{s4} são as massas dos resíduos sólidos levemente degradáveis, moderadamente degradáveis, rapidamente degradáveis, e não degradáveis com suas respectivas taxas constantes de K_{s1} , k_{s2} , k_{s3} , e k_{s4} .

A equação 2.51 fornece a massa de resíduos sólidos de cada camada do aterro sanitário; portanto, para um aterro com N camadas, a massa total de resíduos sólidos torna-se:

$$M_{s,N}(t) = \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^{j=4} (\%f_j) \cdot M_{si,j} \cdot \exp[-K_j \cdot \xi(T, pH, \theta) \cdot t] \quad (2.51)$$

Onde: $\%f_j$ representa a porcentagem de resíduos sobre cada categoria. O volume de resíduos de cada camada pode ser determinado considerando a variação espacial da densidade dos resíduos ρ_i para cada camada como na equação 2.52:

$$V_{s,N}(t) = \sum_{i=1}^N \frac{1}{\rho_i} \cdot \sum_{j=1}^{j=4} (\%f) \cdot M_{si,j} \cdot \exp[-K_j \cdot \xi(T, pH, \theta) \cdot t] \quad (2.52)$$

A deformação atribuída a degradação biológica é então estimada pela equação 2.53:

$$\varepsilon_{bi}(t) = \sum_{i=1}^{i=N} \left[\frac{V_{i,N} - V_{s,N}(t)}{V_{i,N}} \right] \quad (2.53)$$

Onde: $V_{i,N}$: volume inicial de cada camada de resíduo no aterro.

Finalmente, o recalque atribuído a biodegradação de RSU em aterros sanitários considerando os efeitos do ph, temperatura e teor de umidade é dado pela equação 2.54:

$$S(t)_b = \sum_{i=1}^{i=N} H_i \cdot \epsilon_{bi}(t) \quad (2.54)$$

Onde: H_i : altura inicial da camada de aterro sanitário.

O recalque após o encerramento do aterro sanitário é determinado pela combinação dos recalques atribuídos a compressão mecânica e dos recalques induzidos pela biodegradação (equação 2.55):

$$S(t) = [S(t)_m + S(t)_b] \quad (2.55)$$

2.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A revisão da literatura realizada verificou que vários autores tem estudado os resíduos sólidos urbanos como um novo material geotécnico, pois eles apresentam um comportamento bastante diferenciado dos materiais geotécnicos tradicionais. Os resíduos são constituídos por materiais diversos, como metais, plásticos, papéis, vidros, madeiras, alimentos, entulho, etc.; que quando colocados em um aterro sanitário resultam em um material altamente heterogêneo e anisotrópico. As principais propriedades mecânicas (resistência e compressibilidade) e hidráulicas são variáveis com o tempo e são dependentes do índice de vazios do maciço, bem como da atuação dos agentes ambientais.

No que diz respeito a compressibilidade de resíduos sólidos urbanos, salienta-se ser um sistema bastante complexo, porém foi possível obter uma melhor compreensão dos mecanismos que influenciam a sua ocorrência. O tema vem sendo abordado através de ensaios de laboratório e ensaios de campo (células experimentais), e de monitoramento de aterros sanitários.

Se por um lado os ensaios de laboratório apresentam um maior controle das variáveis envolvidas, tem como limitação a amostragem e/ou reconstituição do resíduo e a dificuldade de incorporar os efeitos da degradação biológica, pois a escala de tempo e as condições ambientais normalmente dificultam tal consideração. Sob este aspecto, os ensaios e

monitoramentos *in situ* são mais adequados, pois incorporam as condições reais dos resíduos sólidos urbanos. Como desvantagem, pode ser citada a dificuldade de obtenção de parâmetros para diferentes idades do resíduo, uma vez que os resultados levam em consideração o comportamento médio do maciço como um todo (SIMÕES, 2000).

Por fim, destaca-se que cada modelo considera uma parcela ou variável que os diferenciam entre si e que muitas vezes um modelo que se mostra mais adequado para ser aplicado a um determinado aterro, não é passível de ser utilizado em outro, o que demonstra o quão complexo é definir qual modelo deve ser empregado (CATAPRETA, 2008).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Este capítulo trata da metodologia aplicada para o estudo, sendo a mesma realizada com base no acompanhamento da instalação da instrumentação, da caracterização gravimétrica e granulométrica dos níveis de resíduos dispostos no maciço, do acompanhamento geotécnico dos recalques, dos dados qualitativos e quantitativos dos gases e dos efluentes líquidos gerados na fase D2/4 do aterro de RSU.

O desenvolvimento desta pesquisa foi realizado no Aterro Sanitário da Central de Tratamento de Resíduos da Caturrita (CTRC) que pertence à Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR), localizada no município de Santa Maria/RS (Figura 3.1). A CTRC atende os municípios da região central do estado do Rio Grande do Sul, opera em uma área de 24 hectares e tem capacidade para receber 2,5 milhões de toneladas de resíduos. É constituída de 8 fases operacionais (A, B, C, D, E, F, G e H), das quais já se encontram concluídas três fases (A, B e C) e hoje opera a quarta (fase D), figura 3.2.

Figura 3.1 – Localização da CTRC, no município de Santa Maria/RS



Fonte: Adaptado Google Earth (2018).

Figura 3.2 – Divisão das áreas da CTRC



O local especificado desta pesquisa (fase D2/4 da CTRC) apresenta uma área de 9.792m² (célula de 64m x 153m) e uma altura de aproximadamente 25m, dividida em 5 níveis de 5m (Figura 3.3), as linhas representaram as curvas topográficas, com distanciamento de 1m. Tal área foi selecionada por apresentar um período de operação reduzido, 9 meses, o que possibilitou o seu acompanhamento desde o início da operação e posterior monitoramento. A massa total de RSU recebidos girou em torno de 97.324t e atingiu um volume de 89.990m³.

As figuras 3.4 e 3.5 apresentam imagem da área de pesquisa (fase D2/4) após o seu fechamento, com o sistema de drenagem superficial e cobertura com gramíneas. As atividades desenvolvidas encontram-se estruturadas como mostrado na figura 3.6.

Figura 3.3 – Aterro sanitário, área de resíduos dispostos e em operação, com destaque para a fase D2/4



Fonte: Adaptado de CTRC (2016).

Figura 3.4 – Fase D2/4 após o fechamento



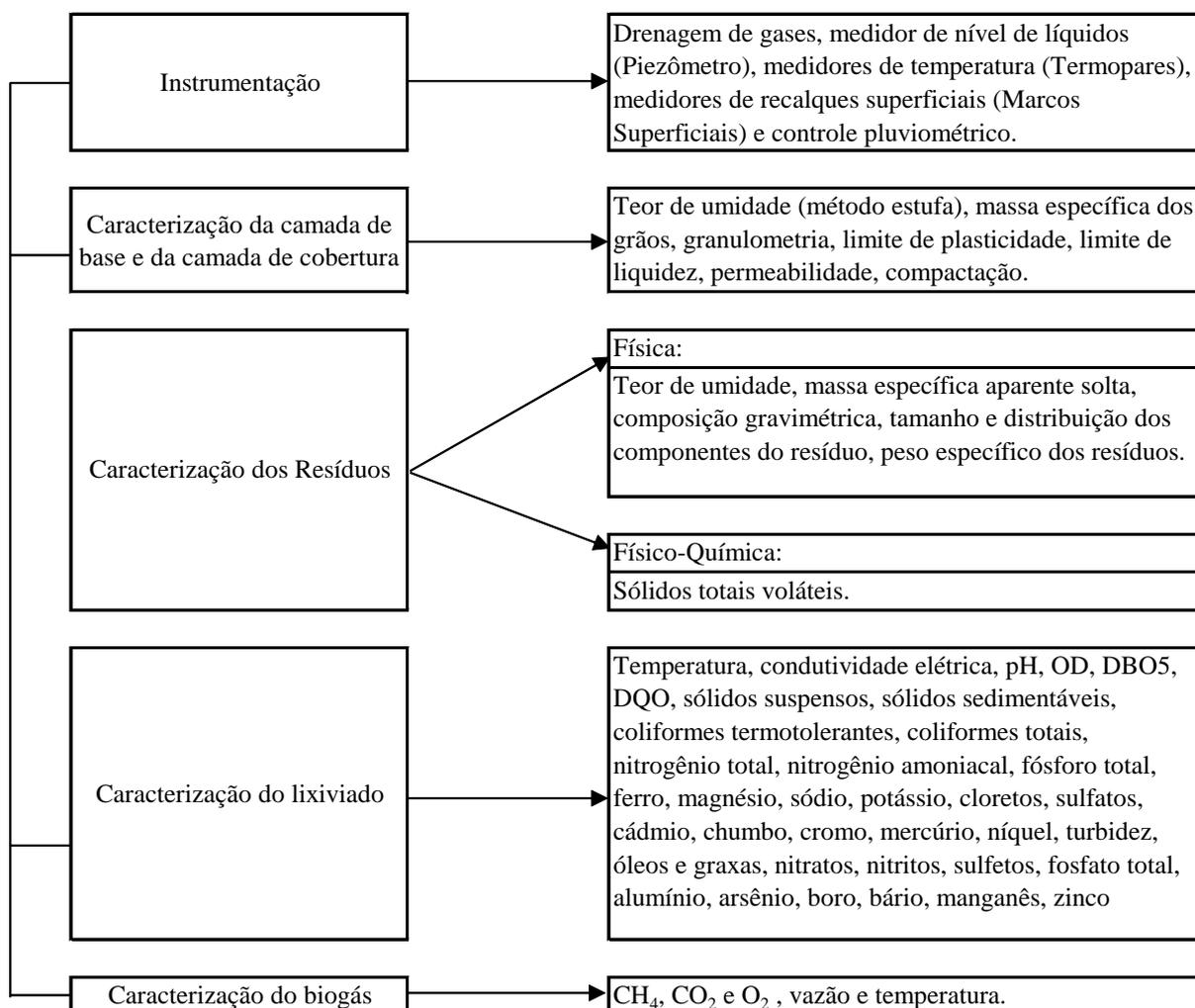
Fonte: Arquivo empresa (2016).

Figura 3.5 – Área total de disposição de resíduos, fases A, B, C, D1/4 e D2/4 concluídas e fase D3/4 em operação



Fonte: Arquivo empresa (2016).

Figura 3.6 – Atividades desenvolvidas durante o projeto



Fonte: A autora (2016).

3.1 DESCRIÇÃO E EXECUÇÃO DA FASE D2/4

A definição desta pesquisa teve como opção um experimento em verdadeira grandeza, pois se tem melhor representatividade no que diz respeito à composição dos resíduos, processos internos atuantes na massa de resíduos aterrada e condições climáticas atuantes. Isso porque os experimentos de campo apresentam maiores dimensões em comparação àqueles operados em laboratório e estão submetidos aos rigores das variações de condições atmosféricas, como temperatura, insolação, chuvas, ventos e umidade.

A premissa básica de sua concepção e execução foi, portanto, a de obter um maciço protótipo para realização de estudos e pesquisas relacionadas à disposição e tratamento de resíduos sólidos urbanos.

3.1.1 Arranjo geral do experimento

O maciço sanitário compreendido pela fase D2/4, ou seja, a sua geometria, patamares, processos construtivos, etc., foram executados com procedimentos comumente realizados pela empresa responsável. Portanto, não se pode alterar nenhum dos procedimentos já adotados pela empresa, que foram realizados com equipamentos e procedimentos padrão na operação de aterros sanitários em escala real. Algumas das variáveis operacionais foram monitoradas nessa pesquisa (inclinação da rampa de compactação, peso específico dos resíduos etc.), bem como alguns aspectos operacionais da CTRC.

A fase D2/4 em planta possui 64m de largura, 153m de comprimento e 25m de altura. O maciço de resíduos foi conformado de forma a manter uma inclinação nos taludes externos do aterro de 1:3 (V:H).

3.1.2 Preparação da área

O sistema de impermeabilização da camada de base e taludes realizado na fase D2/4 foi composto da seguinte forma: impermeabilização de base com 0,60m de argila compactada com permeabilidade inferior a 10^{-7} cm/s, geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) 2mm texturizada de ambos os lados e geotêxtil não-tecido 400g/m² para auxiliar na proteção da geomembrana (Figura 3.7). Nas figuras 3.8 e 3.9 é possível verificar a compactação do solo, assim como a instalação da geomembrana e do geotêxtil.

A drenagem de base é realizada por meio de uma camada de pedra rachão (0,30m) em toda a base da fase D2/4 (colchão drenante), esta camada é disposta sobre uma camada de proteção da geomembrana de pó de pedra (0,10m) de materiais com diâmetro característico inferior a 4,8mm. De forma a auxiliar neste sistema, são colocados tubos de PEAD em linhas pré-definidas (Figura 3.10).

Figura 3.7 – Esquema conceitual do sistema alternativo de impermeabilização de base e de taludes



Fonte: Adaptado de CTRC (2016).

Figura 3.8 – Compactação da camada de base da fase D2/4, 0,60m de argila compactada com permeabilidade inferior a 10^{-7} cm/s



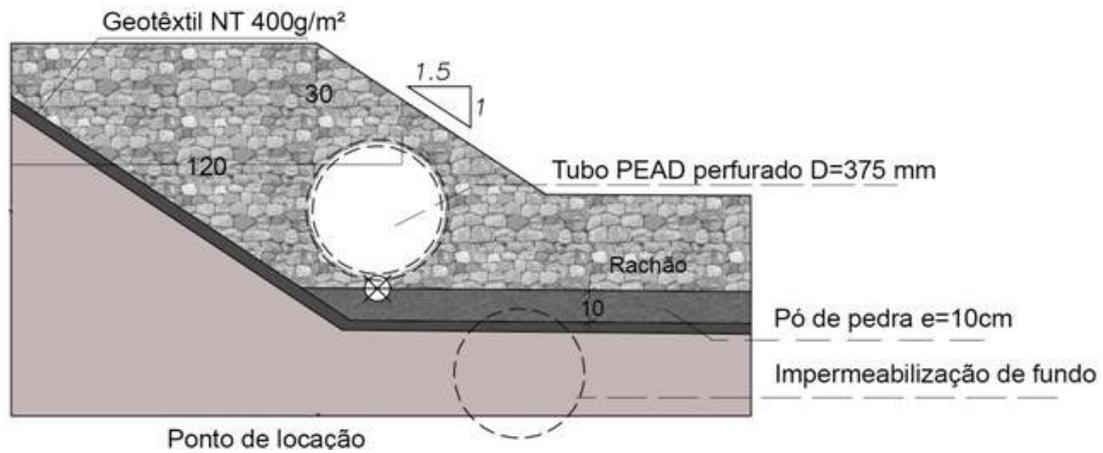
Fonte: A autora (2016).

Figura 3.9 – Instalação de geomembrana 2mm sobre a argila compactada (à esquerda); cobertura com geotêxtil não tecido sobre a geomembrana e posterior espalhamento de uma camada de pó de pedra (à esquerda)



Fonte: A autora (2016).

Figura 3.10 – Detalhe construtivo dos drenos que circundam a célula



Fonte: Adaptado de CTRC (2016).

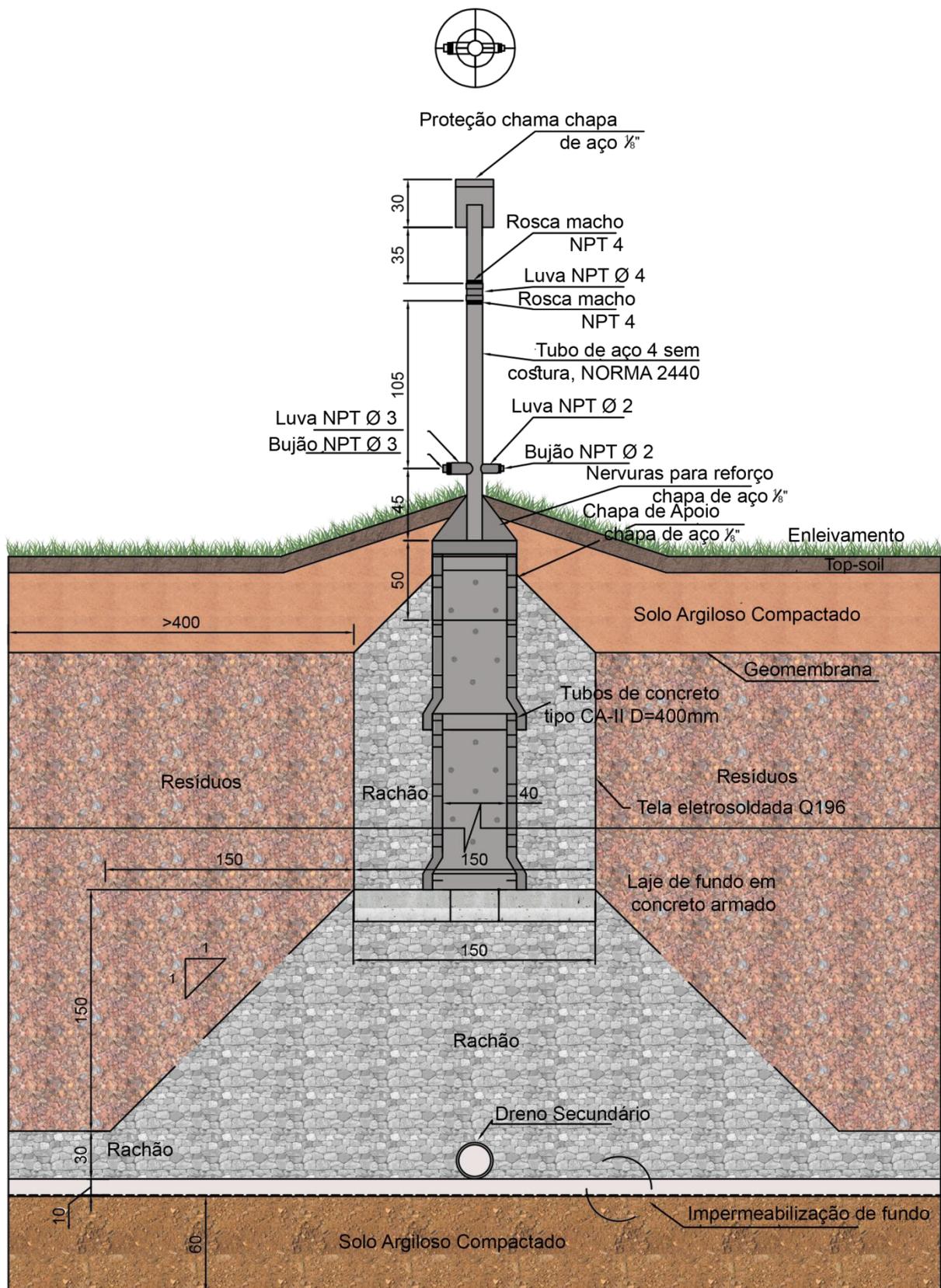
O sistema de drenagem vertical de lixiviado e de gases consiste em drenos de coleta vertical, realizado por um tubo de concreto PA2/DN40/perfurado sobre uma laje de concreto, envolto por uma tela soldada e preenchido por pedra rachão. Esse dreno é responsável por conduzir líquidos percolados coletados em níveis intermediários até a base do aterro e de coletar os gases gerados no interior do maciço de resíduos e conduzi-los até o topo do aterro (Figura 3.11). No topo do aterro, junto à cobertura, estão instalados os queimadores do tipo flare (Figura 3.12).

Figura 3.11 – Instalação do dreno de gás na base do aterro



Fonte: A autora (2016).

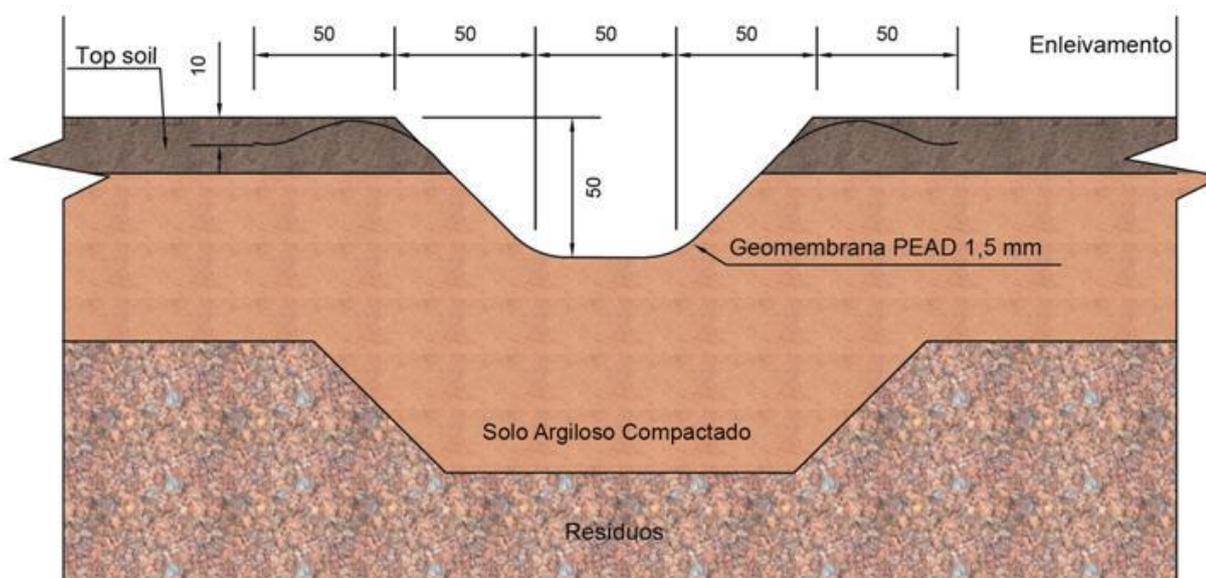
Figura 3.12 – Detalhamento construtivo do dreno de gás



Fonte: Adaptado de CTRC (2016).

A drenagem pluvial tem como finalidade reduzir a infiltração das águas de chuva na massa de resíduos, diminuindo o volume de lixiviado gerado e contribuindo para a estabilidade do mesmo. Foram executadas canaletas de drenagem provisórias no terreno à montante da frente de operação. No topo do aterro, as águas pluviais foram coletadas por canais trapezoidais revestidos em grama com base de 0,50m, altura de 0,50m e taludes com inclinação 1:1 (V:H). O deságue destes canais de proteção do topo do aterro é realizado em descidas d'água revestidas com geomembrana de PEAD de espessura 1mm (Figura 3.13).

Figura 3.13 – Detalhamento construtivo da drenagem pluvial



Fonte: Adaptado de CTRC (2016).

3.1.3 Recebimento dos resíduos sólidos urbanos

O recebimento dos caminhões foi realizado na portaria da central com a identificação do veículo transportador, da origem e da classificação do resíduo. Os veículos recebidos foram vistoriados e pesados (Figura 3.14). A pesagem dos veículos transportadores foi realizada na entrada e na saída dos veículos, permitindo desta forma, que se mantivesse o controle dos pesos de resíduos dispostos.

Os resíduos dispostos na fase D2/4 são classificados como resíduos sólidos de Classe II, segundo as definições apresentadas na NBR 10004 da ABNT classificados como Resíduos Sólidos Urbanos, respeitando-se assim a Licença de Operação nº 1153 / 2012-DL.

Figura 3.14 – Caminhão de resíduos realizando a pesagem, para posterior descarga dos RSU na fase D2/4



Fonte: A empresa (2016).

3.1.4 Execução do aterro

A deposição teve início sobre o fundo da fase D2/4 que estava preparada e impermeabilizada. A área de disposição dos resíduos estava delimitada e foram demarcados os limites laterais, a altura projetada e o avanço previsto da frente de operação. Nos locais onde existia a possibilidade de carreamento de materiais pelo vento foram utilizadas telas de proteção/contenção na frente de operação.

O caminhão deposita os resíduos em “pilhas” imediatamente a jusante da frente de operação, sempre na presença do fiscal de operações. O desmonte dessas pilhas de resíduos é realizado com o auxílio da lâmina do trator de esteira que, em seguida, procede a seu espalhamento e compactação. Na frente de operação os resíduos são espalhados e compactados de forma a conformarem o aterro de acordo com o projeto geométrico por equipamento apropriado. O resíduo foi empurrado contra o talude, formando uma rampa com inclinação de 1:3. O resíduo disposto deveria atingir uma densidade mínima de $1,0t/m^3$ determinada através da comparação das medições volumétricas realizadas em levantamentos topográficos e dos dados de pesagem dos resíduos dispostos.

A operação de compactação foi realizada com movimentos repetidos do equipamento de baixo para cima, procedendo-se com passadas sucessivas (3 a 5 vezes) em níveis sobrepostos, até que todo o material disposto em cada nível estivesse adequadamente compactado (figura 3.15).

Figura 3.15 – Disposição final dos RSU, área de descarga e resíduos compactados



Fonte: A autora (2016).

Logo que se havia concluído parcialmente certa área da célula e/ou dia de serviço, os resíduos eram cobertos por uma lona plástica e ou uma fina camada de solo local, com espessura entre 0,20 e 0,40m. Esta cobertura temporária tem por finalidade evitar o arraste de materiais pela ação dos ventos e a proliferação de vetores. No dia seguinte e ou na reativação daquela área, antes do início da disposição dos resíduos, era realizada a retirada da lona plástica de cobertura temporária e ou a raspagem da camada de solo da face inclinada da frente de operação para dar continuidade à formação do maciço de resíduos. O solo raspado era armazenado para aproveitamento nas camadas operacionais posteriores. Uma vez esgotada a capacidade da célula experimental, era iniciada a atividade de implantação da cobertura definitiva dos taludes finais das células já executadas aplicando-se o sistema de impermeabilização de cobertura previsto pelo projeto.

O sistema de drenagem de percolado e de gases, prontos sobre a impermeabilização da camada de base. Os dispositivos de drenagem pluvial, como canaletas, caixas de passagem e descidas d'água são mantidos desobstruídos para impedir a entrada de água no maciço das células. O período que exige maior frequência de inspeções no sistema de drenagem pluvial coincide com as épocas de intensa pluviosidade. Quando necessário, em eventos de perda de solo superficial (sulcos), procede-se com a recolocação do enleivamento de proteção.

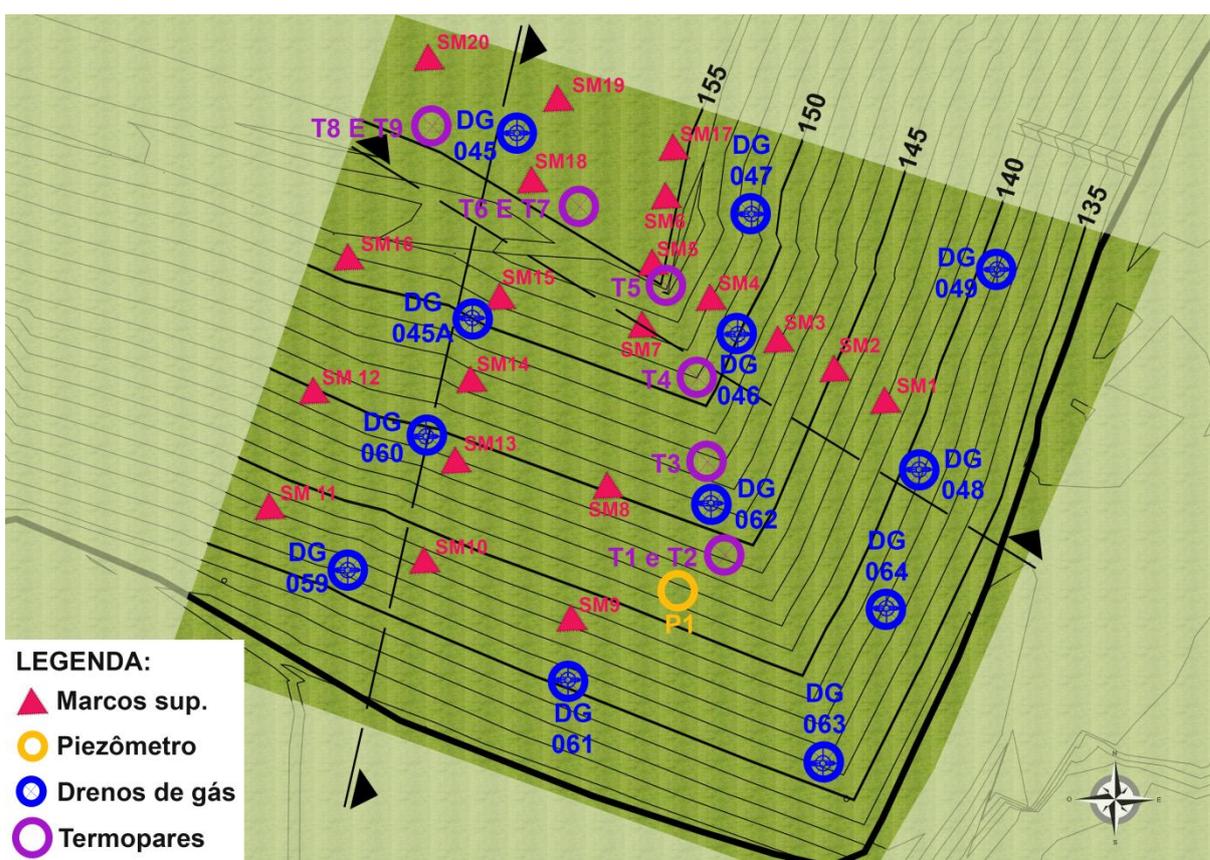
As águas de chuva que não entram em contato com resíduos e são coletadas dentro da área do aterro são drenadas diretamente para os cursos d'água canalizados que cortam a área.

Os drenos de gás instalados estão permanentemente com o queimador aceso no período de operação do aterro. A execução da fase D2/4 teve início em setembro/2015 e término em maio/2016 (totalizando aproximadamente 270 dias de operação).

3.2 INSTRUMENTAÇÃO

Para a instrumentação da fase D2/4 foram monitorados 12 drenos de gás, sendo realizadas 17 leituras num período de 20 meses. O monitoramento do nível de lixiviado foi realizado por um piezômetro. Para a medição da temperatura da massa sólida em profundidade foram utilizados 9 (nove) termopares com conectores do tipo k e as leituras foram realizadas diariamente, quando possível, num período de 28 meses. Após a conclusão e recobrimento da fase D2/4 foram instalados 20 marcos superficiais. Na figura 3.16 é possível observar a localização e a identificação dos termopares, dos drenos de gás, do piezômetro e dos marcos superficiais.

Figura 3.16 – Localização e identificação dos termopares, dos drenos de gás, do piezômetro e dos marcos superficiais na fase D2/4



Fonte: A autora (2016).

3.2.1 Drenagem de gases

Para a análise qualitativa e quantitativa dos gases emitidos para a atmosfera foi utilizado o aparelho GEM™2000, que realizou a leitura dos seguintes dados na fase D2/4: porcentagem dos gases metano (CH₄), gás carbônico (CO₂) e oxigênio (O₂). Também foram determinadas a vazão total dos gases (Nm³/h) e a temperatura (°C). Na tabela 3.1 são apresentados os valores das espessuras de RSU no perfil de cada um dos drenos verticais monitorados.

As leituras das concentrações dos gases foram realizadas por um funcionário da empresa Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (Figura 3.17).

Tabela 3.1 – Resumo com as espessuras de RSU referentes aos drenos verticais

Dreno	Cota fundo fase C (m)	Cota fundo fase D2/4 (m)	Cota Superior (m)	Espessura de RSU fase C (m)	Espessura de RSU fase D2/4 (m)	Espessura total de RSU (m)
DG45	133,6	148,2	155,2	14,7	7,0	21,6
DG45A	133,7	134,2	151,0	0,5	16,8	17,3
DG46	133,4	140,8	152,5	7,4	11,7	19,1
DG47	133,4	140,9	154,0	7,5	13,1	20,6
DG48	133,2	140,0	141,0	6,8	1,1	7,9
DG49	133,2	140,0	141,0	6,8	1,1	7,9
DG59	0,0	133,6	138,3	0,0	4,6	4,6
DG60	0,0	133,7	145,1	0,0	11,4	11,4
DG61	0,0	133,9	137,3	0,0	3,3	3,3
DG62	0,0	133,7	147,6	0,0	14,0	14,0
DG63	0,0	133,5	138,3	0,0	4,7	4,7
DG64	0,0	133,5	144,1	0,0	10,6	10,6

Fonte: A autora (2018).

3.2.2 Medidor de nível de líquidos

A variação do nível de lixiviado foi medida com o auxílio de um sensor de nível. Com o objetivo de medir o nível de chorume acumulado no maciço, verificar as oscilações entre períodos chuvosos e secos, analisar o risco de armazenar o lixiviado dentro do aterro (Figura 3.19).

Figura 3.17 – Leitura dos gases (à esquerda); acessório acoplado ao dreno de gás necessário para realização da leitura (centro); aparelho para monitoramento do gás do aterro (à direita)



Fonte: A autora (2016).

3.2.3 Medidores de temperatura

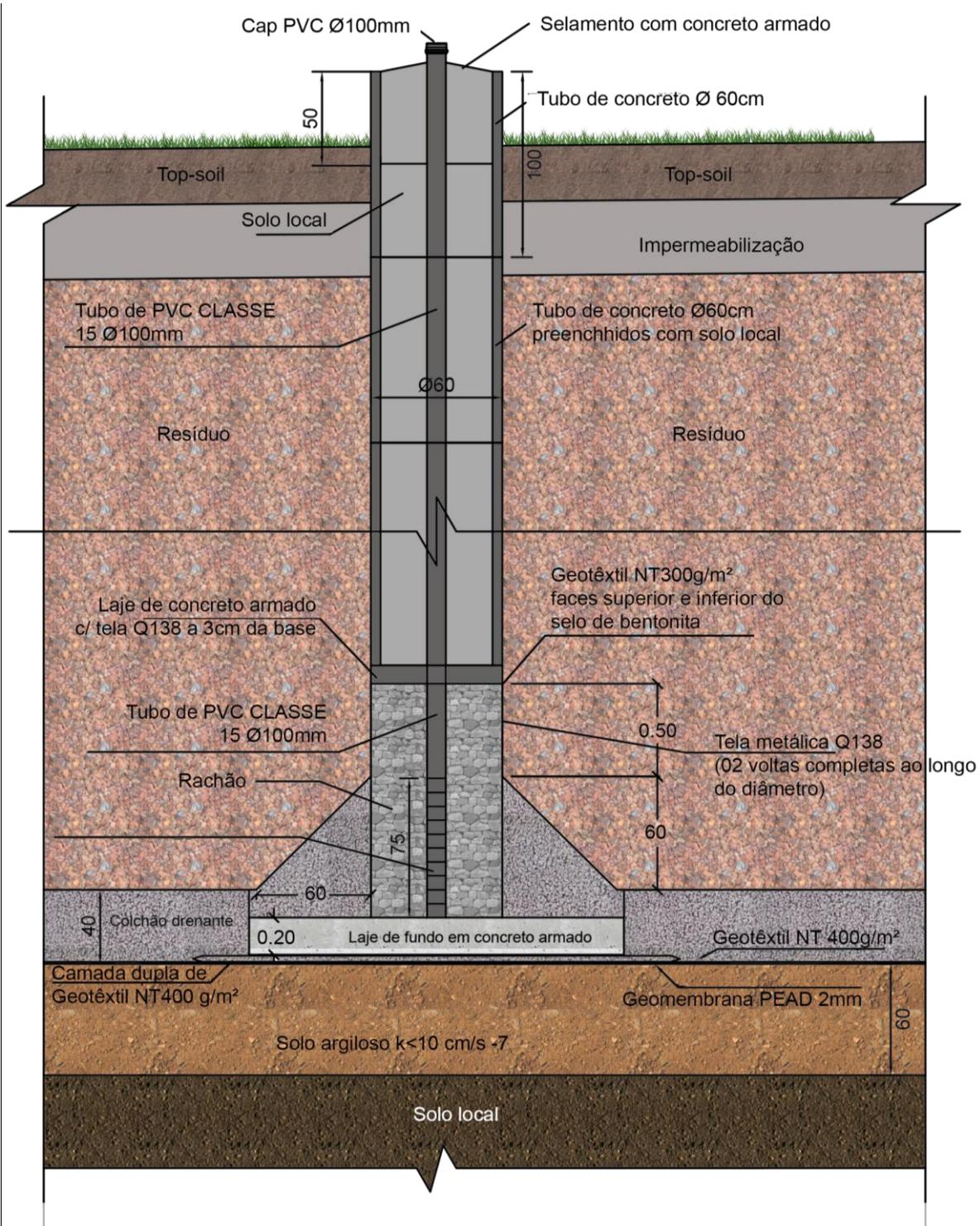
A medição da temperatura foi realizada por meio de um termômetro (Figura 3.18). O termômetro portátil utilizado é do tipo digital, com capacidade para medir temperaturas na faixa de -50°C a 1200°C com resolução de 1°C . Os equipamentos foram instalados com o auxílio de uma escavadeira hidráulica em nove pontos do maciço, sendo que cinco deles foram instalados com espaçamentos de 5m de altura, a partir de 2,5 metros da base do aterro e os outros quatro com espaçamento de 1m de altura a partir do topo do aterro. Os termopares foram fixados a um tubo de polietileno de alta densidade (PEAD) de 60mm. É possível verificar a data de instalação, a localização e a profundidade dos termopares na figura 3.20.

Figura 3.18 – Termopar tipo k (à esquerda); realização da leitura da temperatura (centro); detalhe da identificação do termopar (à direita)



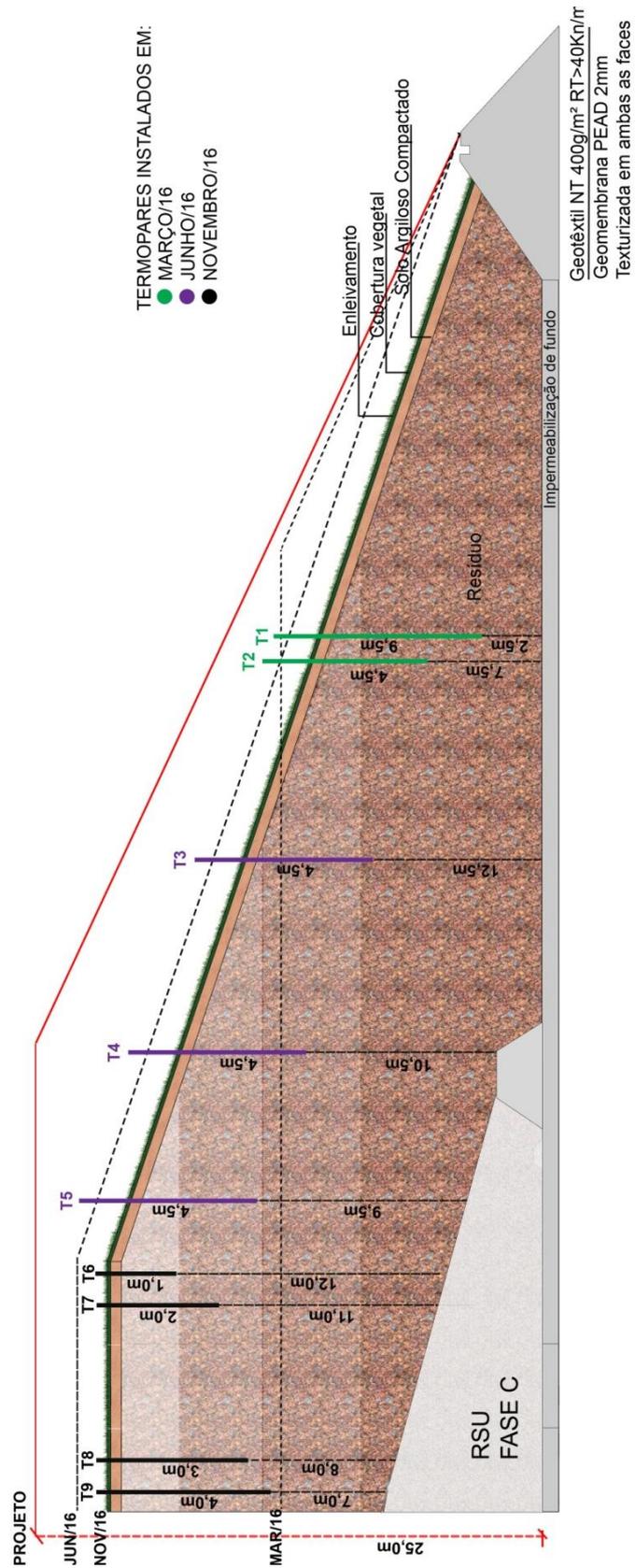
Fonte: A autora (2016).

Figura 3.19 – Detalhamento construtivo do piezômetro



Fonte: Adaptado de CTRC (2016).

Figura 3.20 – Data de instalação e perfil com os termopares instalados na fase D2/4



Fonte: A autora (2018).

Os termopares têm seu funcionamento por meio de um par de metais de cobre e cromo unidos em uma ponta, que são sensíveis à temperatura, gerando desta forma, uma corrente elétrica proporcional à temperatura (LEITE, 2008). Esta corrente é medida na superfície por um termômetro elétrico. Sua calibração foi realizada com o uso de um termômetro digital como referência. Ambos foram mergulhados em um recipiente a uma temperatura próxima de 0°C, foi fornecido calor ao conjunto e a cada 1°C de acréscimo verificado no termômetro digital, foi anotado o valor do termômetro elétrico. Por fim, foi realizada uma curva de calibração e os valores medidos em campo foram corrigidos.

3.2.4 Medidores de recalques superficiais

Os marcos superficiais de concreto foram construídos com base de 0,30m de diâmetro, altura de 0,15m e tubo de pvc de 0,50m com um pino metálico para leitura das cotas (Figura 3.21). Os marcos foram assentes sobre a primeira camada do solo de cobertura (30cm) dos resíduos e em seguida cobertos com mais 30 cm de solo. A instalação dos marcos superficiais foi realizada conforme liberação da empresa, com a informação de que a operação no local estava concluída e a camada de cobertura havia sido executada. Sendo assim, os marcos foram instalados em datas distintas (Figura 3.22 e Figura 3.23).

Figura 3.21 – Detalhe marco superficial (à esquerda); marcos superficiais instalados (ao centro); equipamento para monitoramento dos marcos (à direita)



Fonte: A autora (2018).

As leituras das cotas dos marcos superficiais foram realizadas mensalmente, num período de 25 meses, tomando-se como base os pinos metálicos dos marcos superficiais e um ponto fixo de referência onde foi colocada a mira a cada leitura. Sendo assim, a cada nova

leitura, o nível atual dos topos das hastes foi comparado com os níveis iniciais, sendo que a diferença entre suas cotas correspondia aos recalques ocorridos. O equipamento utilizado para topografia foi a Estação Total, Sokkia CX 105.

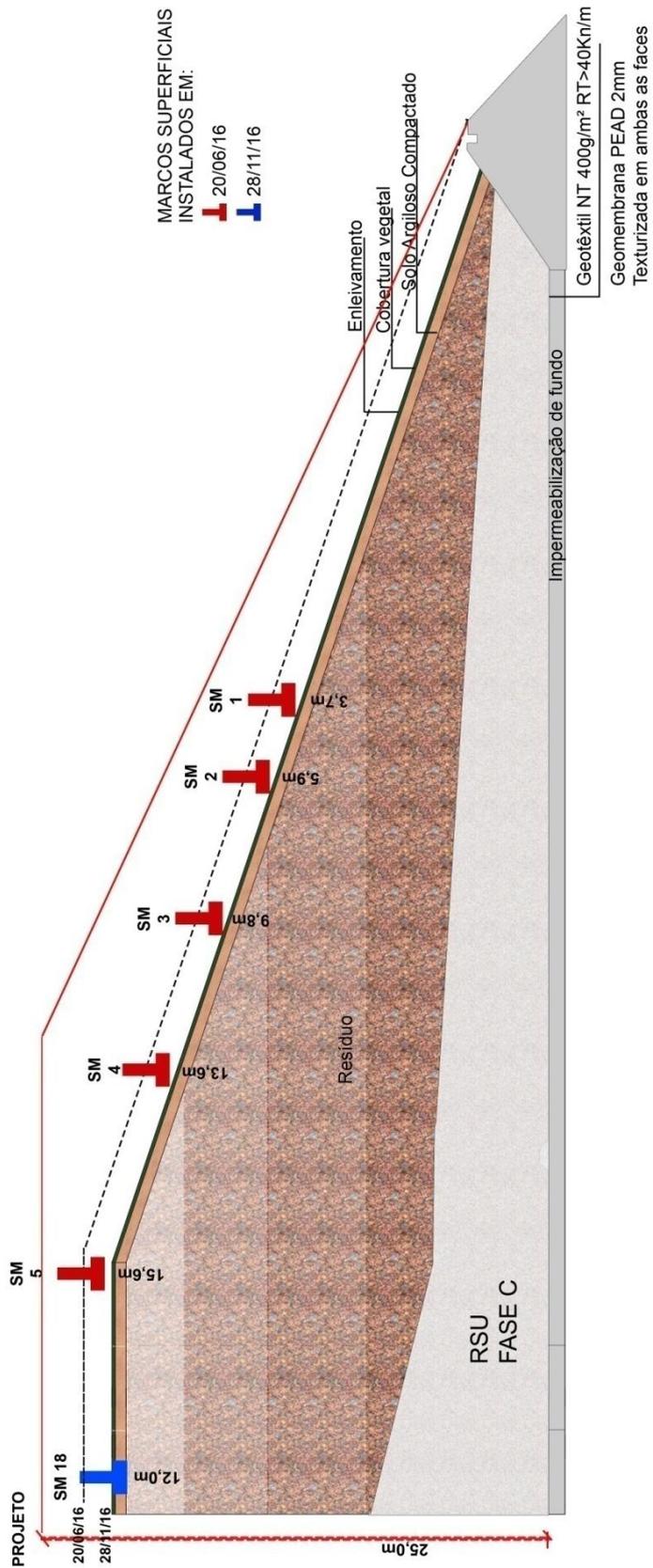
Na tabela 3.2 é feito um detalhamento sobre a data de instalação de cada marco superficial, as cotas de fundo e a cota de topo dos RSU, assim como a espessura de resíduos abaixo de cada marco.

Tabela 3.2 – Resumo com as espessuras de RSU referentes marcos superficiais

Marco Superf.	Data de instalação	Cota fundo fase C (m)	Cota fundo fase D2/4 (m)	Cota Superior (m)	Espesura de RSU fase C (m)	Espessura de RSU fase D2/4 (m)	Espessura total de RSU (m)
SM01	20/06/2016	133,3	140,3	143,5	7,0	3,3	10,3
SM02	20/06/2016	133,3	140,5	146,4	7,2	5,9	13,1
SM03	20/06/2016	133,4	140,7	150,5	7,3	9,8	17,1
SM04	20/06/2016	133,4	140,9	154,5	7,5	13,6	21,1
SM05	20/06/2016	133,5	140,8	156,4	7,3	15,6	22,9
SM06	25/07/2016	133,5	140,5	155,5	7,0	15,0	22,0
SM07	25/07/2016	133,5	137,6	153,8	4,1	16,2	20,3
SM08	25/07/2016	-	133,9	146,6	-	12,7	12,7
SM09	25/07/2016	-	133,9	139,8	-	5,8	5,8
SM10	25/07/2016	-	133,7	139,3	-	5,6	5,6
SM11	25/07/2016	-	133,5	139,4	-	5,9	5,9
SM12	25/07/2016	-	133,8	146,1	-	12,3	12,3
SM13	25/07/2016	-	133,7	144,1	-	10,4	10,4
SM14	25/07/2016	-	133,8	149,0	-	15,2	15,2
SM15	25/07/2016	133,6	137,0	152,5	3,4	15,5	18,9
SM16	25/07/2016	134,2	134,2	151,8	0,0	17,6	17,7
SM17	28/11/2016	133,5	145,9	154,8	12,4	9,0	21,3
SM18	28/11/2016	133,6	142,9	154,9	9,3	12,0	21,3
SM19	28/11/2016	133,6	148,2	155,3	14,6	7,1	21,7
SM20	28/11/2016	131,4	148,3	155,1	16,9	6,8	23,7

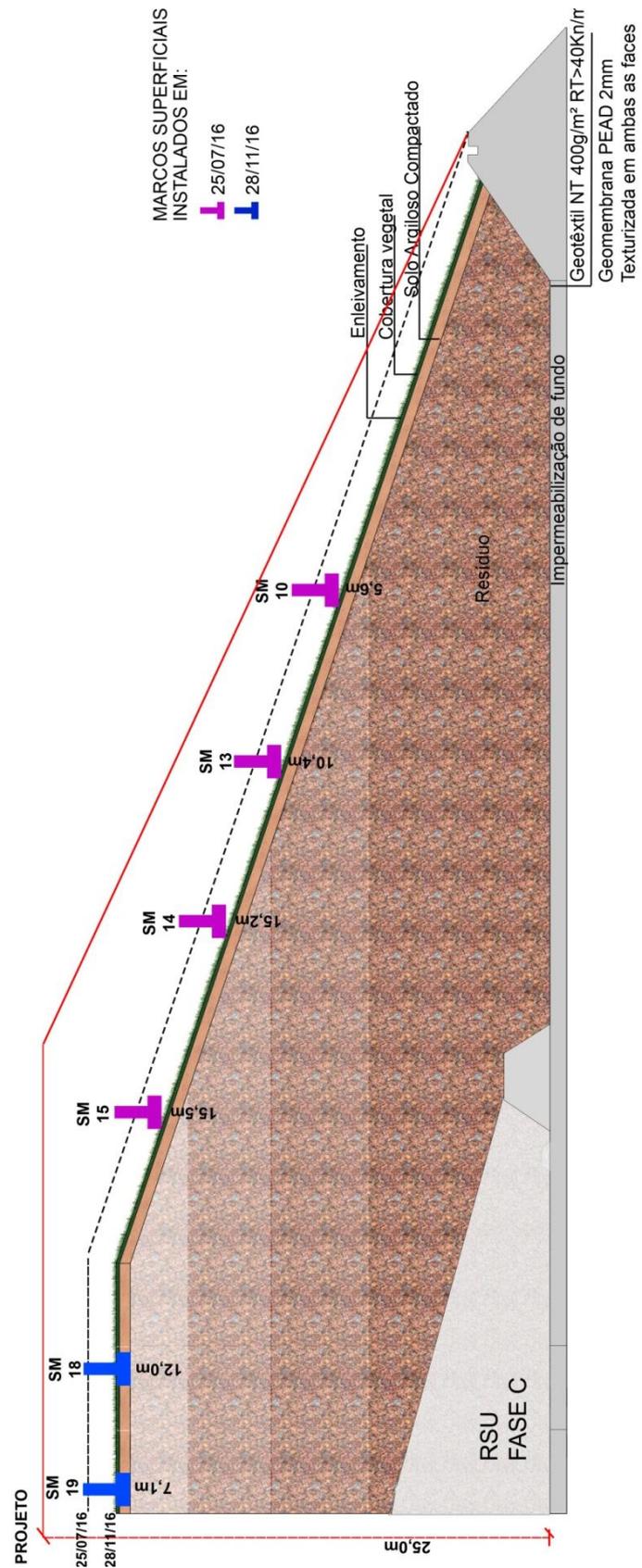
Fonte: A autora (2008).

Figura 3.22 – Data de instalação e perfil dos marcos superficiais instalados na fase D2/4



Fonte: A autora (2018).

Figura 3.23 – Data de instalação e perfil dos marcos superficiais instalados na fase D2/4



Fonte: A autora (2018).

3.2.5 Controle pluviométrico

O controle das precipitações ocorridas em um período de 24 horas foi realizado diariamente. As precipitações foram registradas no início da manhã (08h00), em um pluviômetro padrão instalado na área da CTRC.

3.3 CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA DE BASE E DA CAMADA DE COBERTURA

Foram analisados os laudos dos ensaios de caracterização da amostra, realizados conforme as normas específicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), apresentadas na tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Descrição dos ensaios de solos realizados no estudo e Norma correspondente

ENSAIO	NORMA REFERENTE
Preparação das amostras Determinação do Teor de Umidade com Secagem em Estufa	NBR 6457 – Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização – Método de ensaio (ABNT, 1986)
Determinação da Massa Específica dos grãos	NBR 6508 – Grãos de solos que passam na peneira de 4,8mm- Determinação da massa específica – Método de ensaio (ABNT, 1984)
Ensaio de Granulometria	NBR 7181 – Solo – Análise Granulométrica – Método de ensaio (ABNT, 1984)
Determinação do Limite de Plasticidade	NBR 7180 – Solo – Determinação do Limite de Plasticidade – Método de ensaio (ABNT, 1984)
Determinação do Limite de Liquidez	NBR 6459 – Solo – Determinação do Limite de Liquidez – Método de ensaio (ABNT, 1984)
Determinação do Coeficiente de Permeabilidade	NBR 14545 – Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável (ABNT, 2000)
Ensaio de Compactação	NBR 7182 – Solo - Ensaio de compactação – Método de ensaio (ABNT, 1986)

Fonte: A autora (2018).

3.4 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

Com o intuito de caracterizar os resíduos sólidos urbanos amostrados, quanto a sua composição físico-química, foram realizados ensaios de: teor de umidade, massa específica aparente solta, composição gravimétrica, tamanho e distribuição dos componentes do resíduo, peso específico dos resíduos, sólidos totais voláteis (Figura 3.24). As coletas foram realizadas

conforme a tabela 3.4, onde, para cada 5 m de altura foram coletas 02 amostras de RSU, e após o seu aterramento foi realizada uma coleta a cada 6 meses (no nível 5), num período de 24 meses.

Figura 3.24 – Esquema de preparação de amostras para análise da caracterização dos RSU



Tabela 3.4 – Dinâmica de coletas para realização dos ensaios físico-químicos

Ponto de coleta	Número de coletas	Data da coleta
2º nível (altura: 10m RSU)	02	25/11/2015 e 26/11/2015
3º nível (altura: 15m RSU)	02	05/01/2016 e 11/01/2016
4º nível (altura: 20m RSU)	02	13/05/2016 e 16/05/2016
5º nível (altura: 25m RSU)	02	25/05/2016 e 27/05/2016
5º nível – RSU aterrado (06 meses)	01	11/11/2016
5º nível – RSU aterrado (12 meses)	01	19/06/2017
5º nível – RSU aterrado (18 meses)	01	27/11/2017
5º nível – RSU aterrado (24 meses)	01	21/05/2018

Fonte: A autora (2018).

3.4.1 Peso específico

A determinação do peso específico dos resíduos foi realizada imediatamente após o término das operações de compactação, por meio da execução de ensaios de duas cavas a cada altura de 5m de resíduos dispostos. O ensaio consiste na abertura de uma cava com largura e comprimento entre 0,60 e 0,90m, de mesmo valor de profundidade. O material escavado foi pesado, a cava foi revestida com uma manta plástica impermeável e flexível. Após, foi realizado o preenchimento da cava com água e determinação do volume, através da utilização de reservatório graduado, conforme apresentado na figura 3.25. Por fim, a água foi removida e a cava foi recomposta com resíduo.

Figura 3.25 – Registro fotográfico da cava e do preenchimento com água para determinação do peso específico dos RSU



Fonte: A autora (2016).

Do material escavado, foram separadas as seguintes amostras:

- 1 kg, sem materiais de grandes dimensões, para determinar o teor de umidade;
- 62L para determinar massa específica aparente solta; e
- 40 kg para determinar composição gravimétrica.

3.4.2 Teor de umidade

O teor de umidade gravimétrico foi determinado pelo método de base úmida e base seca. Foram coletadas 2 amostras a cada 5m de disposição de resíduos. Onde uma quantidade representativa da amostra de resíduo foi pesada e em seguida levada a uma estufa a 70°C até constância do peso. Após resfriamento as amostras foram pesadas em uma balança digital. A água contida na amostra é dada pelo peso perdido durante o processo, sendo o teor de umidade em cada amostra determinado pela equação 3.1, em relação ao peso úmido e 3.2, em relação ao peso seco.

$$w = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100 \quad (3.1)$$

$$w = \frac{P_i - P_f}{P_f} \times 100 \quad (3.2)$$

Onde: w: teor de umidade (%); P_i: peso inicial (g); P_f: peso final.

Os resíduos sólidos urbanos são constituídos por uma grande quantidade de componentes, sendo que cada um desses componentes pode apresentar maior ou menor capacidade de retenção de fluído em seus vazios, tornando a umidade extremamente variável para cada constituinte. Sendo assim, determinou-se tanto a umidade global dos RSU, constituído de todas as frações, como a umidade de cada componente resultante da segregação manual (Figura 3.26).

Figura 3.26 – Material seco em estufa para determinação do teor de umidade



Fonte: A autora (2016).

3.4.3 Peso específico aparente solto

O peso específico aparente solto com umidade natural foi determinado a partir da pesagem de recipientes de 62L (Figura 3.27). Os recipientes foram ser preenchidos com o auxílio de uma pá manual, sem compactação dos resíduos, até a borda. Os materiais pesados foram os RSU retirados da cava para realização do peso específico. Foram retiradas duas amostras para cada 5m de resíduos dispostos na fase D2/4. Na pesagem foi utilizada uma balança digital com capacidade máxima de 60kg e sensibilidade 0,001kg.

Figura 3.27 – Pesagem do material solto sem compactação



Fonte: A autora (2016).

A massa específica aparente solta da amostra foi calculada pela relação entre a massa e seu volume de acordo com a equação 3.2:

$$\rho = \frac{M - M_r}{V} \quad (3.2)$$

Onde: ρ : massa específica aparente solta (kg/m^3); M : massa de resíduos (kg); M_r : massa do recipiente (kg); V : volume do recipiente (m^3).

3.4.4 Composição gravimétrica

A caracterização física dos resíduos incluiu os seguintes procedimentos básicos: seleção das amostras, homogeneização e quarteamento e caracterização física (Figura 3.28).

- a) Amostras: material resultante da cava para determinação do peso específico.
- b) Homogeneização e quarteamento: tal processo realizou-se na área de armazenamento de materiais, sobre laje de concreto, com o rasgamento de sacos de lixo. Após, foi feito um trabalho de mistura e homogeneização da pilha de resíduos com o auxílio de pás, visando a obtenção de uma massa visivelmente uniforme. A partir daí, foi feito o quarteamento das amostras de forma a reduzir a quantidade inicialmente coletada pela metade. O procedimento obedecido neste quarteamento consistiu na separação em 4 partes com aproximadamente mesmo peso e foi desprezado em seguida duas partes “vis-à-vis”. As 2 partes restantes foram então novamente misturadas e homogeneizadas para novo quarteamento, resultando em 4 montes. Assim como no primeiro quarteamento foram descartadas 2 partes e as restantes misturadas. Deste quarteamento, resultou uma amostra de aproximadamente 40kg.
- c) Caracterização física: esta atividade teve como estabelecimento 12 (doze) grupos de materiais utilizados na classificação dos componentes presentes nos resíduos. Tais grupos são:

Grupo 1: plástico mole

Grupo 2: plástico duro;

Grupo 3: vidro;

Grupo 4: sucata e lata de ferro;

Grupo 5: alumínio;

Grupo 6: papel;

Grupo 7: papelão;

Grupo 8: matéria orgânica;

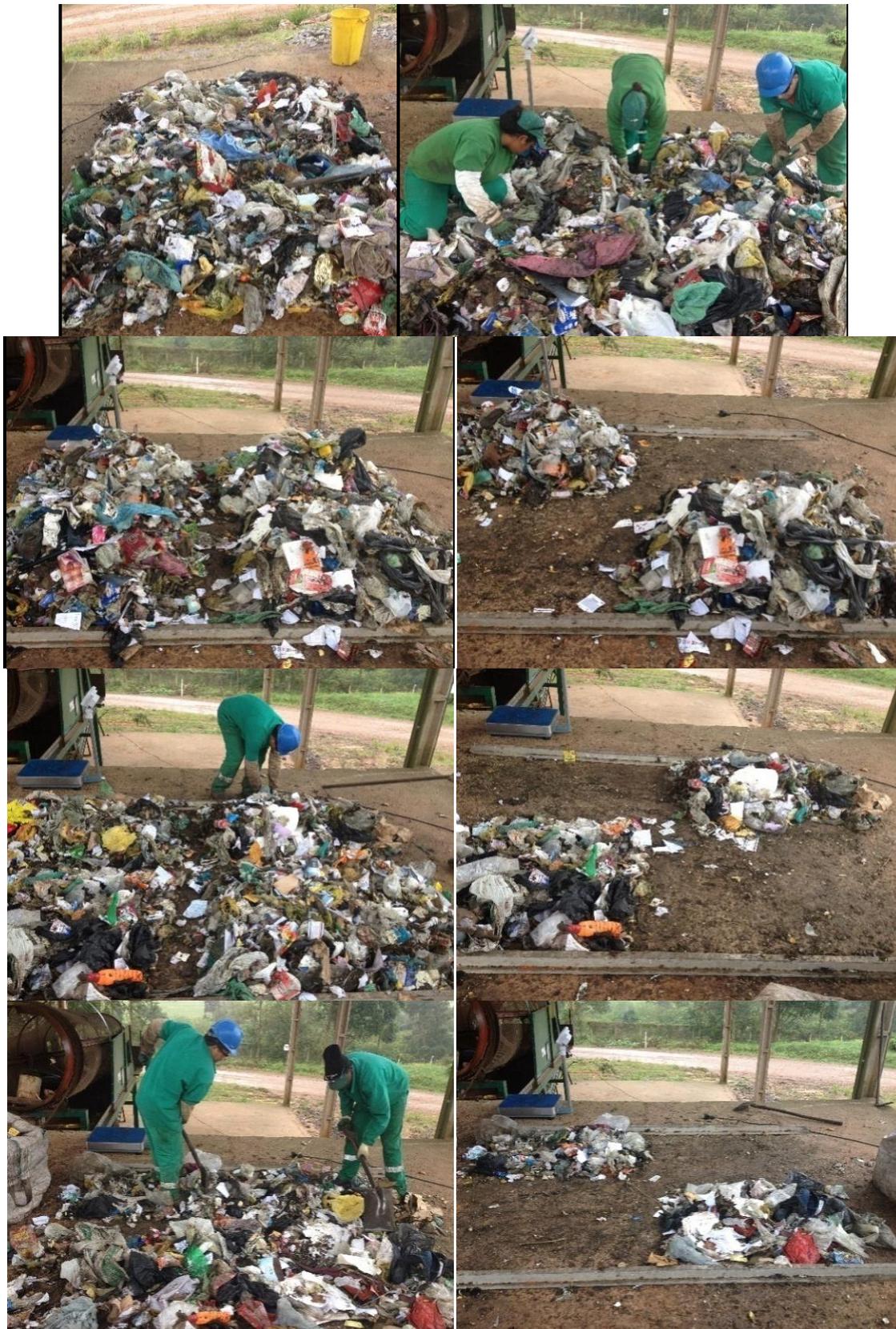
Grupo 9: couro, borracha e madeira;

Grupo 10: Embalagem acartonada;

Grupo 11: têxtil; e

Grupo 12: resíduo sanitário.

Figura 3.28 – Processo de quarteamento para determinação da composição da amostra



Fonte: A autora (2016).

3.4.5 Tamanho e distribuição dos componentes dos resíduos

Com a finalidade de caracterizar os componentes dos RSU foi realizada a pesagem dos resíduos secos (sob temperatura de 70°C) através de uma série de peneiras (64mm, 2", 1 ½", 1", 5/8", 3/8", 4,8mm, 2,0mm e 0,59mm) e a medida direta dos componentes com dimensões maiores que 2". A figura 3.29 ilustra o processo de peneiramento dos resíduos e a figura 3.30 os resíduos após o peneiramento.

Figura 3.29 – Processo de peneiramento para determinação do tamanho e distribuição dos componentes dos resíduos



Fonte: A autora (2016).

Figura 3.30 – Resíduos sólidos urbanos após o processo de peneiramento (à esquerda); medida direta dos resíduos maiores que 64mm (ao centro); e pesagem dos resíduos com medidas maiores que 64mm (à direita)



Fonte: A autora (2016).

Assim, obteve-se a porcentagem das partículas passantes em cada peneira, o que possibilitou o traçado da curva representativa dos diâmetros dos componentes. Os materiais excessivamente grandes como algumas pedras, pedaços de madeiras e metais foram inicialmente excluídos no processo de quarteamento.

3.4.6 Sólidos totais voláteis

Para o ensaio do teor de sólidos voláteis foi utilizado o método segundo WHO (1979), que consiste em acondicionar uma quantidade representativa de amostra na estufa a uma temperatura de 70°C. Para compor as amostras de 100g (peso inicial – P_i) com a mesma composição gravimétrica dos RSU coletados, foi necessário picotar o material representante de cada grupo e realizar a pesagem individual (Figura 3.31).

Figura 3.31 – Preparação da amostra para ser levada ao forno para queima



Fonte: A autora (2006).

Posteriormente, o material da amostra foi pesado e levado a um forno de ignição a uma temperatura de 550°C para queima da amostra (Figura 3.32). Após, a amostra foi resfriada em uma estufa e pesada numa balança (peso final – P_f). O teor de sólidos voláteis foi realizado 3 vezes para cada coleta, totalizado 36 análises. O teor de sólidos voláteis é dado pela equação 3.3:

Figura 3.32 – Material antes da queima (à esquerda); forno de ignição (ao centro); material após a queima (à direita)



Fonte: A autora (2016).

$$\%S.V = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100 \quad (3.3)$$

Onde: %S.V.: porcentagem sólidos voláteis (%); P_i : peso inicial (g); P_f : peso final (g).

3.5 CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

A caracterização físico-química do lixiviado na fase D2/4, foi realizada tendo por base campanhas mensais, que envolveram a determinação de 25 diferentes parâmetros, com amostragem iniciada no dia 17/05/2016 e término no dia 20/06/2018. Foram realizadas também campanhas semestrais, pelo mesmo período, com início em setembro de 2016. As análises foram realizados pela empresa Química Pura e os ensaios e métodos de análise respeitaram os procedimentos preconizados pela Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, 22^aed. Washington, 2012; Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, 23^aed. Washington, 2017; e NBR 9898 – preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. A primeira amostra foi coletada no piezômetro e as demais na caixa de inspeção.

As análises mensais incluíram as seguintes determinações: temperatura, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH, OD, DBO_5 , DQO, sólidos suspensos totais, sólidos sedimentáveis, coliformes termotolerantes, coliformes totais, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fósforo total, ferro, magnésio, sódio, potássio, cloretos, sulfatos, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio, turbidez e níquel.

Semestralmente foram analisados os seguintes parâmetros: óleos e graxas, nitratos, nitritos, sulfetos, fosfato total, alumínio, arsênio, boro, bário, manganês e zinco.

Optou-se por este conjunto de parâmetros e frequência para atender ao solicitado na Licença de Operação (L.O. n° 5368/2015-DL) do empreendimento.

3.6 ANÁLISE DOS DADOS

O objetivo de realizar as análises físico-químicas dos RSU foi o de subsidiar a avaliação da degradação dos resíduos sólidos no interior da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS.

Durante a fase de execução, foi possível realizar a caracterização dos RSU frescos (8 amostras) e o monitoramento da temperatura dos RSU em pontos (2,5m e 7,5m do fundo da fase D2/4). Após o encerramento da operação e conclusão da obra, foi possível realizar os ensaios de lixiviado, altura de lixiviado no interior do maciço de resíduos, monitoramento da temperatura (nos 2 pontos iniciais e mais 7 pontos, conforme descrito anteriormente), leitura da produção de biogás e caracterização dos RSU após aterramento (6 meses, 12 meses, 18 meses e 24 meses).

Com os dados disponíveis, foi possível realizar uma avaliação da fase de degradação do lixiviado, assim como da degradação e geração do biogás, na fase D2/4.

A busca e a comparação com os dados da literatura foram necessárias para determinação de quais modelos existentes seriam selecionados para comparação e análise do comportamento da fase D2/4 do aterro sanitário em estudo, uma vez que são referenciadas na literatura diversas propostas para avaliação da compressibilidade dos RSU, conforme descrito no item 2.5.

Sendo assim, a análise do comportamento da fase D2/4 foi realizada considerando os dados de campo observados no período de operação (aproximadamente 9 meses) e no período pós fechamento (aproximadamente 24 meses).

A previsão de recalques consistiu na aplicação dos métodos de previsão de recalques selecionados para estimar os recalques do aterro sanitário. No presente estudo foram considerados 13 modelos existentes para comparação e análise do comportamento da fase D2/4 da Central de Tratamento de Resíduos da Caturrita. Os modelos considerados foram:

- Modelos empíricos:
 - Modelo Hiperbólico (LING et al.);
 - Modelo Logarítmico (LING et al.);

- Modelo Potência (LING et al.);
- Modelo Exponencial de Creep - Potência (EDIL, 1990); e
- Modelo Gandolla (1992).
- Modelos Compósitos:
 - Modelo Gibson e Lo (1961);
 - Modelo Bjarngard e Edgers (1990);
 - Modelo Chen et al. (2010);
 - Modelo Park e Lee (2002);
 - Modelo Meruelo (1990);
 - Modelo de Marques (2001);
 - Modelo Gourc et al. (2010); e
 - Modelo Chakma e Mathur (2013).

Para avaliação dos modelos e previsão de recalques, foi formado um conjunto de planilhas de calibração dos modelos, desenvolvimento em ambiente *Excel (Microsoft)*, foi utilizado o método dos mínimos quadrados que objetiva o ajuste de curvas entre o recalque estimado pelo modelo e o recalque medido. Para o modelos propostos por Ling et al., a determinação dos parâmetros foi realizada por meio de regressão linear. Para os demais modelos, utilizou-se a ferramenta *Solver*, que estima automaticamente os parâmetros requeridos para cada modelo, buscando a melhor aproximação entre as curvas teóricas e experimentais. No *Solver*, a célula de destino foi definida com o valor da soma dos mínimos quadrados, sendo considerada a mínima possível e nas células variáveis foram definidas pelos parâmetros das equações dos modelos de previsão que se deseja encontrar.

Os valores dos parâmetros incluídos nos modelos para avaliação de recalques foram diferenciados em quatro categorias: (1) medidos; (2) fixos; (3) computados; e (4) otimizados. Os valores medidos foram baseados nas propriedades dos resíduos e nas características dos experimentos. Os valores fixos foram identificados como parâmetros que poderiam ser restringidos com base em experiências ou corrigidos para simplificar a aplicação do modelo. Os valores computados foram calculados com base em parâmetros medidos e fixos. Os parâmetros cujos valores foram otimizados, foram determinados via otimização de mínimos quadrados na implementação do modelo.

O desempenho do modelo de previsão de recalque foi analisado por meio de avaliação da praticidade da aplicação do modelo e extrapolação para representar o recalque futuro. O desempenho estatístico foi avaliado calculando o coeficiente de determinação (R^2). A

praticidade da avaliação incluiu uma comparação de R^2 versus o número de parâmetros totais e otimizados. A avaliação de extrapolação baseou-se na observação do recalque antecipado para além do faixa de recalque medido. A extrapolação de previsões de recalques para longo prazo é relevante para a progressão da estabilização de RSU, duração do pós-fechamento e recalque durante a recuperação do local.

O coeficiente de determinação foi calculado como, equação 3.4:

$$R^2 = 1 - \frac{SSR}{SST} \quad (3.4)$$

Onde: SSR: soma de resíduos quadrado; SST: soma total de quadrados (BERTHOUEX e BROWN, 2002 apud BAREITHER e KWAK, 2015). A soma total de quadrados foi calculada usando a equação 3.5:

$$SST = \sum_{j=1}^N (S_j - \bar{S}_j)^2 \quad (3.5)$$

Onde: N: número de observações no conjunto de dados; S_j : recalque medido; \bar{S}_j : média aritmética de todos os S_j . A soma de resíduos quadrados foi calculada pela equação 3.6:

$$SSR = \sum_{j=1}^N (S_j - \hat{S}_j)^2 \quad (3.6)$$

Onde: \hat{S}_j : recalque modelado, que corresponde a medição S_j .

A comparação das previsões com os recalques reais medidos serve para avaliar o comportamento e a sensibilidade do modelo, ou seja, a calibração do modelo através de dados reais de recalque. A conclusão final é realizada pelo cálculo do desvio relativo entre os valores calculados e observados, verificando a aderência do modelo e comparando os modelos entre si.

4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Neste capítulo serão apresentados os dados do acompanhamento da execução da fase D2/4 e monitoramento após fechamento. A disposição final dos RSU teve início em setembro de 2015 e término em junho de 2016, aproximadamente 270 dias de operação. Os resultados do monitoramento da fase D2/4 são apresentados e discutidos neste capítulo.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA DE BASE E DA CAMADA DE COBERTURA

O estudo da caracterização do solo de base da fase D2/4 foi realizado com base em 04 amostras obtidas do aterro sanitário de Santa Maria/RS. Conforme item 3.3, material e métodos, deste trabalho, foram realizados ensaios de caracterização, compactação e permeabilidade, para análise e identificação do solo utilizado nas camadas de base da fase D2/4. A tabela 4.1 apresenta os resultados dos ensaios realizados na camada de base, conforme normas específicas da ABNT, apresentadas na tabela 3.3.

Tabela 4.1 – Resumo dos ensaios de caracterização de solo da camada de base e da camada de cobertura.

Amostra	Granulometria						Massa específica real (g/cm ³)	Consistência			Compactação		Permeabilidade k20 (cm/s)
	Argila (%)	Silte	Areia (%)					LL (%)	LP (%)	IP (%)	Peso específico ap. seco (kN/m ³)	Umidade ótima (%)	
Fina			Média	Grossa	Pedregulho (%)								
AM01	19	44	28	6	3	0	2,726	34	20	14	16,50	18,6	3,30E-07
AM02	7	43	49	1	0	0	2,753	45	25	20	14,90	24,8	1,92E-07
AM03	39	45	15	1	0	0	2,779	61	31	30	13,65	31,6	2,31E-07
AM04	14	39	46	1	0	0	2,822	61	34	27	13,32	34,1	1,74E-07
Média	20	43	35	2	1	0	2,770	50	28	23	14,59	27,3	2,32E-07

As amostras de solos apresentaram uma cor predominantemente avermelhada com manchas cinza e/ou branca. A amostra AM01 apresentou a massa específica mais elevada e o menor teor de umidade ótima. Na amostra AM02 o valor de massa específica aparente seca e a umidade ótima foram superiores em relação a amostra AM01. Os resultados dos ensaios de compactação das amostras AM03 e AM04 são típicos de solos silto-argilosos, ou seja, baixo valor de massa específica aparente seca e elevado teor de umidade. Em relação aos resultados de ensaios de permeabilidade, nos solos compactados na umidade ótima e densidade máxima,

caracterizam-se solos de média a baixa permeabilidade. A amostra AM01 foi a que apresentou valor superior de permeabilidade.

Em ensaios realizados na camada de cobertura os valores médios encontrados de peso específico natural foi da ordem de 18kN/m^3 e o coeficiente de permeabilidade foi em torno de 10^{-6}cm/s .

4.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU

Neste item são apresentados os resultados da caracterização inicial dos resíduos frescos, realizadas a partir de amostras coletadas após a compactação dos níveis da fase D2/4 e de amostras realizadas após o fechamento da fase D2/4. Os procedimentos de coleta e da preparação de amostras bem como os principais itens analisados, cujos resultados serão aqui discutidos, estão na figura 3.22.

4.2.1 Propriedades físicas

4.2.1.1 Composição dos RSU

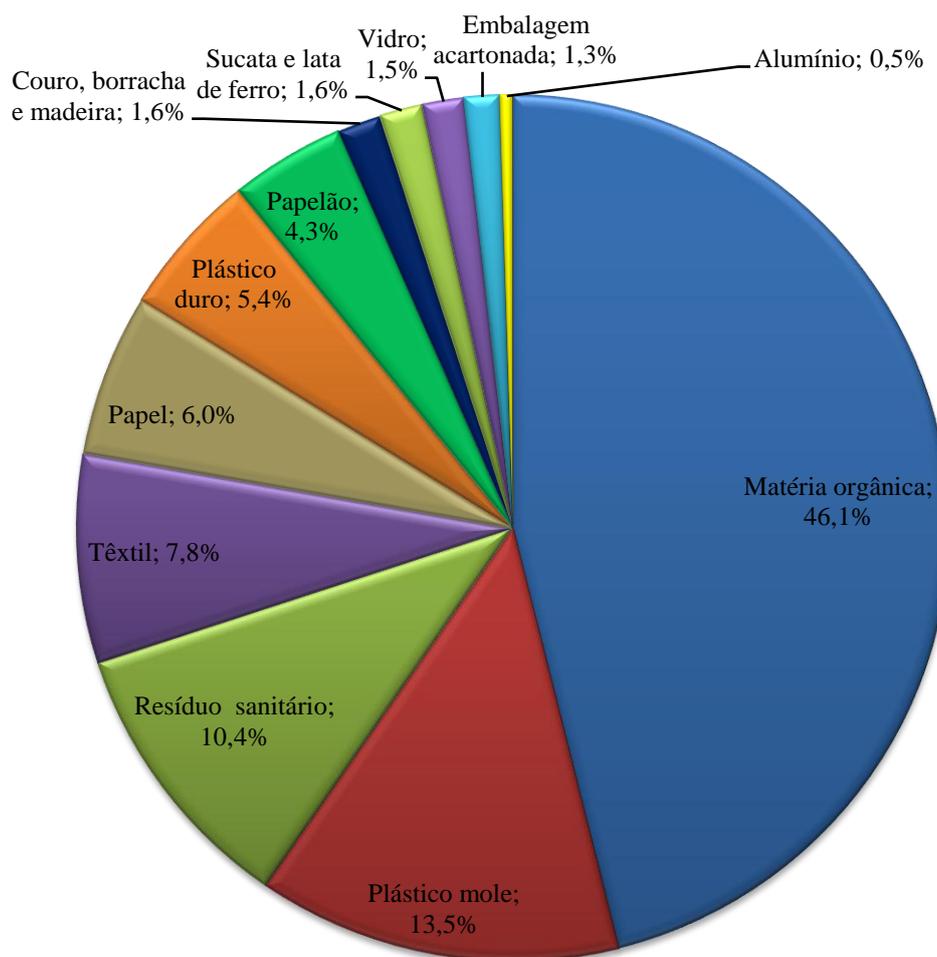
A CTRC recebe resíduos de aproximadamente 52 municípios da região central do estado do Rio Grande do Sul. Ao todo foram dispostos 97.324t de RSU na fase D2/4, sendo que o município de Santa Maria é o maior cliente, com a disposição de aproximadamente 5.600t de RSU/mês, o que representa 52% do total recebido/mês.

A segregação e a pesagem dos diversos componentes dos RSU para determinação da composição gravimétrica, realizadas a partir de amostras da massa de resíduos dispostos na fase D2/4 resultaram no gráfico apresentado na figura 4.1.

A composição dos resíduos dispostos no aterro apresentou teor médio de matéria orgânica e teor médio de plásticos iguais a, respectivamente, 46,1% e 18,9%, valores próximos aos encontrados por Mariano et al. (2007) que realizaram estudo da composição dos resíduos da cidade de Recife, com valores médios de 46,3%, (M.O.) e 19,4% (plástico). Os valores médios encontrados de matéria orgânica ficaram próximos aos apresentados por Junqueira (2000) e Universidade Federal de Alagoas (2004), com valores iguais a 50%, para as cidades de Brasília e Maceió. Fleck e Reichert (2016) encontraram valor médio de matéria orgânica igual 61,4% para a cidade Porto Alegre/RS e 10,0% de plástico.

A comparação entre análises gravimétricas de RSU, obtidas em relação ao peso úmido, deve ser feita com cautela, quando não há referência ao teor de umidade da amostra. Isso porque o valor do teor de umidade, no momento da caracterização, pode alterar significativamente, o resultado (ALCÂNTARA, 2007).

Figura 4.1 – Composição média dos RSU dispostos na fase D2/4 em relação ao peso úmido



A tabela 4.2 apresenta os resultados individualizados dos 8 ensaios realizados nos RSU frescos, assim como análise estatística, em termos de valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação.

A composição dos RSU dispostos na CTRC apresentou elevada variação, confirmando a grande heterogeneidade destes materiais. Coeficientes de variação para os componentes,

definidos como a razão entre o desvio padrão e o valor médio de uma amostra, situam-se entre 18,7% para materiais do grupo resíduo sanitário e 108,5% para materiais do grupo vidro.

Os materiais pertencentes aos grupos vidro, couro, borracha e madeira e sucata e lata de ferro são os que apresentam maior variabilidade de participação ao longo dos ensaios estudados. Os materiais classificados no grupo referente a matéria orgânica constituem o componente principal dos resíduos utilizados no experimento.

Tabela 4.2 – Ensaios de composição gravimétrica

Ensaio	Grupos de materiais (% em peso)											
	Matéria orgânica	Plástico mole	Resíduos sanitários	Têxtil	Papel	Plástico duro	Papelão	Couro, borracha e madeira	Sucata e lata de ferro	Vidro	Embalagem acartonada	Alumínio
Nível 2 (1)	40,4	11,3	11,0	8,5	6,1	8,6	6,2	2,4	1,9	1,3	1,9	0,4
Nível 2 (2)	47,8	10,2	11,6	8,6	3,7	4,6	5,4	2,8	1,2	2,0	2,0	0,2
Nível 3 (1)	51,1	10,3	8,1	3,3	7,8	4,4	5,2	0,6	2,6	5,4	1,0	0,3
Nível 3 (2)	31,2	13,9	10,0	11,9	11,2	8,0	3,6	3,2	4,0	0,9	1,5	0,6
Nível 4 (1)	58,2	16,5	8,2	1,6	3,1	4,6	2,9	0,0	1,5	1,1	1,4	0,8
Nível 4 (2)	36,7	18,2	14,1	12,6	4,9	4,4	5,9	0,0	1,0	0,0	1,0	1,0
Nível 5 (1)	64,5	12,3	9,4	3,0	2,3	4,1	2,0	0,2	0,2	0,6	1,3	0,1
Nível 5 (2)	38,9	15,1	10,8	12,7	9,2	4,5	3,1	3,6	0,3	1,0	0,5	0,2
Médio	46,1	13,5	10,4	7,8	6,0	5,4	4,3	1,6	1,6	1,5	1,3	0,5
Desvio padrão	11,4	3,0	1,9	4,6	3,1	1,8	1,6	1,5	1,3	1,7	0,5	0,3
Coefficiente de Variação	24,7	22,1	18,7	58,6	51,9	33,7	36,6	96,2	79,1	108,5	37,1	69,3

Com base no trabalho apresentado por Durmusoglu (2005), a tabela 4.3 apresenta o resumo da classificação de resíduos, de acordo com a biodegradabilidade, indicando a distribuição dos percentuais de cada classe na CTRC.

Tabela 4.3 – Classificação dos resíduos segundo a biodegradabilidade, em peso úmido

Classe	Percentual	Classe	Percentual
Facilmente degradáveis	46,1	Difícilmente degradáveis	26,3
Moderadamente degradáveis	23,3	Não degradáveis	4,2

4.2.1.2 Peso específico dos RSU

A tabela 4.4 apresenta o peso específico total (γ) *in situ* e o peso específico aparente solto (γ_{ap}) obtidos nos ensaios realizados após as operações de compactação dos níveis da fase D2/4 e no nível 5 nos períodos de 6 meses, 12 meses, 18 meses e 24 meses após a conclusão da disposição dos RSU.

Tabela 4.4 – Peso específico *in situ* (kN/m³) e peso específico aparente solto dos RSU determinados ao longo da execução do aterro e após a reabertura, em peso úmido

Ensaio	Peso específico (kN/m ³)	Peso específico aparente solto (kN/m ³)
Nível 2 (1)	9,26	1,84
Nível 2 (2)	6,01	1,51
Nível 3 (1)	12,14	2,53
Nível 3 (2)	14,02	2,09
Nível 4 (1)	10,43	2,31
Nível 4 (2)	10,06	2,02
Nível 5 (1)	9,06	1,94
Nível 5 (2)	9,24	1,80
Médio	10,03	2,00
Desvio padrão	2,36	0,32
Coeficiente de variação	23,4%	15,7%
Nível 5 (6 meses)	13,18	2,24
Nível 5 (12 meses)	11,35	2,26
Nível 5 (18 meses)	9,15	2,63
Nível 5 (24 meses)	14,34	2,66

O peso específico dos RSU após a compactação apresenta um valor médio de 10,03kN/m³, com desvio padrão igual a 2,36kN/m³ e coeficiente de variação de 23,5%. O valor de peso específico médio na fase D2/4 encontra-se na faixa apresentada por Carvalho (2002) para aterro sanitário com teor de umidade entre 16,9% e 53,9%, e Mahler e Carvalho (2004) e Catapreta et al. (2005). Com exceção do valor encontrado na segunda amostra realizada no nível 2, com valor igual a 6,01kN/m³, todos os outros valores de peso específico ficaram acima de 9,0kN/m³, o que indica uma boa compactação. Fasset et al. (1994 apud DIXON e JONES, 2005) estabelecem que uma boa compactação para resíduos frescos está entre 8,8 e 10,5kN/m³, sendo que a média é de 9,6kN/m³. Oweis (1993) registra um intervalo entre 8,6 e 9,4kN/m³ de peso específico para resíduos com compactação boa a excelente.

Os RSU (dispostos no nível 5) após aterramento e com reabertura para coleta de amostra nos intervalos de 6, 12, 18 e 24 meses apresentaram valor médio de peso específico

igual 12kN/m^3 , com desvio padrão de $2,27\text{kN/m}^3$ e coeficiente de variação 18,88%. Azevedo et al. (2003), confirmam o aumento do peso específico dos RSU com a idade, sendo que os valores aumentam aproximadamente 25% em 45 meses e 100% em 60 meses. Nascimento (2007) apresentou valores de peso específico para resíduos novos na faixa entre $17,2$ e $17,3\text{kN/m}^3$, os resíduos após 4 anos de aterramento obtiveram valor igual a 20kN/m^3 . Oweis (1993), a compactação dos RSU após recalque e compactação apresenta peso específico entre $9,9$ e $11,0\text{kN/m}^3$.

O peso específico aparente solto médio dos resíduos apresenta valor de $2,0\text{kN/m}^3$, com desvio padrão igual $0,32\text{kN/m}^3$ e coeficiente de variação igual a 15,7%, valor este inferior ao apresentado por Marques (2001), de $4,89\text{kN/m}^3$.

4.2.1.3 Teor de umidade

Os valores apresentados foram determinados a partir de amostras coletadas durante os ensaios de densidade *in situ*. Para cada um dos 12 grupos de materiais, foram determinados os pesos e o teor de umidade (base seca e base úmida). A tabela 4.5 apresenta os teores de umidade (base seca) para os diferentes níveis (2º nível, 3º nível, 4º nível e 5º nível) de operação da fase D2/4.

A análise dos resultados permite observar valores baixos, com valor médio de 7% para sucata de ferro e lata e 1,2% para vidro, e valores altos, com valor médio 62,6% para matéria orgânica e 60,1% para papelão. Estes resultados mostram bastante dispersão, porém estudos realizados em outros aterros do Brasil (CARVALHO, 1999; ABREU, 2015), também obtiveram valores dispersos para esta propriedade.

O resultado do teor de umidade médio (base seca), 48,5%, está dentro da normalidade para as condições brasileiras, Bidone e Povinelli (1999) e Monteiro et al. (2001) apresentam valores situados na faixa entre 40 e 60%. Nos EUA, em virtude da composição dos resíduos que normalmente apresenta menor quantidade de matéria orgânica, este parâmetro varia entre 15 e 40% (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

O teor de umidade de cada componente do resíduo (8 amostras, 2 em cada nível do aterro), determinado por meio da diferença de peso entre a fração úmida segregada e a fração seca em estufa a 70°C , está apresentada na tabela 4.6. É possível observar diferenças marcantes no teor médio de umidade entre os diversos constituintes. Diferenças entre os valores para o teor de umidade entre base seca e base úmida foram registradas por Carvalho (1999).

Tabela 4.5 – Teor de umidade médio dos RSU determinados ao longo do experimento (base seca)

Ensaio	Teor de umidade (% base seca)												Teor de umidade médio
	Matéria orgânica	Papelão	Resíduo sanitário	Têxtil	Papel	Embalagem acartonada	Plástico mole	Alumínio	Couro, borracha e madeira	Plástico duro	Sucata e lata de ferro	Vidro	
Nível 2 (1)	52,1	23,5	26,1	3,5	15,0	26,2	19,7	41,6	8,6	7,9	2,4	0,1	27,5
Nível 2 (2)	86,9	47,3	37,7	94,6	11,9	43,3	72,4	28,7	68,7	13,7	7,6	1,5	62,3
Nível 3 (1)	11,1	39,4	30,0	59,6	42,8	44,5	32,4	30,2	34,0	8,7	7,0	0,4	18,5
Nível 3 (2)	106,9	63,2	87,8	35,3	69,0	35,4	39,1	6,7	17,8	30,5	5,4	2,9	58,2
Nível 4 (1)	49,1	47,9	57,1	42,4	56,5	44,4	45,8	40,8	-	18,6	8,7	0,6	45,8
Nível 4 (2)	56,8	103,4	68,4	67,6	80,0	54,2	65,4	34,8	-	32,3	10,0	-	62,2
Nível 5 (1)	67,3	61,9	65,2	58,9	75,3	49,4	32,6	83,1	29,2	12,1	2,5	0,3	57,5
Nível 5 (2)	70,8	94,0	82,0	76,7	28,7	65,9	34,9	52,5	12,6	39,0	12,4	2,8	56,2
Médio	62,6	60,1	56,8	54,8	47,4	45,4	42,8	39,8	28,5	20,3	7,0	1,2	48,5
Desvio Padrão	28,3	27,1	23,4	27,9	26,9	11,9	17,8	22,0	22,0	11,9	3,5	1,2	16,7
Coefficiente de Variação	45,2	45,0	41,2	50,8	56,8	26,2	41,6	55,2	77,0	58,8	49,9	96,3	34,5

Tabela 4.6 – Umidade dos componentes dos RSU

Componentes	Umidade (%)	
	Base seca	Base úmida
Matéria orgânica	62,6	36,7
Papelão	60,1	36,0
Resíduo sanitário	56,8	34,9
Têxtil	54,8	33,3
Papel	47,4	30,0
Embalagem acartonada	45,4	30,8
Plástico mole	42,8	29,0
Alumínio	39,8	27,0
Couro, borracha e madeira	28,5	20,5
Plástico duro	20,3	16,2
Sucata e lata de ferro	7,0	6,5
Vidro	1,2	1,2

Após a conclusão da fase em estudo, foram coletadas amostras no último nível, após 6 meses de disposição, coletas que foram repetidas após 12, 18 e 24 meses. Na tabela 4.7 é possível observar a grande variedade no teor de umidade dos resíduos, a exemplo das tabelas 4.5 e 4.6. A análise dos resultados permite observar frequência maior de valores superiores a 100%, o que só havia ocorrido uma vez no caso dos resíduos frescos.

Os resíduos coletados após 6 meses (172 dias) de disposição apresentaram valor de teor de umidade inferior ao teor médio do nível 5, o que se repetiu na coleta realizada 18 meses (553 dias) após o término da disposição. Enquanto que os resultados para os resíduos coletados após 12 meses (392 dias) e 18 meses (728 dias) foram bastante superiores, respectivamente 61,7% e 81,7%. Fato este que pode ser explicado pela composição do material e época do ano, uma vez que as coletas referentes a 6 meses foram realizadas em nov/16 e as coletas referentes a 18 meses foram realizadas em nov/17. As coletas de 12 e 24 meses foram realizadas em época de chuvas e de menores temperaturas, respectivamente jun/17 e mai/18.

Tabela 4.7 – Teor médio de umidade dos RSU dispostos no nível 5 da fase D2/4 e após reabertura (6 meses, 12 meses, 18 meses e 24 meses)

Ensaio	Teor de umidade (% base seca)												
	Matéria orgânica	Papelão	Resíduo sanitário	Têxtil	Papel	Embalagem acartonada	Plástico mole	Alumínio	Couro, borracha e madeira	Plástico duro	Sucata e lata de ferro	Vidro	Teor de umidade médio
Nível 5 (valor médio)	77,9	52,0	67,8	73,6	69,0	57,6	20,9	67,8	33,7	25,5	7,5	1,6	56,8
Nível 5 (6 meses)	82,7	98,9	69,8	64,2	39,7	41,0	57,1	62,0	25,7	8,7	13,9	0,7	45,3
Nível 5 (12 meses)	120,0	146,7	118,2	87,5	57,1	44,4	44,0	25,0	50,0	10,0	0,0	0,0	61,7
Nível 5 (18 meses)	77,0	104,6	67,9	13,4	46,2	30,1	31,4	7,0	36,0	26,8	12,0	4,4	37,7
Nível 5 (24 meses)	149,4	-	125,4	168,0	113,3	114,8	125,5	52,0	64,7	4,1	18,3	1,5	81,5

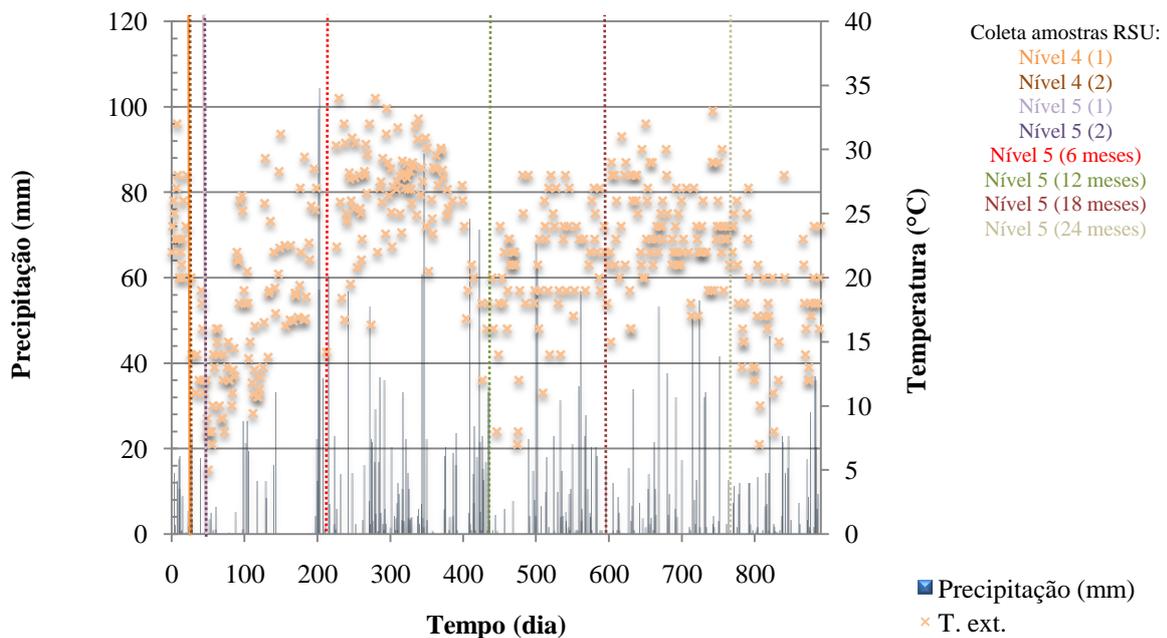
Na figura 4.3 é possível observar os períodos em que as coletas de RSU frescos (nível 4 (1), nível 4 (2), nível 5 (1) e nível 5 (2)) e de RSU após disposição no nível 5 (6 meses, 12 meses, 18 meses e 24 meses) foram realizadas. A figura mostra a precipitação volumétrica (mm) e a temperatura externa (°C) no período de monitoramento.

Para os dias referentes às coletas realizadas no nível 5 de 6, 12, 18 e 24 meses, após disposição dos RSU, não foi registrado precipitação pluviométrica.

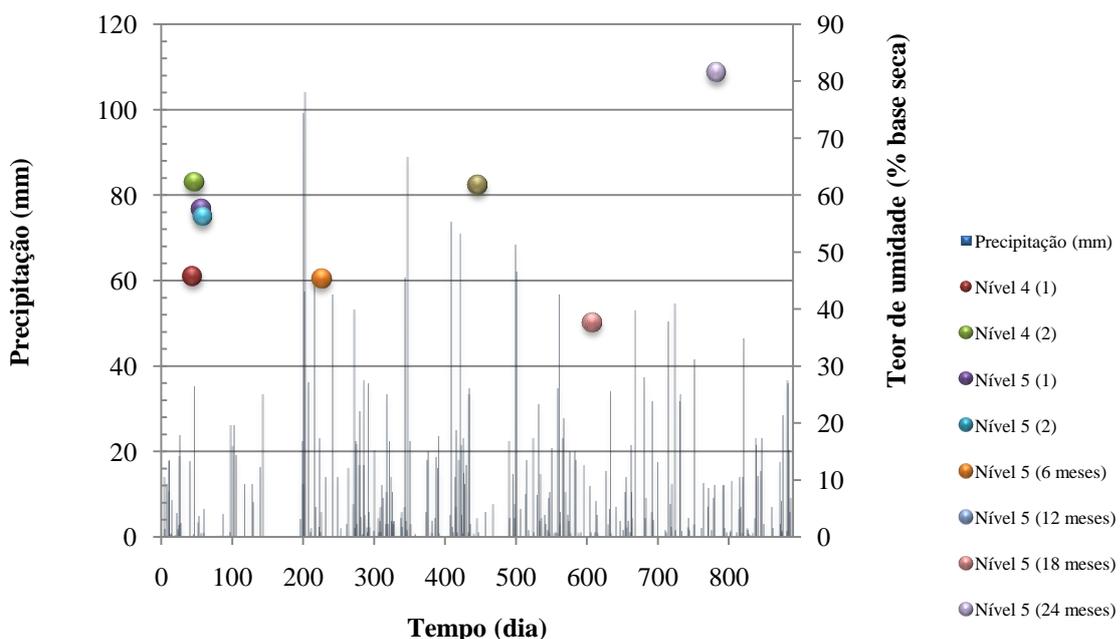
A coleta referente a amostra de 6 meses após disposição dos RSU foi realizada após 3 dias sem registro de chuva e temperatura externa de 28°C. A coleta referente à de 12 meses após disposição, foi realizada, com um acumulado de 4,2mm nos três dias anteriores e temperatura de 8°C. Na coleta referente a 18 meses, temperatura de 28°C e houve acumulado

de 2,3mm nos três dias anteriores à coleta. No dia da coleta de 24 meses, temperatura de 13°C, com acumulado de 20,6mm de chuva. Com base nos resultados obtidos, não é possível verificar influência da precipitação (mm) no teor de umidade dos RSU, tanto frescos, quanto após deposição no aterro sanitário.

Figura 4.3 – Precipitação pluviométrica (mm) no período de monitoramento: 30/03/2016 – 06/09/2018 e; a) temperatura externa (°C); b) teor de umidade (% base seca)



(a)



(b)

4.2.1.4 Temperatura

A temperatura é dentre os fatores abióticos, que interferem na atividade microbiana durante a decomposição da fração orgânica de RSU em aterros, um dos mais relevantes, pois afeta diretamente o metabolismo dos microrganismos. De um modo geral, temperaturas mais elevadas proporcionam uma maior atividade e aceleram o processo de biodegradação. Porém, nos sistemas de digestão anaeróbia, existem estreitas faixas de valores que são consideradas ótimas para a produção de metano (ALCÂNTARA, 2007).

Os dados referentes as temperaturas dos RSU são apresentados em duas figuras diferentes, devido aos momentos em que os termopares foram instalados. Os termopares T1 e T2 foram instalados ainda durante a operação da fase D2/4 (nos níveis 1 e 2, respectivamente), em 30/03/2016, totalizando 890 dias de monitoramento. Os termopares T3, T4 e T5 foram instalados no dia 14/06/2016 (nos níveis 3, 4 e 5 da fase D2/4); e os termopares T6, T7, T8 e T9 foram instalados no dia 08/11/2016 (no nível 5, com profundidades de 1m, 2m, 3m e 4m do topo da camada de resíduos).

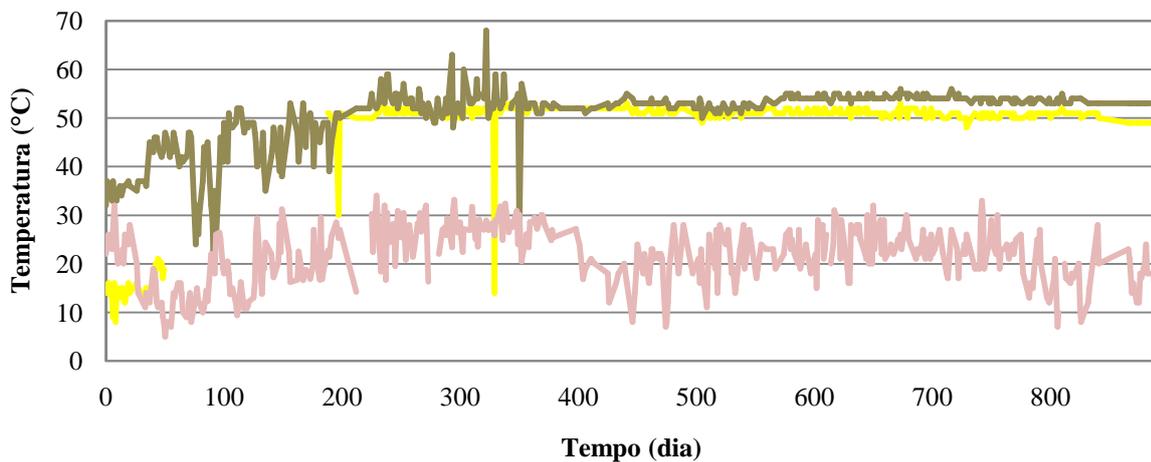
O termopar T2 foi danificado após 50 dias de monitoramento, apresentando problemas de leitura, até ser completamente consertado. Os termopares T5 e T8 apresentaram pequenos problemas durante o monitoramento, não comprometendo os resultados analisados. Os termopares T6 e T7, posicionados a uma altura de 1m e de 2m do topo da camada de RSU, respectivamente, foram danificado após 700 dias e 552 dias de monitoramento, não sendo possível a sua substituição, e a partir de então, não foram realizadas leituras na referida profundidade.

Conforme ilustra a figura 4.4, a temperatura ambiente variou entre 5°C e 34°C no período do monitoramento. Os termopares T1, T2, T3, T4 e T5 (instalados logo após a disposição dos RSU na fase D2/4) registraram temperaturas mínimas iguais a 8°C, 22°C, 30°C, 9°C e 10°C, respectivamente. Enquanto que os termopares T6, T7, T8 e T9 registraram temperaturas mínimas iguais 17°C, 30°C, 22°C e 35°C.

Nos primeiros 50 dias após a instalação, o termopar T1 apresentou temperaturas na faixa de 15°C e os termopares T4 e T5 apresentaram temperaturas na faixa de 17°C e 18°C, respectivamente. Os valores mencionados estão abaixo dos valores geralmente encontrados na literatura. Abreu (2015) registrou temperatura na faixa de 32 a 50°C, para temperaturas ambientes entre 11 e 30°C. Alcântara (2007), no início do monitoramento dos lisímetros registrou temperaturas máximas em torno de 39°C no L1 e de 45°C no L2, sendo que, durante

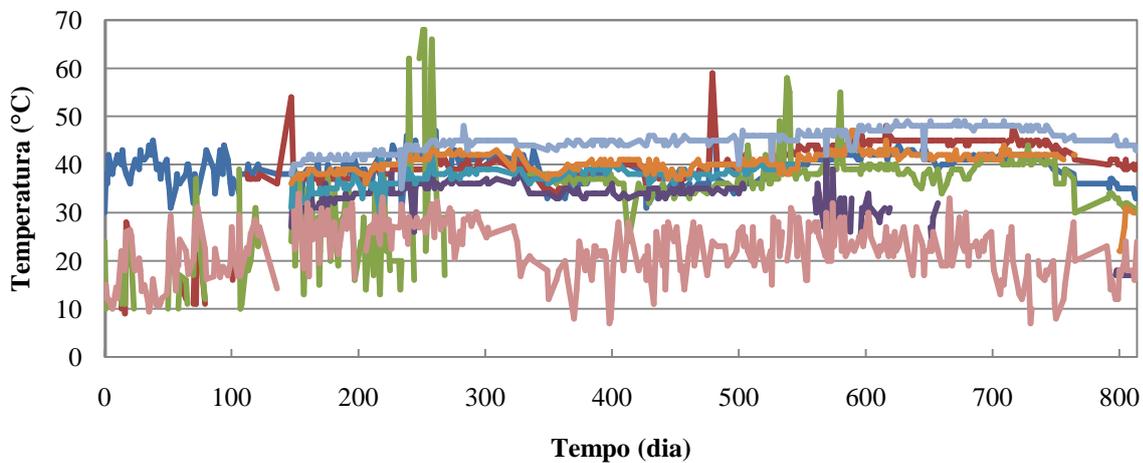
o enchimento dos lisímetros, que durou três dias, foram observadas temperaturas ainda mais elevadas.

Figura 4.4 – Variação da temperatura na massa de resíduos da fase D2/4



— T1 — T2 — T. ext.

(a)



— T3 — T4 — T5 — T6 — T7 — T8 — T9 — T. ext.

(b)

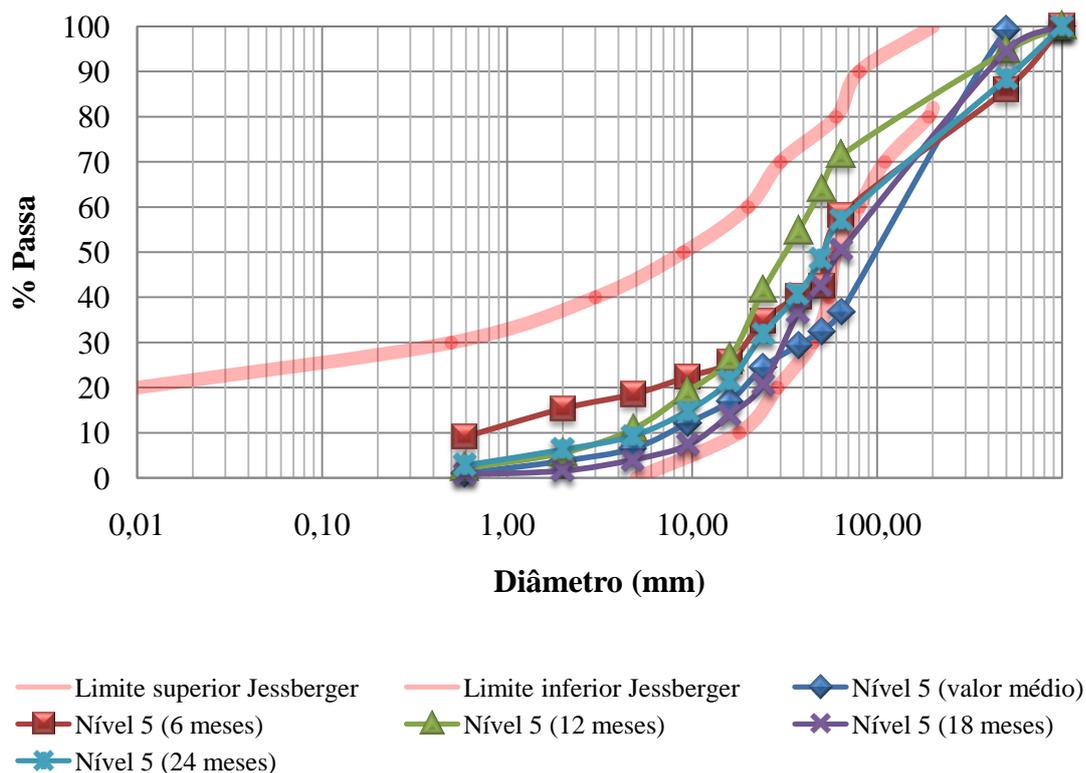
As temperaturas dos termopares T1 e T2 praticamente estabilizaram 350 dias após a disposição dos RSU, na faixa de 48°C (T1) e 53°C (T2). As temperaturas dos outros termopares estabilizaram em: T3, 34°C; T4, 40°C; T5, 31°C e T9, 43°C. O termopar T8 apresentou uma diminuição na temperatura nos últimos dias do monitoramento, 30°C.

Na figura 4.5 observa-se, referente à granulometria, que as amostras se dividem em 3 grupos. Onde: grupo 1 [nível 3(1) e nível 4(1)]; grupo 2 [nível 4 (2) e nível 5 (2)]; e grupo 3 [nível 2 (1), nível 2 (2), nível 3 (2) e nível 5 (1)]. A amostra referente à segunda coleta realizada no nível 4 da fase D2/4 [nível 4 (2)], possui partículas menores, semelhantes às amostras do grupo 1, porém o comportamento dos materiais abaixo de 50mm de diâmetro, apresentam comportamento mais próximo ao da amostra referente à segunda coleta realizada no quinto patamar [nível 5 (2)]. As amostras dos grupos 1 e 2 encontram-se dentro da faixa sugerida por Jessberger (1994).

Abreu (2015) verificou, em 6 amostras, grupos com granulometrias bastante semelhantes entre si, e grupos significativamente diferentes. Nas curvas apresentadas, os valores encontrados estavam acima do limite máximo sugerido por Jessberger (1994).

Na figura 4.6, resultado dos ensaios realizados nos resíduos aterrados, há uma redução nas diferenças granulométricas entre as amostras de resíduos, que passam a apresentar um comportamento mais próximo na sua constituição. Fato este que ocorre, muito provavelmente em função da degradação dos materiais facilmente degradáveis. É possível observar maior proximidade com a faixa sugerida por Jessberger (1994).

Figura 4.6 – Faixa de variação granulométrica dos RSU dispostos no nível 5 após reabertura da fase D2/4



No que se refere a classificação morfológica dos RSU, tabela 2.12, foi possível caracterizar os resíduos frescos e os resíduos aterrados na fase D2/4, conforme observa-se na tabela 4.8. As fibras representam aproximadamente 50% dos materiais com diâmetro maior que 64mm dos materiais RSU (sacolas plásticas, por exemplo), e entre 9,9% e 20,0% do peso, geralmente é um grupo com materiais grandes, porém leves. O percentual médio de objetos planos com diâmetro maior que 64mm aparece em torno de 31,0%, com materiais entre 7,0 e 73,0cm. Os volumes compõem em média 63,4% do peso das amostras.

Tabela 4.8 – Classificação morfológica dos RSU frescos e após aterramento, valores em peso

		Fibras		Objetos planos		Volumes	
		Tamanho (cm)	Peso (g)	Tamanho (cm)	Peso (g)	Tamanho (cm)	Peso (g)
RSU (frescos)	Valor médio	25,4	15,3	17,3	18,1	21,5	82,6
	Desvio padrão	10,5	19,3	6,5	19,8	8,9	95,8
	Coef. de variação	41,3%	126,7%	37,6%	109,6%	41,5%	115,9%
	Valor mínimo	7,0	1,0	7,0	0,9	8,0	1,9
	Valor máximo	66,0	78,8	43,0	121,0	49,0	614,9
Total da amostra		49,2%	20,3%	28,3%	20,2%	22,6%	59,5%
Nível 5 (6 meses)	Valor médio	57,9	7,3	30,8	12,2	25,8	43,8
	Desvio padrão	14,0	3,1	20,5	8,5	18,0	31,7
	Coef. de variação	24,2%	42,1%	66,4%	69,1%	69,8%	72,4%
	Valor mínimo	41,0	3,6	12,0	2,8	11,0	10,0
	Valor máximo	88,0	12,3	72,0	31,9	57,0	98,1
Total da amostra		44,8%	9,9%	32,8%	23,0%	22,4%	67,1%
Nível 5 (12 meses)	Valor médio	37,6	5,7	22,9	15,1	26,0	60,2
	Desvio padrão	19,3	3,9	9,3	11,8	15,2	51,6
	Coef. de variação	51,3%	68,9%	40,5%	78,2%	58,5%	85,6%
	Valor mínimo	14,0	0,4	11,0	1,9	12,0	6,8
	Valor máximo	87,0	15,0	45,0	35,7	60,0	140,7
Total da amostra		57,1%	12,4%	23,2%	21,9%	19,7%	65,7%
Nível 5 (18 meses)	Valor médio	44,5	11,3	32,7	22,1	17,5	105,9
	Desvio padrão	18,4	8,9	14,4	19,6	7,6	75,1
	Coef. de variação	41,4%	78,6%	43,9%	88,7%	43,3%	70,9%
	Valor mínimo	12,0	0,6	18,0	4,7	10,0	28,5
	Valor máximo	75,0	38,1	73,0	68,3	31,0	251,0
Total da amostra		47,8%	11%	40,6%	25%	11,6%	63,9%
Nível 5 (24 meses)	Valor médio	52,6	9,7	30,6	20,9	28,8	67,6
	Desvio padrão	22,1	10,8	18,3	20,2	26,8	74,3
	Coef. de variação	42,1%	110,9%	59,9%	96,7%	92,9%	110,0%
	Valor mínimo	30,0	2,8	11,0	4,5	15,0	8,2
	Valor máximo	99,0	36,6	64,0	60,8	83,0	206,0
Total da amostra		51,4%	12,8%	29,9%	27,6%	18,8%	59,5%

Segundo Dixon e Jones (2005), o conhecimento da forma do componente é importante para entender se o comportamento dos RSU será semelhante ao de solo (tridimensional, por exemplo, granulares) ou não semelhante a solo (bidimensionais, por exemplo, folhas). Isso

permite classificar os componentes em relação ao seu potencial para influenciar o comportamento do maciço de resíduos (por exemplo, resistência ao cisalhamento).

4.2.2 Propriedades físico-químicas

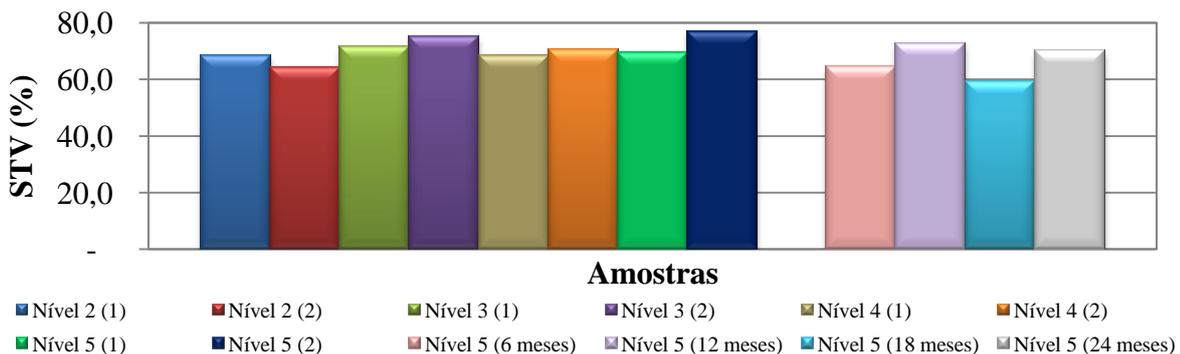
4.2.2.1 Sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV)

O teor de STV, expresso como uma porcentagem dos ST, é utilizado normalmente como uma medida indireta de biodegradabilidade da fração orgânica de RSU. Entretanto, o uso desse parâmetro pode conduzir a erros de interpretação, tendo em vista que alguns materiais orgânicos altamente voláteis, a exemplo de papéis de periódicos e tecidos vegetais, podem apresentar baixa biodegradabilidade (ALCÂNTARA, 2007).

Em cada coleta de RSU foram formadas três amostras de 100g para o ensaio de STV, os resultados referentes aos valores médios de STV obtidos para essas amostras encontram-se na figura 4.7. Os valores encontrados para as amostras coletadas mostraram-se dispersos, certamente em virtude da heterogeneidade dos resíduos, o que dificulta a obtenção de amostra mais representativa.

As 8 primeiras amostras, (nível 2 (1), nível 2 (2), nível 3 (1), nível 3 (2), nível 4 (1), nível 4 (2), nível 5 (1) e nível 5 (2)) são referentes aos RSU frescos, e apresentaram teor médio de STV com variação entre 64,4% (mínimo) e 76,9% (máximo), com valor médio de 70,6%, desvio padrão de 4,0% e coeficiente de variação igual a 5,7%. Ao contrário do descrito por outros autores, não foi possível observar uma redução dos STV nos resíduos aterrados, amostras de 6 meses, 12 meses, 18 meses e 24 meses, com teor médio de STV iguais a 64,6%, 72,9%, 59,3% e 70,0%.

Figura 4.7 – Variação dos teores médios de STV dos resíduos



O valor do teor médio de STV dos resíduos frescos encontrado ficou próximo ao apresentado por Alcântara (2007), na faixa de 70,0% e acima do valor apresentado por Nascimento (2007), 56,8%. Após o aterramento, os autores registraram a redução do teor de STV, Nascimento (2007) – 23,2%; Alcântara (2007) em amostras com 250 dias – 26 e 35%; e Santos (1997) em amostras com menos de 2 anos – 23 e 43%.

4.3 MONITORAMENTO DO BIOGÁS

Durante o estudo foi realizado um acompanhamento dos gases gerados no aterro, como forma de auxiliar na caracterização das fases de degradação dos RSU dispostos. Foram monitoradas as concentrações de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e oxigênio (O_2) e a vazão total do gás (Nm^3/h), cujas metodologias de análise e coleta foram descritas no capítulo 3, sendo aqui apresentados os resultados e discussão dos mesmos.

Destaca-se que a fase D2/4 teve o início de suas operações em setembro/15 e término em maio/16, porém foi possível iniciar o monitoramento somente a partir de 30/11/2016, quando foi concluída a instalação dos drenos de gás no aterro. Dos 12 drenos analisados, 6 drenos são prolongamentos da fase anterior (DG45, DG45A, DG46, DG 47, DG 48 e DG49), ou seja, possuem uma primeira camada com resíduo antigo (aterrado a aproximadamente 4 anos), figura 4.8; e 6 drenos são instalados sobre o fundo da fase D2/4 (DG59, DG60, DG61, DG62, DG63 e DG64), possuem em todo seu perfil resíduo depositado apenas no período analisado, figura 4.9.

Analisando-se a figura 4.8, relacionada aos drenos que possuem em seu perfil RSU referente à fase C (fase anterior à fase D2/4 e que é objeto deste estudo), é possível verificar entre eles uma semelhança no desenho das curvas de geração de biogás. Com o pico da geração de biogás em aproximadamente 64%, após 300 dias do encerramento da fase D2/4, valores próximos aos encontrados por Catapreta (2008). Após esse período, a geração de metano se mantém elevada nos drenos DG45 e DG45A, porém nos outros 4 drenos (DG46, DG47, DG48 e DG49) a geração diminui consideravelmente. Com análise no resultado do comportamento dos 6 drenos, sugere-se que a fase metanogênica do processo de digestão anaeróbia foi atingida, desde o início do monitoramento dos gases, uma vez que se verificam elevadas concentrações de metano e dióxido de carbono. É possível realizar uma relação entre a produção de metano e a temperatura do biogás, uma vez que as temperaturas do biogás são mais elevadas quanto maior a geração de metano. E ocorrendo um decréscimo na geração de metano, nota-se um decréscimo também na temperatura.

Figura 4.8 – Evolução da concentração de CH₄, CO₂ e O₂ e monitoramento da temperatura dos drenos de gás, RSU fase C + RSU fase D2/4

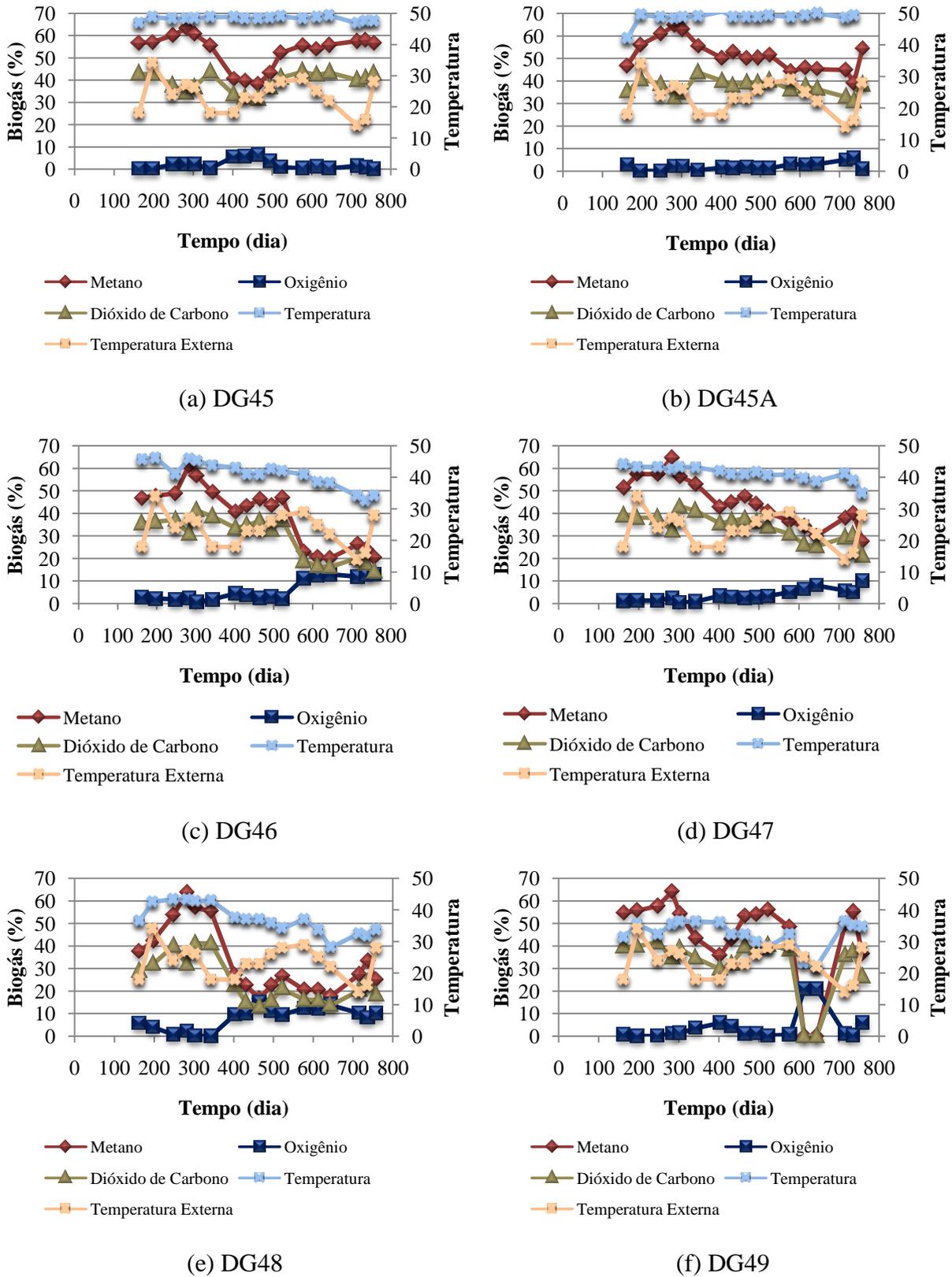
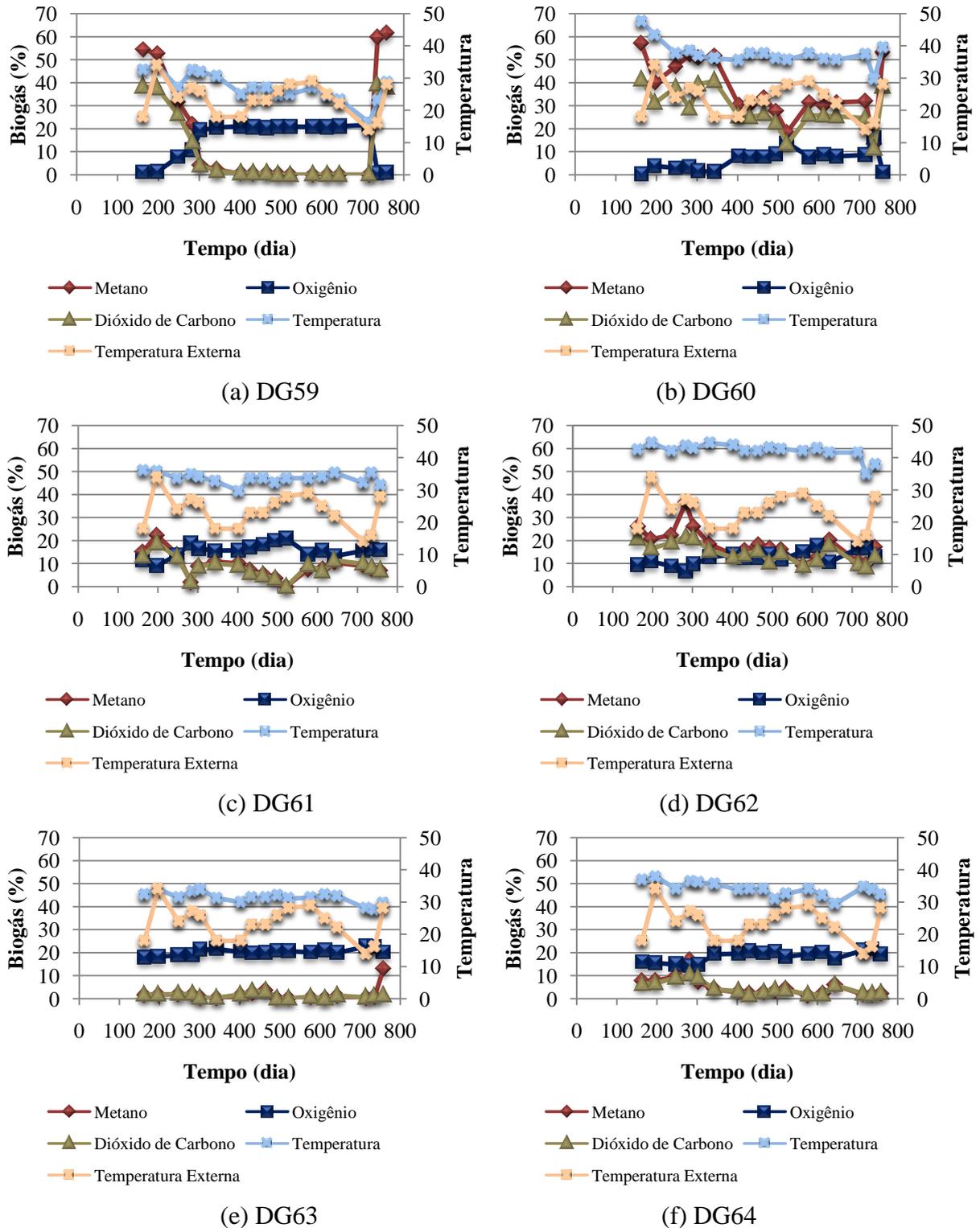


Figura 4.9 – Evolução da concentração de CH_4 , CO_2 e O_2 e monitoramento da temperatura dos drenos de gás, somente RSU fase D2/4



Os gráficos relacionados na figura 4.9 estão instalados, todos, com a sua base na fase D2/4, com altura mínima de resíduos de 3,3m (DG61) e altura máxima de resíduos de 13,9m

(DG62). Nesta figura é possível observar valores muito baixos ou iguais a 0 de metano e dióxido de carbono. Com exceção do dreno DG60, que possui geração na faixa entre 57% e 13% de metano, com valor médio igual a 37%, o que pode ser explicado não só pela altura dos RSU (11,4m), mas também por ser um dreno localizado mais ao centro do maciço de resíduos. Enquanto que os outros 5 drenos detalhados na figura possuem localização mais periférica.

O valor médio da vazão do biogás gerado no período do monitoramento é apresentado na tabela 4.9. Observa-se que os drenos com maior proporção de metano e dióxido de carbono apresentam as maiores vazões. Os valores médios ficaram entre $7,1\text{Nm}^3/\text{h}$ (mínimo) e $13,2\text{Nm}^3/\text{h}$ (máximo).

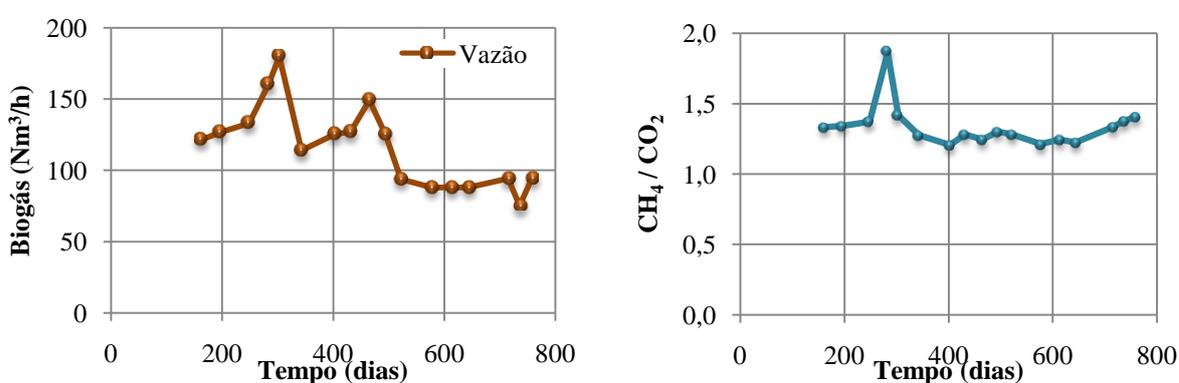
Tabela 4.9 – Valores medidos de vazão (Nm^3/h) durante período de monitoramento da fase D2/4

Dias	DG45	DG45A	DG46	DG47	DG48	DG49	DG59	DG60	DG61	DG62	DG63	DG64	Total
163	10,7	18,3	9,0	14,4	12,8	11,9	4,3	13,9	4,1	4,0	13,6	4,7	121,7
197	6,6	18,9	6,7	14,4	7,7	13,6	17,2	10,8	9,7	5,7	6,3	9,3	126,9
248	10,2	19,2	9,0	14,4	8,5	12,5	16,2	9,2	10,1	7,8	7,6	8,5	133,2
283	11,3	20,0	17,5	12,4	14,0	6,3	18,3	11,5	12,3	15,1	11,7	9,8	160,2
303	12,3	19,8	16,3	22,3	22,9	16,8	16,5	10,6	9,7	13,8	10,8	8,2	180,0
343	14,3	12,4	18,0	14,4	7,2	7,5	6,4	9,1	3,3	4,1	12,6	4,7	114,0
403	20,6	12,4	15,4	13,0	16,4	7,3	5,8	6,8	2,4	10,2	10,7	4,4	125,4
431	19,8	13,5	12,3	13,2	16,2	9,2	5,4	7,8	2,1	11,3	9,4	6,8	127,0
465	20,4	13,0	9,7	14,6	14,6	8,0	11,6	8,2	7,2	15,0	11,5	15,4	149,2
494	12,5	11,6	10,2	9,2	13,8	8,6	10,2	6,1	6,8	14,2	12,3	9,8	125,3
522	8,8	7,2	11,1	5,9	7,6	7,0	11,3	5,5	10,1	3,9	9,0	6,5	93,9
577	13,9	8,3	9,2	4,8	7,2	4,2	9,8	4,9	9,5	4,2	6,4	5,7	88,1
613	13,9	8,3	9,2	4,8	7,2	4,2	9,8	4,9	9,5	4,2	6,4	5,7	88,1
644	13,9	8,3	9,2	4,8	7,2	4,2	9,8	4,9	9,5	4,2	6,4	5,7	88,1
715	11,7	8,5	7,7	6,9	9,4	4,6	10,2	11,0	4,6	5,6	7,8	6,3	94,3
736	6,7	3,8	2,4	8,5	8,6	7,2	6,2	7,3	5,6	2,2	8,8	7,9	75,2
758	14,3	5,7	7,4	11,0	7,5	7,4	5,5	9,8	8,1	6,5	6,4	4,9	94,5

Na figura 4.10 é apresentado o valor da quantidade de biogás captada pelos drenos de gás, ou seja, a quantidade de biogás que passa pelos pontos de saída (queimadores no topo dos drenos verticais). Sendo assim, a figura 4.10 apresenta a vazão total medida durante o monitoramento realizado, não considerando a perda de biogás pela cobertura dos RSU. A geração máxima, de $180\text{Nm}^3/\text{h}$, ocorreu por volta dos 303 dias após o encerramento da fase D2/4. Ainda na figura 4.10 é realizada a relação CH_4/CO_2 , onde se observa que o valor máximo ocorreu por volta dos 303 dias, assim como a geração máxima de biogás. Teoricamente, sabe-se que quando esta relação atinge valor médio de 1,5, o processo de tratamento anaeróbio alcança o estado de equilíbrio dinâmico; condições em que o biogás

produzido pelo processo de bioestabilização anaeróbia da matéria orgânica, contém em média 60% de metano e 40% de dióxido de carbono (LEITE, 1997). Segundo Jeonge et al. (2015), como o CH_4 e o CO_2 atmosféricos são desprezíveis e o CH_4 é gerado apenas pela decomposição anaeróbia, a relação CH_4/CO_2 é um indicador da proporção de decomposição anaeróbica e decomposição aeróbica. A relação CH_4/CO_2 no gás do aterro entre 0,3-1,0 remete a aterros semi-aeróbicos, enquanto valores entre 1,0-2,0 para aterros anaeróbios.

Figura 4.10 – Monitoramento da vazão total de biogás (Nm^3/h) e relação CH_4/CO_2



4.4 MONITORAMENTO DO LIXIVIADO

A análise do lixiviado, por meio de ensaios físico-químicos e microbiológicos, faz com que seja possível acompanhar a evolução dos processos que ocorrem no interior da massa de resíduos. Esses processos representam um indicativo da atividade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica (MONTEIRO, 2003).

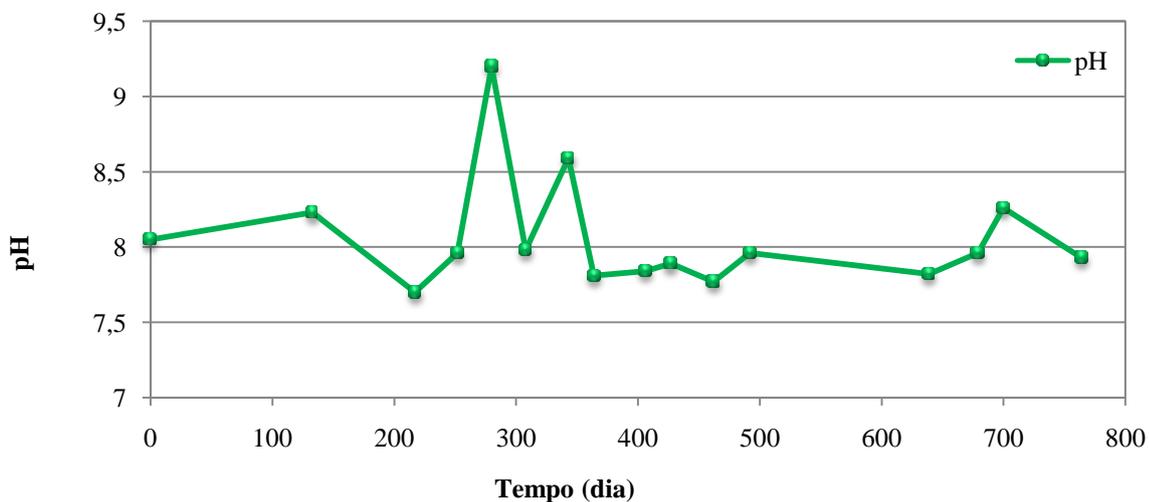
São apresentados e discutidos os resultados dos ensaios realizados na fase D2/4, ao longo do período de monitoramento. As variações de pH podem acelerar ou inibir o processo de degradação dos resíduos, sendo assim, o pH tem importância fundamental na digestão de resíduos (MONTEIRO, 2003). Apesar de grande parte das bactérias possuir um pH ótimo ao redor da neutralidade, por ser mais adequado para absorção de nutrientes, há uma faixa de pH em que os limites máximo e mínimo são estabelecidos. Alterações muito bruscas do pH alteram efetivamente a atividade dos organismos metanogênicos (MELO, 2003).

Durante todo o período analisado, o pH do lixiviado variou entre 7,7 (mínimo) e 9,2 (máximo). Observa-se que o período de maior variação ocorreu entre 200 e 400 dias, após

esse período, o valor de pH se manteve em uma faixa mais constante, em torno de 8,0. Não foi observada nenhuma fase ácida durante o período de observação, figura 4.11.

Alcântara (2007) e Catapreta (2008) observaram o comportamento ácido do lixiviado nos primeiros 200 e 100 dias, respectivamente. Provavelmente a fase ácida da decomposição dos RSU ocorreu antes do início do monitoramento (antes do 9º mês do início de disposição na célula), uma vez que o monitoramento teve início apenas após a conclusão da fase D2/4. Maciel (2009) relatou resultados de pH entre 7,6 e 9,1 ao longo de todo período de monitoramento (início do monitoramento 7 meses após o início da disposição dos RSU).

Figura 4.11 – Comportamento do potencial hidrogeniônico do lixiviado

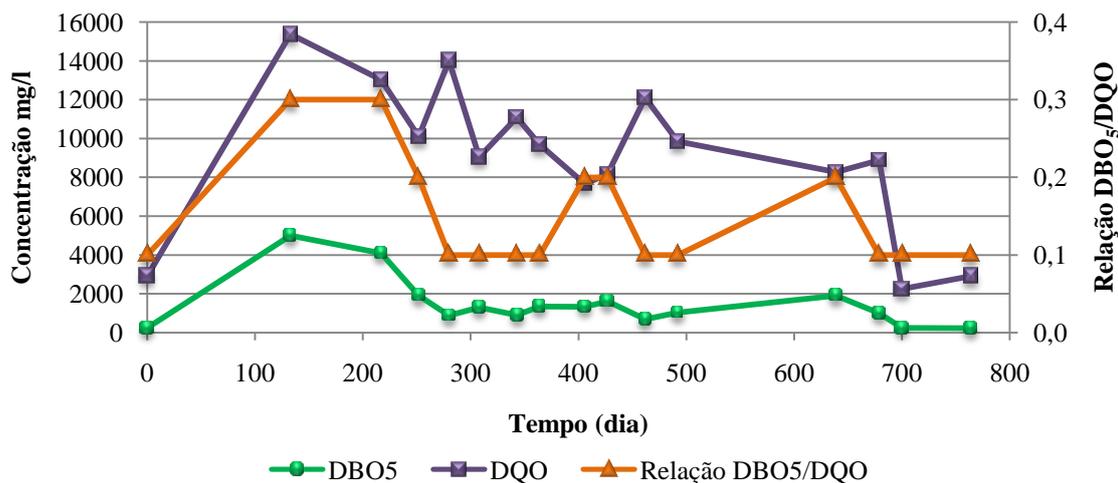


O monitoramento da DBO₅, DQO e da relação DBO₅/DQO ao longo do tempo é apresentado na figura 4.12. O máximo valor obtido de DBO₅ (5.000mg/l) ocorreu logo no início do monitoramento e após apresentou um decréscimo com o tempo, estabilizando em torno de 1.000mg/l. As duas últimas leituras apresentaram valores bastante baixos, 250 e 225mg/l, respectivamente. Os valores de DQO oscilaram bastante no período, com valor máximo no início do monitoramento (15.373mg/l), as duas últimas coletas apresentaram valores iguais a 2.248 e 2.910mg/l, respectivamente. A relação DBO₅/DQO dos RSU apresentou variações entre 0,1 e 0,3. O que segundo Tchobanoglous (1993) é típico de aterros antigos.

Maciel (2009) encontrou valor máximo e mínimo de DBO₅ igual a 9.000mg/l e 1.950±317mg/l, respectivamente. Os valores de DQO ficaram entre 25.000mg/l e 6.645±825mg/l. E variação da relação DBO₅/DQO entre 0,20 e 0,40. Os valores DBO₅ e

DQO do lixiviado do aterro da Muribeca/PE situam-se na faixa de 1.460 a 6.550mg/l e 200-1.840mg/l, respectivamente (ALCÂNTARA,2007).

Figura 4.12 – Comportamento da DBO₅, DQO e relação DBO₅/DQO do lixiviado ao longo do tempo



Souto (2009) realizou um estudo com a compilação de dados referentes a 40 aterros, distribuídos em todas as regiões do país, o que possibilitou a elaboração de tabelas com características típicas do lixiviado durante as fases ácida e metanogênica dos aterros. Com o estudo, concluiu que a fase ácida na maior parte dos casos não dura mais do que dois anos nos aterros brasileiros, desde que esses sejam dotados de sistemas de drenagem de base.

Na tabela 4.10 é possível realizar uma comparação dos resultados obtidos durante o monitoramento da fase D2/4 com os resultados obtidos por Souto (2009). Onde são apresentados, respectivamente as variáveis, os valores típicos dos lixiviados dos aterros brasileiros na fase ácida, os valores típicos dos lixiviados brasileiros na fase metanogênica e os valores obtidos no lixiviado da fase D2/4.

As características remetem a fase D2/4 à fase metanogênica, onde ocorre a geração de gás metano, meio levemente alcalino e com níveis mais baixos nas concentrações de lixiviado (SOUTO, 2009).

Os valores obtidos de coliformes totais, entre 1,8 (mínimo) e $2,8 \times 10^3$ NMP.100mL⁻¹ (máximo), encontram-se abaixo dos encontrados por Monteiro (2003), que obteve valores superiores a 2×10^5 (célula 1) e 4×10^3 NMP.100mL⁻¹ (célula 4). Os coliformes totais são habitualmente normais do trato intestinal de qualquer animal, mas também são encontrados no

solo e na vegetação e indicam a presença de bactérias dos gêneros *Escherichia*, *Enterobacter*, *Citrobacter* e *Klebsiella*. De acordo com Tortora et al. (2002 apud MONTEIRO, 2003), são o indicador microbiológico de poluição fecal mais empregado.

Nas análises do lixiviado não foram detectados óleos e graxas minerais e óleos e graxas vegetais e animais. Porém, concentrações elevadas desses parâmetros não são infrequentes em aterros sanitários (SOUTO, 2009).

Tabela 4.10 – Características típicas do lixiviado dos aterros brasileiros (fase ácida e fase metanogênica) e resultados obtidos na fase D2/4

Variável	Fase ácida		Fase Metanogênica		Fase D2/4	
	(Mín-máx)	80%-90% ^(****)	(Mín-máx)	80%-90% ^(****)	(mín-máx)	(médio)
pH	4,4-8,4	8,3	5,9-9,2	8,8	7,7-9,2	8,0±0,4
Turbidez ^(*)	100-540	-	0,02-620	540-550	4,1-710	121,6±208,8
Condutividade ^(**)	230-45.000	-	100-45.000	25.600-29.400	15.910-34.180	28.875±5.837,4
DBO ^(***)	1-55.000	25.400-29.800	3-17.200	6.000-9.300	225-5.000	1.480±1.318,7
DQO ^(***)	90-100.000	53.700-74.000	20-35.000	13.500-18.300	2.248-15.373	9.083±3.838,6
NTK ^(***)	1,7-3.000	-	0,6-5.000	3.000-3.200	1.633-3.978	3.205±775,1
N-amon. ^(***)	0,07-2.000	10-1.800	0,03-3.000	2.400-2.800	1.478-3.650	2.760±594,9
N-nitrito ^(***)	-	-	ND-70	20-40	0,1	0,1
N-nitrato ^(***)	ND-45	-	ND-270	60-100	0,12-0,89	0,51±0,54
P-total ^(***)	ND-260	ND-107	ND-80	40-50	0,16-47,1	25,3±13,4
Cloreto ^(***)	275-4.700	-	20-6.900	4.100-4.700	1.962-4.963	4.006±967
S.Susp.Totais ^(***)	10-7.000	-	7-12.400	2.600-2.900	12-9.900	2.763±3.003
Ferro ^(***)	ND-1.400	0,004-500	0,01-720	80-100	2,99-61,8	25,8±16,7
Cádmio ^(***)	ND-0,1	ND-0,09	ND-0,6	0,1-0,2	ND-0,63	ND
Cromo ^(***)	ND-1,2	ND-0,6	ND-1,0	0,8-0,9	0,348-2,71	1,8±0,8
Manganês ^(***)	ND-115	-	ND-30	10-20	0,983-1,49	1,2±0,4
Níquel ^(***)	ND-6,5	-	ND-1,4	0,8-1,0	ND-0,794	0,494±0,186
Zinco ^(***)	ND-27	ND-7	ND-35	2-5	0,55-0,60	1,15±0,04
Chumbo ^(***)	ND-1,3	ND-1,3	ND-6,7	1,1-2,1	ND-0,584	0,206±0,179
C.T. ^(****)	200-5x10 ⁷	-	ND-2x10 ⁸	2x10 ⁷ -6x10 ⁷	11-2,8x10 ³	347,7±769,4

^(*)UNT

^(**)μS.cm⁻¹

^(***)mg.L⁻¹

^(****)C.T.: coliformes termotolerantes (NMP.100mL⁻¹)

^(*****)percentis 80% e 90%: indicam que em 80 ou 90% dos aterros a variável assume valores abaixo do limite apresentado.

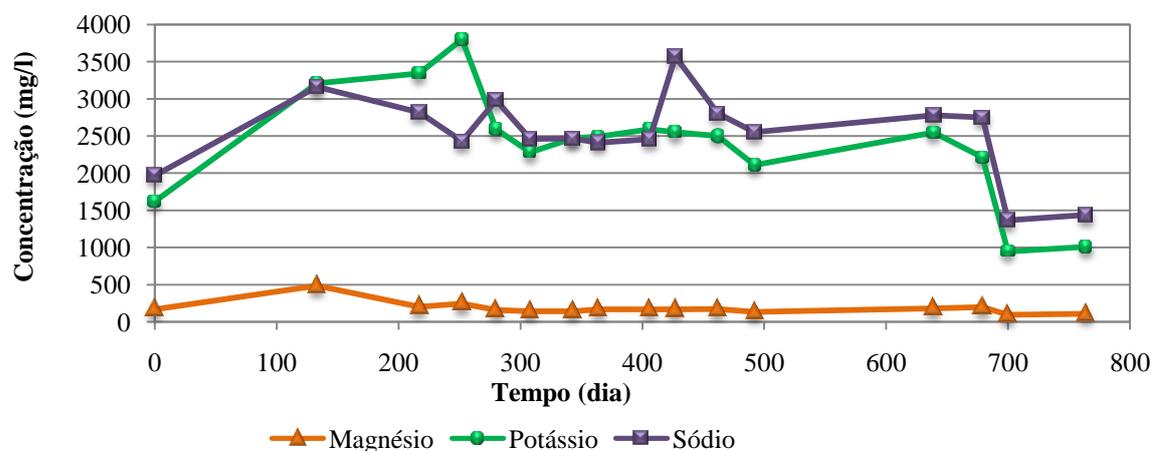
Fonte: Adaptado de Souto (2009).

Os valores referentes aos parâmetros magnésio, potássio e sódio são apresentados na figura 4.13. Magnésio apresentou valores entre 95 e 487mg/l, com valor médio igual a

184,7mg/l. Os valores do potássio ficaram em torno de 2.391,8mg/l, com mínimo igual a 947mg/l e máximo igual a 3.800mg/l. No período monitorado, as leituras de sódio corresponderam à 1.366mg/l (mínimo) e 3.568 (máximo), com valor médio igual a 2.525,8 mg/l. Segundo Tchobanoglous et al. (1994 apud ALCÂNTARA, 2007), RSU recentes (<2 anos) apresentam valores de magnésio na faixa entre 50 e 1.500mg/l, sendo típico o valor igual a 250mg/l; potássio entre 200 e 1.000mg/l (300mg/l valor típico); e sódio entre 200mg/l (mínimo) e 2.500mg/l (máximo), 500mg/l (valor típico).

A presença de substâncias metálicas nos RSU é frequente, sendo que magnésio, potássio e sódio podem ser facilmente encontrados, pois quase todas as espécies vegetais que o homem consome são constituídas, também, por esses elementos. Outra fonte desses íons metálicos é o material de recobrimento dos resíduos, quando é usado solo argiloso (LIMA, 1988).

Figura 4.13 – Resultados do monitoramento do lixiviado para Mg, K e Na



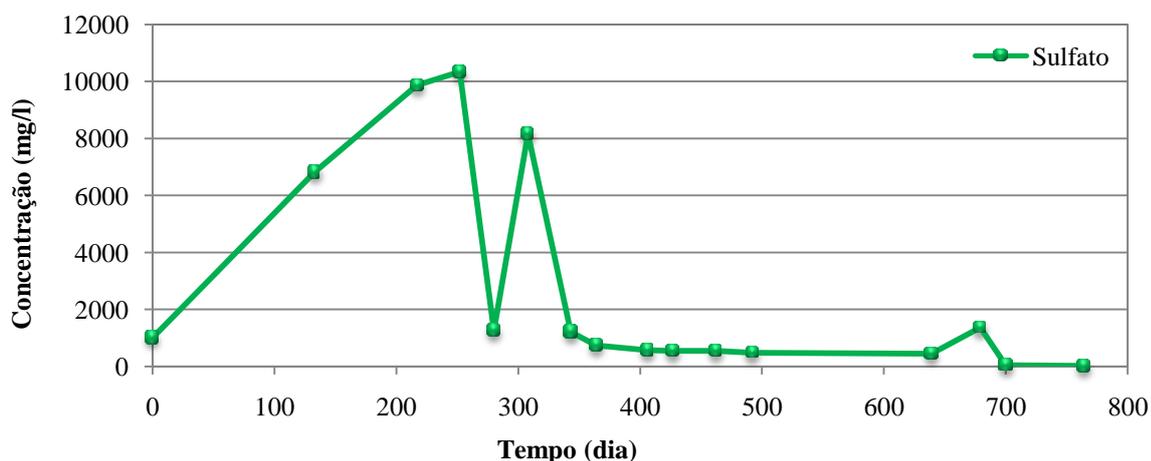
Durante o período do monitoramento, foram realizados dois ensaios para obter os valores de alumínio presente na amostra de lixiviado, cujos valores apareceram como não detectados - ND (14/02/2017) e 1,74mg/l (11/07/2018). As faixas de valores obtidas por Alcântara (2007) são: 0,06-0,39mg/l (Lisímetro 1) e 0,14-0,30mg/l (Lisímetro 2).

A partir dos valores registrados nas análises de mercúrio é possível observar a ocorrência de valores bastante baixos ou ainda a não-detecção do parâmetro. Em 6 das 12 leituras realizadas não foi detectada a presença de mercúrio. O maior valor obtido foi de 0,00098mg/l. Catapreta (2008) registrou valores que variaram entre 0,0004mg/l a 0,0014mg/l (fase I) e 0,0002mg/l a 0,0016mg/l (fase II).

Os metais pesados em concentrações relativamente elevadas são tóxicos aos seres vivos, inclusive os microrganismos, sendo apontado como um dos fatores que pode afetar a biodegradação (ALCÂNTARA, 2007). Porém, considerando-se os teores relativamente baixos encontrados no lixiviado, acredita-se que não tenham influenciado negativamente na evolução do processo de biodegradação.

As variações nas concentrações de sulfato em função do tempo são apresentadas na figura 4.14. É possível observar que houve uma redução significativa; com valor máximo encontrado igual a 10.335mg/l e valor mínimo de 25mg/l. Nos resultados obtidos por Alcântara (2007) também é possível observar essa redução em função do tempo, porém os valores máximos encontrados pelo autor ficaram bem abaixo dos encontrados na fase D2/4, (<7.000mg/l – Lisímetro 1 e <1.400mg/l – Lisímetro 2). Para que o sulfato seja gerado a partir da matéria orgânica, é necessário que haja condições anaeróbias, como na superfície do aterro e nos resíduos recém aterrados (SOUTO, 2009). Ehrig (1983) verificou que o desaparecimento (ou uma redução muito acentuada) do sulfato pouco antes do início da produção mais intensa de metano. O que é esperado, uma vez que ocorre maior ganho energético da redução de sulfato.

Figura 4.14 – Resultados do monitoramento do lixiviado para sulfato



Observa-se, de modo geral, que praticamente todos os elementos analisados apresentam, com o tempo de aterramento, uma redução considerável nas suas concentrações. Entre outros fatores, esse comportamento está associado às fases do processo de degradação. Segundo Alcântara (2007), durante a fase ácida, caracterizada por baixos valores de pH em virtude da elevada produção de ácidos orgânicos, ocorre uma maior solubilização de metais.

Com a evolução do processo e o estabelecimento das fases seguintes, nas quais se verifica a elevação do pH, ocorre, uma diminuição na solubilização desses elementos, reduzindo as suas concentrações no lixiviado. Além disso, como se trata de um elemento com substrato finito, como se cada fase da célula do aterro fosse independente, sem adição de resíduos novos, é natural que as concentrações diminuam com o tempo, uma vez que há perda do material com a drenagem dos líquidos lixiviados.

4.5 AVALIAÇÃO DA COMPRESSIBILIDADE

No presente trabalho, o estudo da compressibilidade foi realizado com base nos controles e levantamentos topográficos realizados antes e após a construção da fase D2/4. Conforme citado no item 3, os recalques superficiais foram medidos utilizando-se 20 marcos superficiais instalados no topo da camada de resíduos (6 marcos superficiais) e nos taludes da fase D2/4 (14 marcos superficiais).

Este estudo teve como objetivo avaliar o comportamento da fase D2/4, por meio da análise e verificação do desempenho de alguns modelos de previsão de recalques citados na literatura, no que diz respeito à obtenção de parâmetros de compressibilidade de RSU e capacidade de estimativa da evolução dos recalques com o tempo. O início do processo ocorreu a partir da análise das propostas e dos modelos de compressibilidade existentes na literatura. A aplicação das propostas teve por base os dados observados na fase D2/4 e seguiu orientações e procedimentos sugeridos pelos autores das mesmas, adaptando-as, quando necessário, às condições do aterro de estudo.

4.5.1 Monitoramento de recalques

A instalação dos marcos superficiais no topo da fase D2/4 ocorreu em 3 datas: 20/06/2016 (SM5), 25/07/2016 (SM6), e 28/11/2016 (SM17, SM18, SM19 e SM20). Sendo assim, a cota inicial dos marcos instalados no topo do maciço de resíduos difere entre si, uma vez que, quando o marco SM6 foi instalado, o marco SM5 já havia recalcado 0,7m em 35 dias; e quando os marcos SM17, SM18, SM19 e SM20 foram instalados, o marco SM5 já havia somado 1,9m de recalque em 161 dias. Porém, para efeitos de estudo, foi adotado que as datas e as cotas iniciais dos marcos superficiais instalados no topo da camada de resíduo seria a mesma para os 6 marcos superficiais. A adoção desses valores foi realizada com base nos dados topográficos obtidos durante as fases de projeto, operação e monitoramento após

encerramento. Sendo assim, para o estudo dos recalques, considerou-se o tempo zero como sendo a data de início de monitoramento e a altura inicial do maciço de RSU em cada marco superficial como sendo a diferença entre a cota de fundação e a cota de posicionamento do marco e foi realizada a correção das deformações ocorridas entre junho e novembro de 2016. A tabela 4.11 apresenta um resumo dos recalques máximos observados.

Tabela 4.11 – Recalques observados nos marcos superficiais instalados na fase D2/4

Marco Superficial	Data início monitoramento	Tempo de monitoramento (dias)	Espessura da camada de RSU (m)	Recalques (m)	Deformação (%)
SM1	20/06/2016	849	3,3	1,3	40,2
SM2	20/06/2016	849	5,9	2,2	37,4
SM3	20/06/2016	849	9,8	3,2	32,5
SM4	20/06/2016	724	13,6	4,2	30,9
SM5	20/06/2016	758	15,6	5,1	32,7
SM6	20/06/2016	724	15,9	5,0	31,4
SM7	25/07/2016	689	16,2	4,0	24,7
SM8	25/07/2016	689	12,7	2,1	16,7
SM9	25/07/2016	723	5,8	0,7	12,3
SM10	25/07/2016	723	5,6	0,4	6,9
SM11	25/07/2016	689	5,9	0,5	8,5
SM12	25/07/2016	689	12,3	1,5	12,3
SM13	25/07/2016	689	10,4	1,8	16,9
SM14	25/07/2016	689	15,2	2,3	15,4
SM15	25/07/2016	814	15,5	3,3	21,4
SM16	25/07/2016	850	17,6	2,9	16,7
SM17	20/06/2016 ^(*)	724	10,5	4,3	40,6
SM18	20/06/2016 ^(*)	885	13,5	4,3	32,1
SM19	20/06/2016 ^(*)	885	8,2	3,9	48,1
SM20	20/06/2016 ^(*)	885	8,0	3,9	49,1

^(*)Data adotada para os cálculos de recalque dos marcos superficiais.

As curvas de recalques medidos em função do tempo de monitoramento total considerado, 885 dias, entre junho de 2016 e outubro de 2018, com frequência mensal de leitura dos marcos superficiais podem ser observadas na figura 4.15. A figura 4.16 apresenta a curva de deformação medida versus tempo, ambas para os 20 marcos superficiais instalados na fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS. As curvas de recalque apresentam diferentes inclinações que sugerem fases distintas de compressão, em função do tempo de aterramento e da espessura da camada de resíduos. Os recalques observados variaram entre 0,4 e 5,1m, enquanto que a deformação variou entre 6,9 e 49,1% em relação a altura inicial

dos resíduos. As faixas de recalque e deformação observadas são superiores as encontrados por Denardin (2013) no aterro de Minas do Leão, que apresentaram variação entre 1,7 e 4,0m e 11,5 e 24,2%, respectivamente. Referente a deformação, Sowers (1973) apresenta valores na ordem de 30% e Wall e Zeiss (1995) entre 25 e 50%.

Figura 4.15 – Comportamento temporal dos recalques de massa de resíduos, medidos na fase D2/4

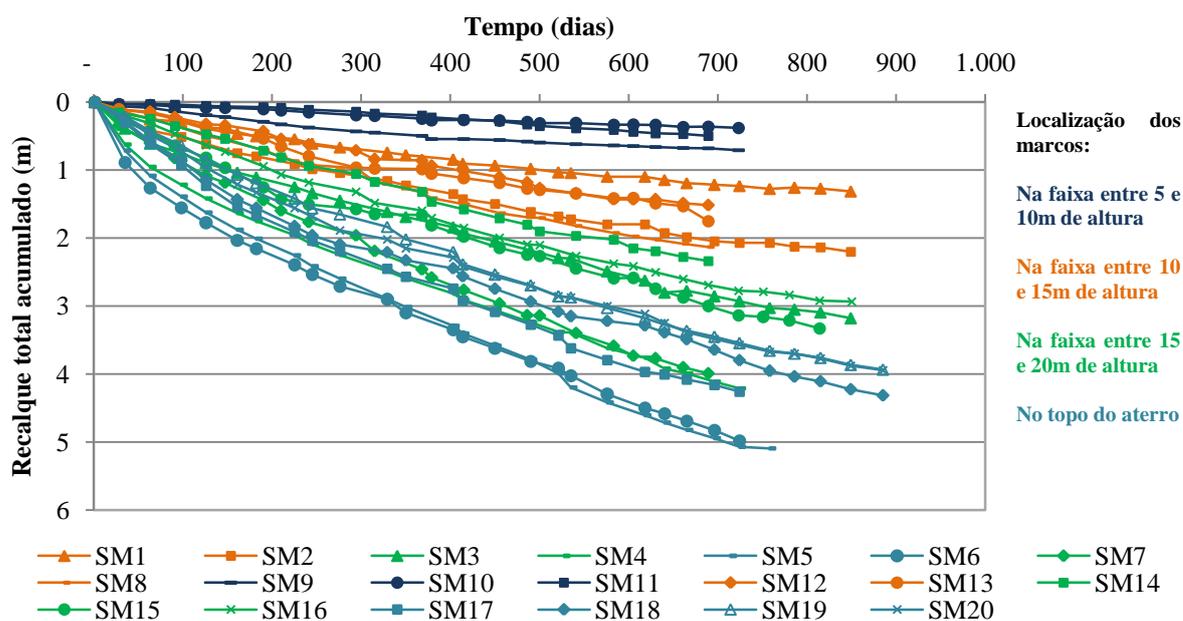
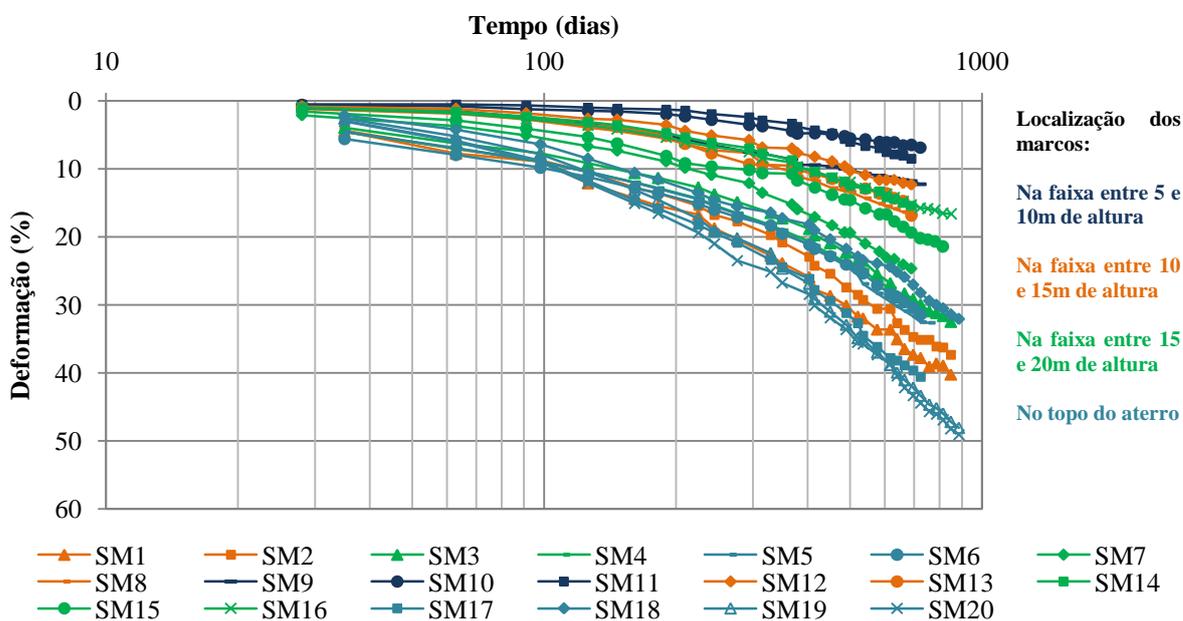


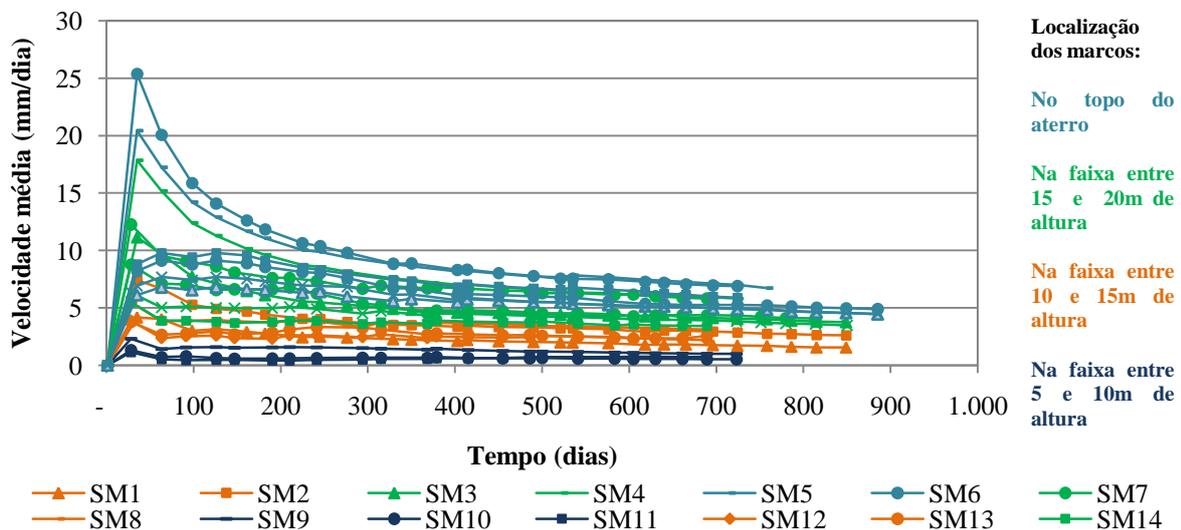
Figura 4.16 – Comportamento temporal da deformação da massa de resíduos, medida na superfície dos resíduos



Os marcos localizados no topo do maciço de resíduos apresentaram os maiores recalques medidos, SM19 e SM20 (3,9m), SM17 e SM18 (4,3m), SM6 (5,0m) e SM5 (5,1m), juntamente com dois marcos localizados nos taludes, SM7 (4,0m) e SM4 (4,2m).

As taxas de recalque para os 20 marcos analisados são apresentadas na figura 4.17, onde é possível observar que os maiores valores ocorreram no primeiro mês após o início do monitoramento dos marcos superficiais, com valores variando entre 1,1 (SM11) e 25,4mm/dia (SM6). É possível realizar uma relação entre os recalques medidos e a taxa de recalque, uma vez que os marcos que apresentaram maior recalque são também os que apresentaram maior taxa de recalque (SM4, SM5 e SM6). No período de monitoramento, os valores das taxas de recalque apresentaram uma redução na ordem de 2 a 3 vezes, com exceção do marco SM6, que apresentou uma redução na faixa de 4 vezes. Os marcos SM9, SM10, SM11, localizados na faixa inferior do aterro apresentam uma tendência de estabilização, com valores 0,5 e 1,0mm/dia. Os demais marcos apresentam valores mais elevados, variando de 1,5 a 6,9mm/dia. A taxa de recalque apresenta relação com o recalque, uma vez que os marcos com maior recalque apresentam taxas de recalque mais elevadas.

Figura 4.17 – Comportamento temporal da velocidade média de recalques superficiais medidos na fase D2/4



4.5.2 Calibração dos modelos

Neste item é realizada uma comparação entre os resultados obtidos em campo com os modelos de previsão de recalques selecionados, como mencionado no item 3.8, com o

objetivo de realizar uma análise crítica dos mesmos. A partir da análise dos dados obtidos, foi possível obter o conjunto de parâmetros dos modelos utilizados que indica o provável comportamento da fase D2/4 para o período de monitoramento.

Conforme observado por Carvalho (1999) é preciso considerar que, antes da instalação dos medidores de recalques superficiais, os resíduos provavelmente já haviam passado por algum processo de compressão inicial devido a operação do aterro e ao peso próprio da camada de RSU.

4.5.2.1 Modelos Empíricos

Nesta etapa do estudo, cinco propostas existentes foram utilizadas e comparadas, tendo por base o seu desempenho com dados do monitoramento de outros autores.

a) Ling et al. (1998)

A análise realizada nos modelos propostos por Ling et al. apresentou que permitem observar uma boa relação entre os valores medidos e os calculados pelos modelos. Os três modelos, Hiperbólico, Logarítmico e Potência apresentaram praticamente a mesma concordância, com uma boa aproximação aos dados de campo. Na tabela 4.12 são apresentados os resultados dos parâmetros obtidos pelos três modelos para a estimativa de recalque dos 20 marcos superficiais instalados na fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria. Os resultados obtidos são apresentados graficamente na figura 4.18, onde é possível observar uma boa aderência dos modelos em relação aos recalques medidos. Outra maneira de observar os resultados obtidos pela aplicação dos modelos na estimativa de recalques é apresentada na figura 4.19, a partir da correlação entre o recalque medido e o recalque calculado. Na figura é possível observar o comportamento dos modelos para os marcos superficiais analisados, sendo que para se ter uma boa aderência os valores devem ser o mais próximo possível da linha a 45°. Para fins de comparação, foi utilizado o estudo realizado por Ling et al., que analisou três aterros sanitários, que foram selecionados principalmente devido aos seus resultados a longo prazo, figura 4.20.

- Modelo Hiperbólico: o valor médio obtido de deformação última obtido encontra-se na faixa de 0,75, e o valor médio da taxa de recalque inicial na faixa de 0,059%.dia⁻¹. A comparação com outros autores pode ser observada na figura 4.20(a). Os valores de ϵ_{ult} calculados para os marcos SM12, SM14, SM17, SM19 e SM20 estão superestimados, uma

vez que representam um recalque final superior a espessura inicial da camada de resíduos, não condizendo, portanto, com a realidade. Os valores calculados para ρ_0 encontram-se dentro da faixa apresentada por Ling et al. (1998).

- Modelo Logarítmico: o valor médio obtido para os parâmetros “m” e “n” foi, $1,19 \times 10^{-2}$ e $2,85 \times 10^{-3}$, respectivamente. Com exceção dos valores calculados para o marco SM11, os demais valores calculados apresentaram boa concordância com os valores apresentados por Ling et al. (1998), figura 4.20(b).

- Modelo Potência: o valor médio calculado para o parâmetro “p” foi de $2,87 \times 10^{-2}$ e para o parâmetro “q” foi de 0,251. Todos os valores calculados apresentam-se dentro da faixa proposta por Ling. et al. (1998), figura 4.20(c).

Tabela 4.12 – Parâmetros obtidos do ajuste de dados de campo para o período de até 885 dias, com base nos modelos: Função Hiperbólica, Função Logarítmica e Função Potência (LING et al., 1998)

Marco	H (m)	Modelo Hiperbólico			Modelo Logarítmico			Modelo Potência		
		R ²	ε_{ult}	ρ_0	R ²	m(x10 ⁻²)	n(x10 ⁻³)	R ²	p(x10 ⁻²)	q
SM1	3,27	0,996	0,714	0,112	0,955	0,68	1,84	0,995	1,75	0,353
SM2	5,90	0,995	0,769	0,087	0,992	1,20	3,22	0,996	2,41	0,325
SM3	9,79	0,990	0,833	0,064	0,972	1,23	2,99	0,996	3,59	0,336
SM4	13,63	0,986	0,667	0,078	0,989	2,20	5,76	0,999	7,06	0,382
SM5	15,59	0,988	0,833	0,075	0,994	2,34	5,76	0,997	7,22	0,358
SM6	15,86	0,976	0,667	0,082	0,983	2,54	6,45	0,996	1,13	0,430
SM7	16,18	0,995	0,588	0,060	0,999	1,57	3,45	0,999	2,42	0,216
SM8	12,74	0,999	0,588	0,035	0,993	0,64	1,20	0,995	0,73	0,123
SM9	5,81	0,994	0,227	0,038	0,963	0,31	0,69	0,976	1,56	0,416
SM10	5,56	0,991	0,217	0,014	0,967	0,18	0,46	0,987	0,17	0,172
SM11	5,87	0,915	0,833	0,014	0,879	0,06	9,21E-03	0,901	0,14	0,099
SM12	12,31	0,994	0,909	0,022	0,976	0,41	0,69	0,992	0,40	0,085
SM13	10,38	0,987	0,625	0,031	0,980	0,44	0,68	0,980	0,48	0,100
SM14	15,21	0,997	1,429	0,026	0,996	0,59	0,86	0,996	0,62	0,088
SM15	15,52	0,988	0,455	0,047	0,992	1,35	3,26	0,993	2,12	0,244
SM16	17,64	0,998	0,476	0,032	0,996	1,03	2,27	0,994	1,38	0,194
SM17	10,50	0,997	1,000	0,098	0,997	2,07	5,18	0,996	4,16	0,294
SM18	13,46	0,993	0,625	0,072	0,993	2,06	5,41	0,995	5,25	0,351
SM19	8,19	0,999	1,429	0,088	0,997	1,27	2,74	0,994	1,75	0,192
SM20	8,04	0,998	1,111	0,102	0,998	1,63	4,01	0,996	2,87	0,268
Média		0,989	0,750	0,059	0,981	1,19	2,85	0,989	2,87	0,251
Desvio Padrão		0,018	0,323	0,031	0,027	0,77	2,05	0,021	2,89	0,116

R²: coeficiente de determinação;

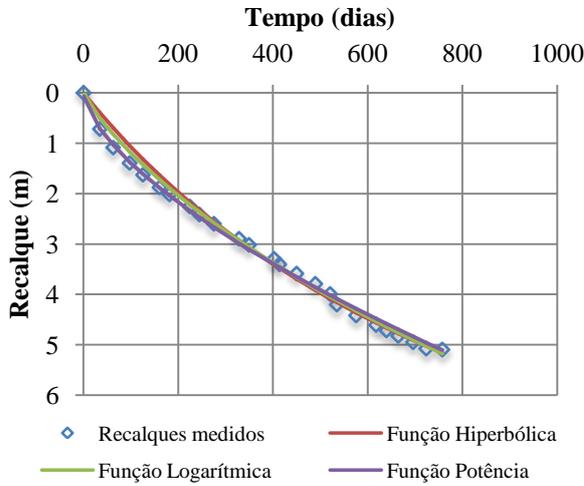
ε_{ult} : deformação última;

ρ_0 (%·dia⁻¹): taxa de recalque inicial;

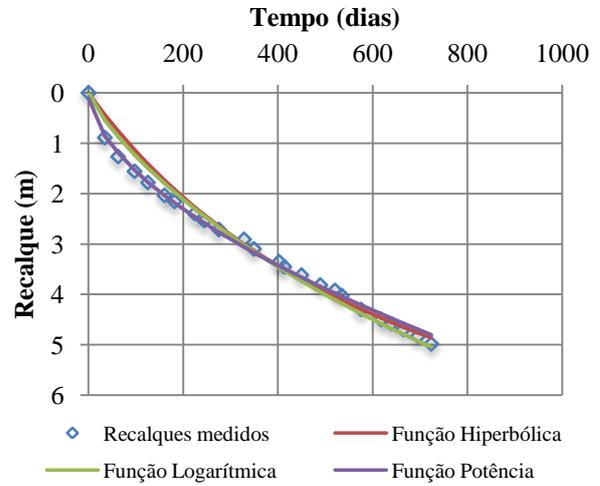
m e n: parâmetros relacionados à taxa de recalque usando Modelo Logarítmico;

p e q: parâmetros relacionados à taxa de recalque usando Modelo Potência.

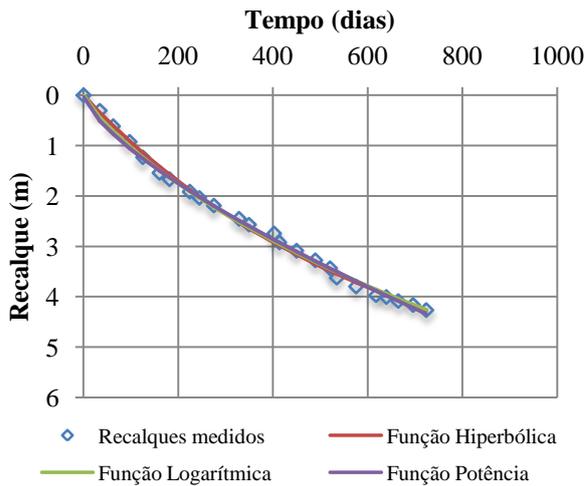
Figura 4.18 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base nos modelos: Função Hiperbólica, Função Logarítmica e Função Potência (LING et al., 1998)



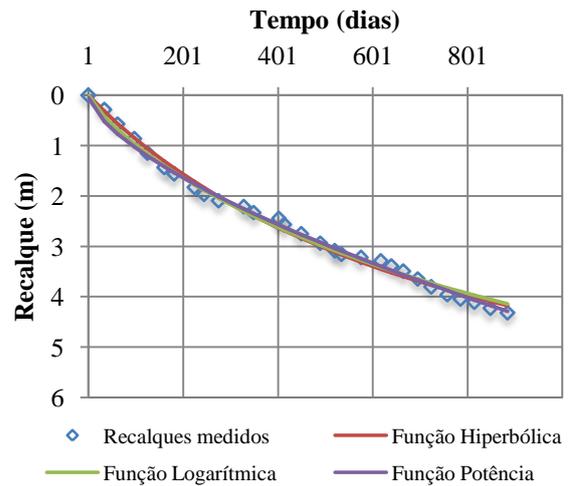
(a) SM5



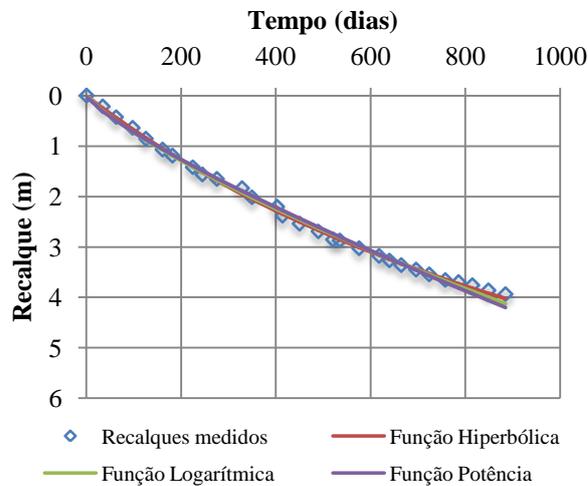
(b) SM6



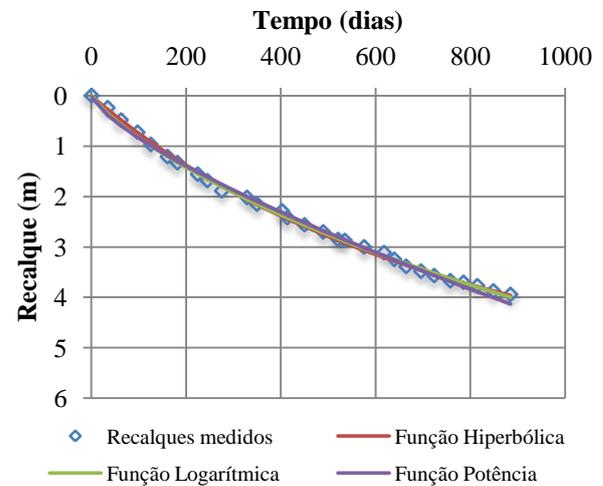
(c) SM17



(d) SM18

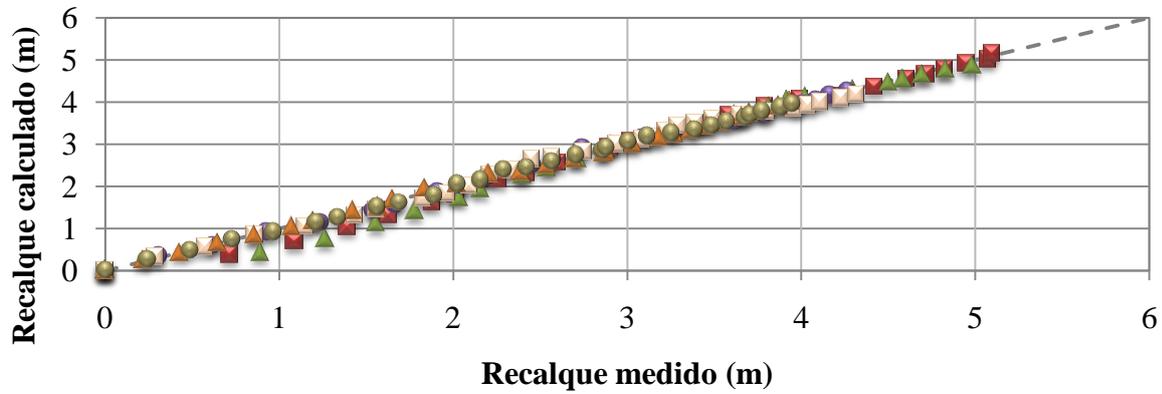


(e) SM19



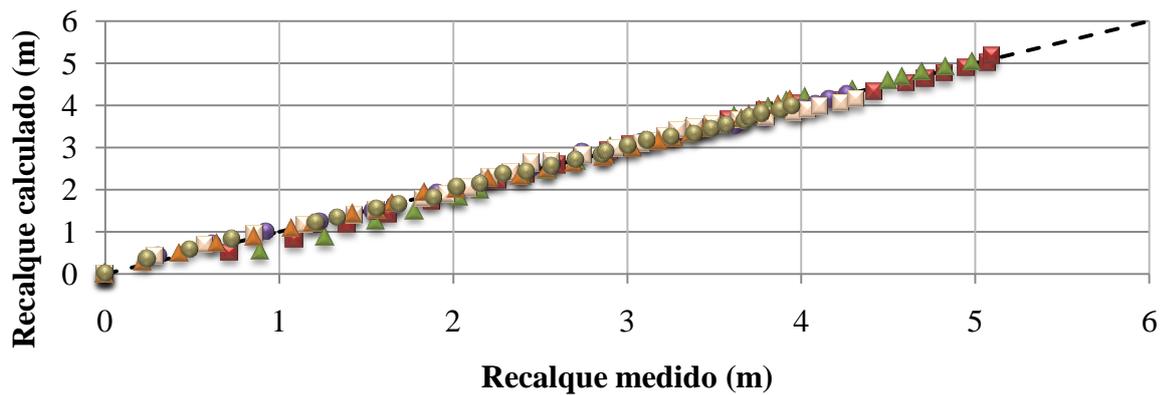
(f) SM20

Figura 4.19 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, com base nos modelos: Função Hiperbólica, Função Logarítmica e Função Potência (LING et al., 1998)



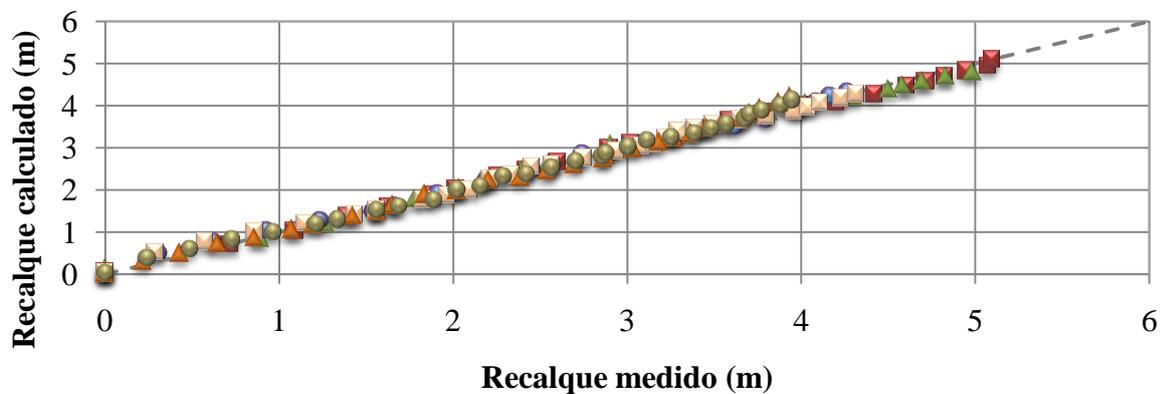
■ SM5 ▲ SM6 ● SM17 ■ SM18 ▲ SM19 ● SM20

(a) Modelo Hiperbólico



■ SM5 ▲ SM6 ● SM17 ■ SM18 ▲ SM19 ● SM20

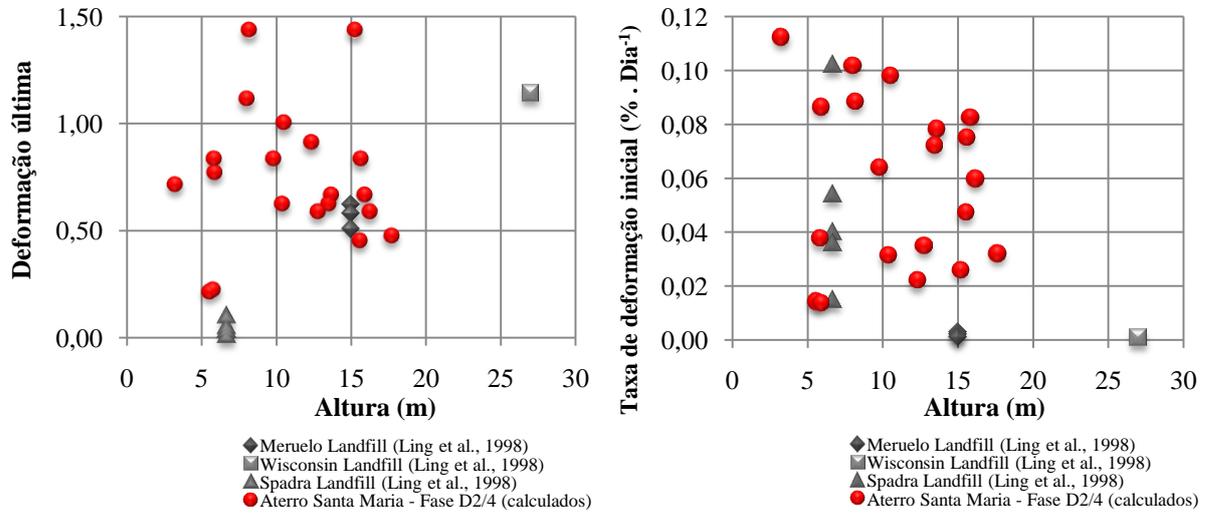
(b) Modelo Logarítmico



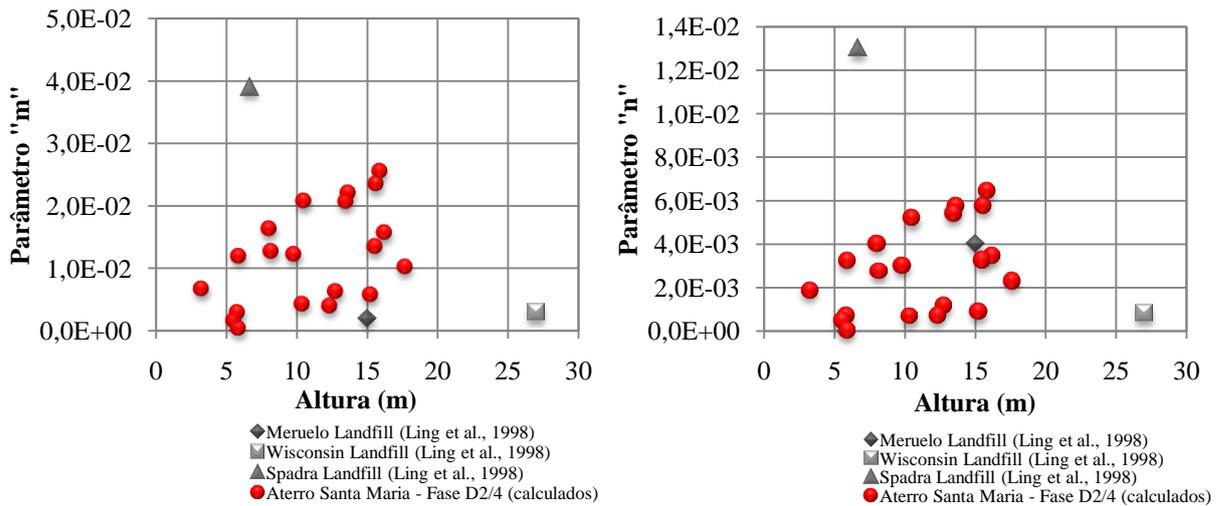
■ SM5 ▲ SM6 ● SM17 ■ SM18 ▲ SM19 ● SM20

(c) Modelo Potência

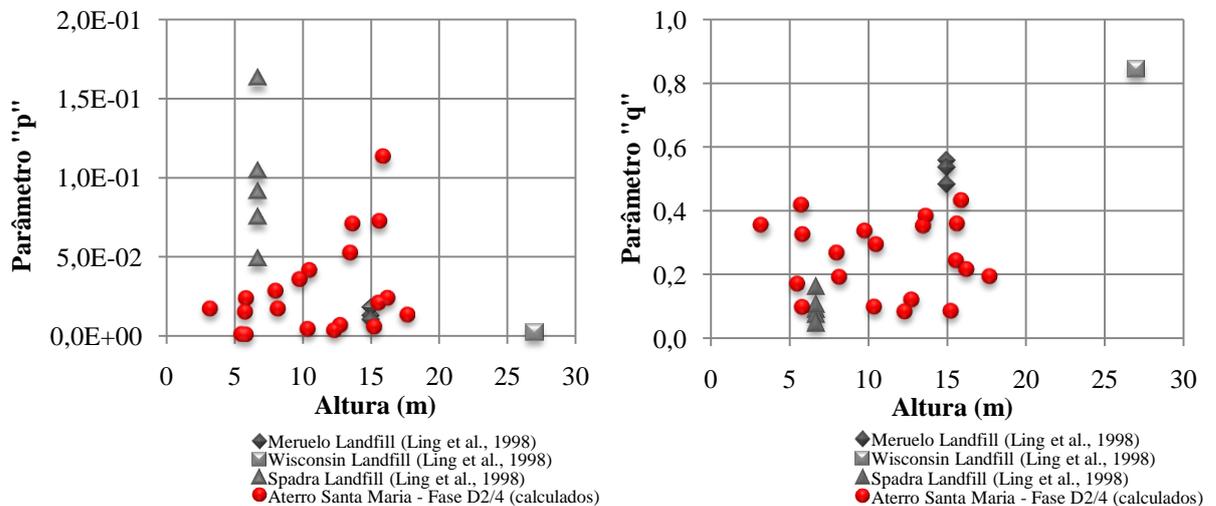
Figura 4.20 – Relação entre os parâmetros e a altura do maciço de resíduos, com base nos modelos: Função Hiperbólica, Função Logarítmica e Função Potência (LING et al.,1998)



(a) Modelo Hiperbólico



(b) Modelo Logarítmico



(c) Modelo Potência

b) Edil et al. (1990): Modelo Exponencial de Creep (Potência)

A utilização de funções de potência para previsão de recalques em aterros sanitários também foi proposta por Edil et al. (1990). O tempo (t_0) foi definido como o tempo correspondente ao início das leituras de campo e o tempo de referência (t_r) foi assumido igual a 1 dia, à semelhança da formulação original apresentada pelos autores e também assumido por Marques (2001). A compressibilidade de referência (m) e a taxa de compressão (n) foram estimadas pelo método dos mínimos quadrados que, por sua vez, foi aplicado com a utilização da ferramenta *Solver* do programa *Microsoft Excel Office*. A tabela 4.13 sumariza os parâmetros do modelo obtidos para os marcos monitorados. Na figura 4.21 são apresentadas as curvas de recalque vs. tempo observadas e medidas para os marcos SM5, SM6, SM17, SM18, SM19 e SM20. De modo geral, os valores calculados apresentaram menor concordância em comparação com o desempenho dos modelos propostos por Ling et al. (1998), com valores de recalque calculados de maneira geral maiores que os recalques medidos.

Tabela 4.13 – Resultados da aplicação do modelo baseado em funções de potência (EDIL et al., 1990)

Marco	H (m)	R ²	m(x10 ⁻⁵)	n	$\Delta\sigma_v$
SM1	3,27	0,995	19,7	0,65	27,15
SM2	5,90	0,996	11,3	0,66	40,28
SM3	9,79	0,996	5,95	0,67	59,75
SM4	13,63	0,998	4,81	0,67	78,93
SM5	15,59	0,994	3,03	0,73	88,76
SM6	15,86	0,997	6,01	0,61	90,08
SM7	16,18	0,999	1,48	0,80	91,72
SM8	12,74	0,994	9,86	0,83	74,50
SM9	5,81	0,979	2,74	0,73	39,82
SM10	5,56	0,983	1,23	0,76	38,58
SM11	5,87	0,957	0,28	1,00	40,14
SM12	12,31	0,989	0,27	1,00	72,35
SM13	10,38	0,964	0,39	1,00	62,70
SM14	15,21	0,992	0,27	1,00	86,85
SM15	15,52	0,948	0,32	1,00	88,41
SM16	17,64	0,962	0,27	1,00	98,99
SM17	10,50	0,947	0,99	1,00	63,28
SM18	13,46	0,915	0,52	1,00	78,11
SM19	8,19	0,961	1,18	1,00	51,75
SM20	8,04	0,935	1,23	1,00	50,99
Média		0,975	3,15	0,86	66,16
Desvio Padrão		0,025	4,80	0,16	21,73

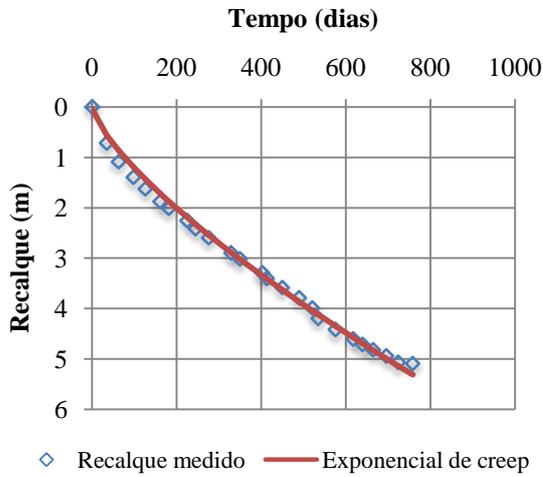
R²: coeficiente de determinação;

m (kPa⁻¹): compressibilidade de referência;

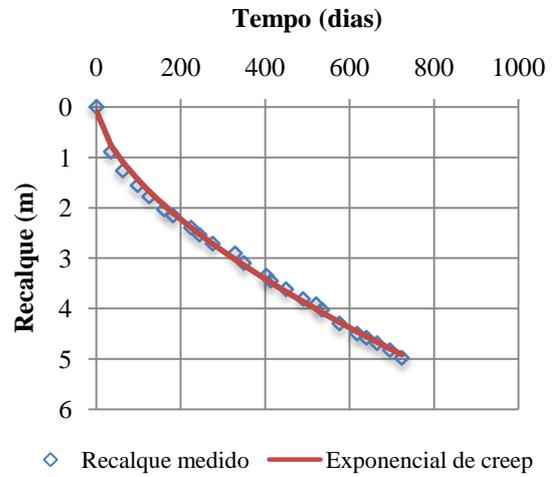
n ($t_r=1$ dia): taxa de compressão;

$\Delta\sigma_v$ (kPa): acréscimo de tensão vertical no meio da camada em consideração.

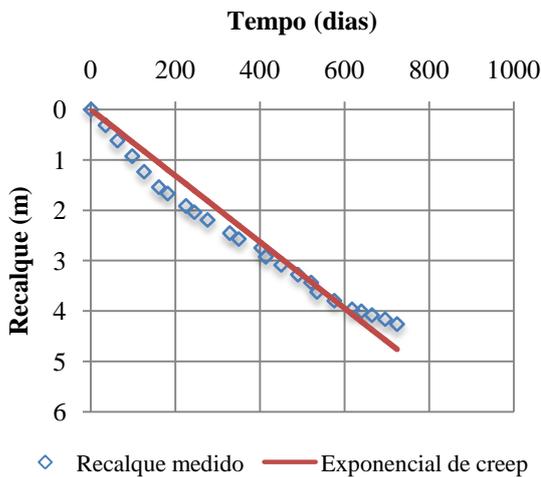
Figura 4.21 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base nos modelos baseados em funções de potência (EDIL et al., 1990)



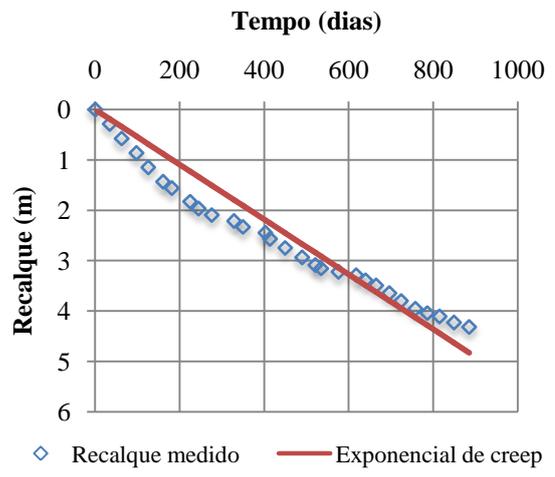
(a) SM5



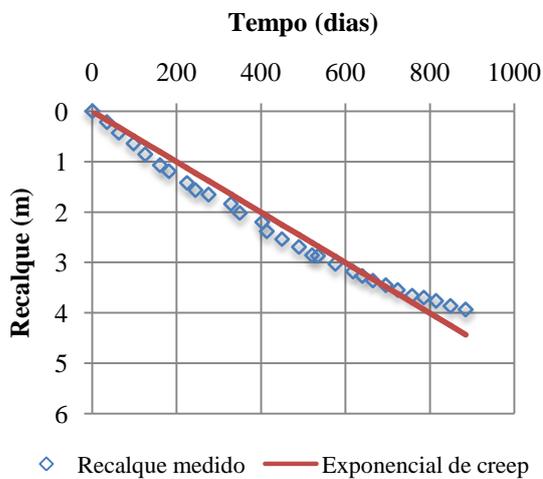
(b) SM6



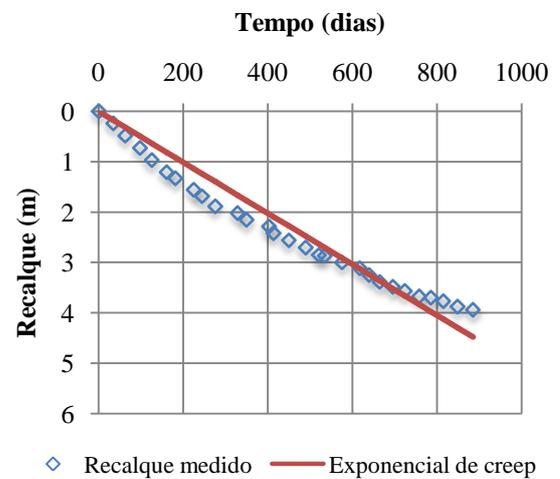
(c) SM17



(d) SM18



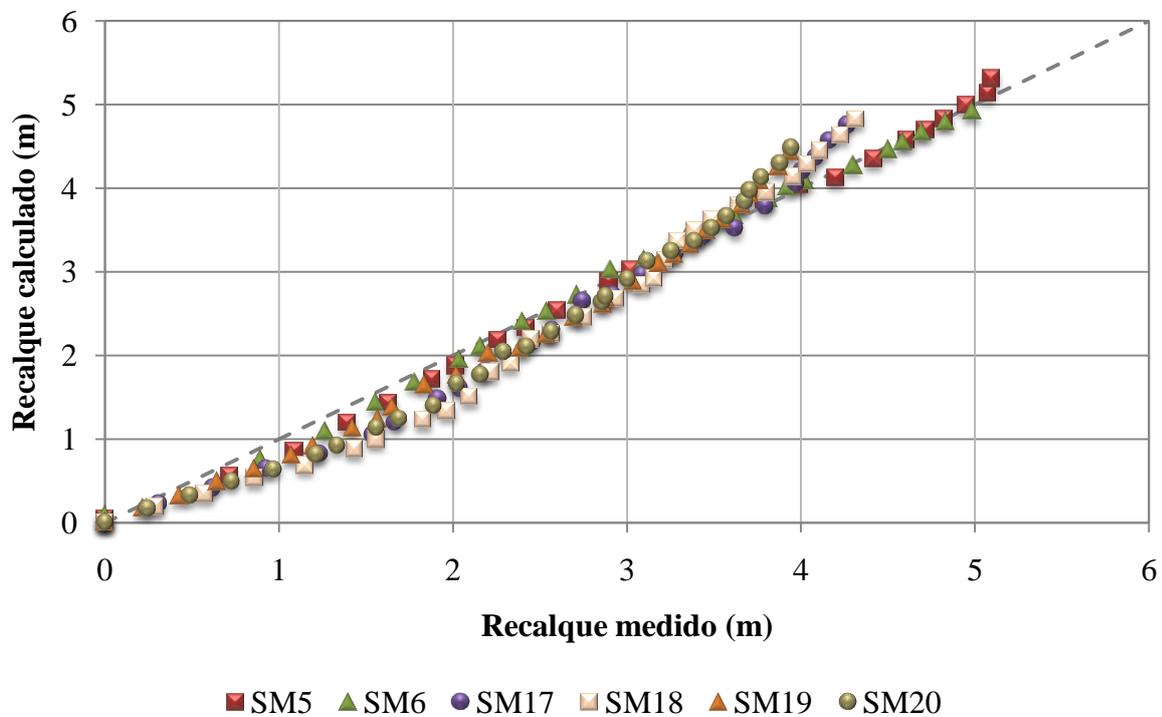
(e) SM19



(f) SM20

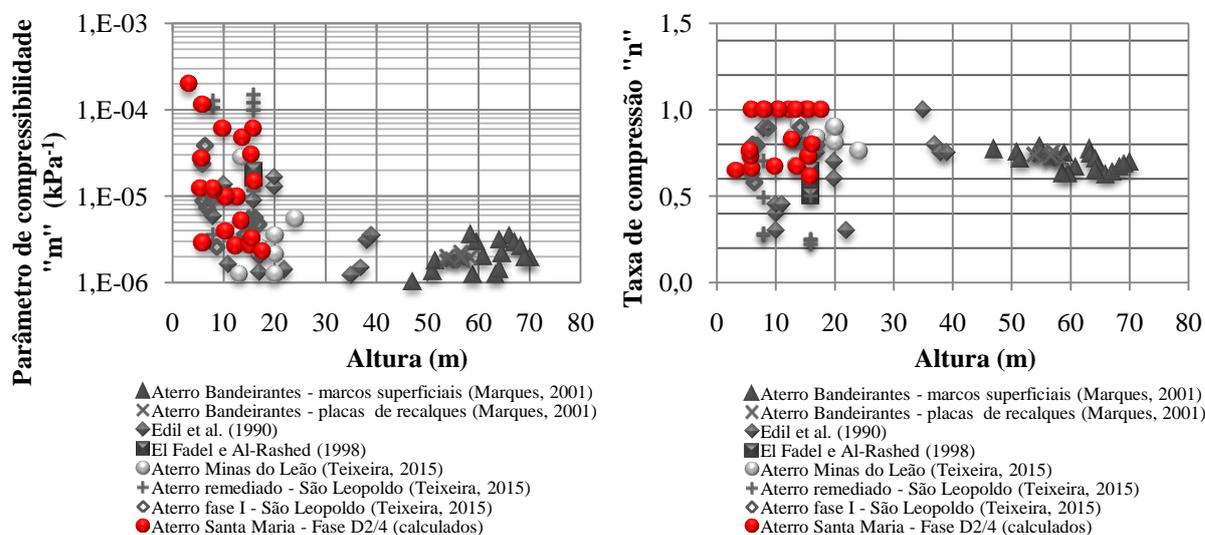
A figura 4.22 apresenta uma correlação entre os recalques medidos e os recalques calculados, observando que para se ter a boa aderência entre os valores medidos e calculados os mesmos devem estar o mais próximo possível da linha de 45° (linha tracejada). É possível notar graficamente, para os marcos SM5, SM6, SM17, SM18, SM19 e SM20, que até 3m de recalque os valores calculados apresentam valores abaixo do real medido e que após 3m de recalque a situação é invertida e os valores calculados passam a apresentar valores superiores aos valores medidos, de maneira geral.

Figura 4.22 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Exponencial de Creep (EDIL et al., 1990)



A figura 4.23 busca comparar os resultados obtidos na fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria com os resultados obtidos nos aterros de Minas do Leão e de São Leopoldo (TEIXEIRA, 2015), com os dados do aterro Bandeirantes (MARQUES, 2001), dados de El Fadel e Al-Rashed (1998) e Edil et al. (1990). Os valores do parâmetro de compressibilidade situaram-se entre $0,27 \times 10^{-5}$ e $19,7 \times 10^{-5}$, valores com grande dispersão, porém dentro da faixa encontrada na literatura. Os valores da taxa de compressão (n) situaram-se entre 0,61 e 1,00. Observa-se que para metade dos marcos (10 marcos superficiais) os valores encontrados apresentaram valores similares aos obtidos na literatura, porém a outra metade dos marcos apresentou valores situados no limite superior da faixa indicada por Edil et al. (1990).

Figura 4.23 – Relação entre os parâmetros de compressibilidade do modelo (m e n) baseado em funções de potência (EDIL et al.,1990) e a altura do maciço de resíduos



c) Gandolla et al. (1992)

A constante “a”, no modelo proposto por Gandolla et al. (1992), corresponde ao recalque unitário, enquanto que o parâmetro “k” define o ritmo da degradação e decresce com o tempo. A tabela 4.14 apresenta os resultados dos parâmetros do modelo em estudo para os marcos superficiais analisados da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria. As constantes “a” e “k” do modelo foram determinadas a partir do ajuste de curvas pelo método mínimos quadrados, com o auxílio da ferramenta *Solver* do programa *Microsoft Excel Office*, que aplica este método, ou seja, determina as constantes pelo melhor ajuste entre curvas teóricas e experimentais. Para o ajuste das curvas, figura 4.24, foi adotado $k=0,00017; 0,0010; 0,0013; 0,0015; \text{ e } 0,0020$. E a constante “a” foi obtida, levando-se em conta o melhor ajuste da equação 2.26 aos dados experimentais.

Com base nos resultados obtidos pelo Modelo de Gandolla, pode-se observar uma boa aderência entre os valores de recalque medido e estimado para os marcos monitorados. A figura 4.25, apresenta outra maneira de observar os resultados obtidos, a partir da correlação entre os recalques medidos e calculados, que mostra de forma mais visual o comportamento das curvas, sendo que para se ter uma boa aderência do modelo os valores medidos e calculados devem ser o mais próximo possível da linha de 45° (linha tracejada).

Na figura 4.26 é possível realizar uma comparação entre os valores obtidos dos parâmetros “a” e “k” do modelo proposto por Gandolla et al. (1992) com os valores

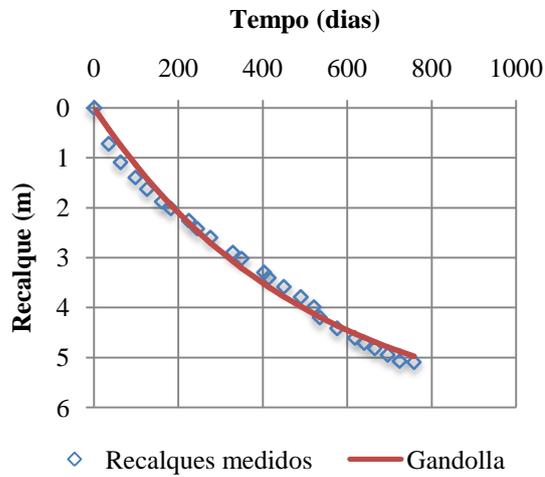
encontrados na literatura. Os valores obtidos para o recalque unitário (a) apesar de apresentarem uma visível dispersão, apresentam-se em sua maioria numa faixa próxima a calculada por outros autores. Os valores mais elevados de “a”, 0,838 e 0,864, foram encontrados nos marcos SM19 e SM20, respectivamente. Os valores calculados para o parâmetro “k” ficaram bastante próximos aos valores sugeridos Alcântara (2007).

Tabela 4.14 – Resultados da aplicação do modelo Gandolla et al. (1992)

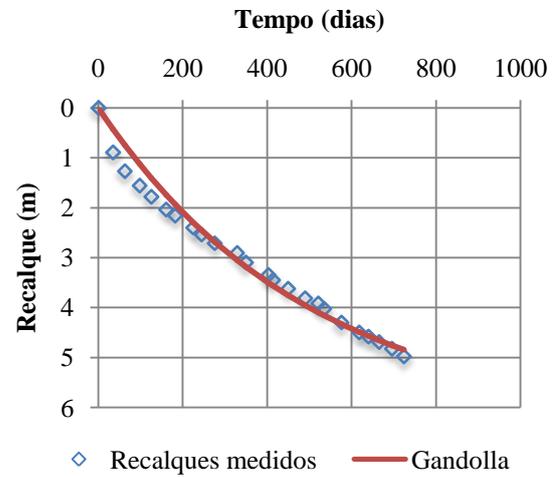
Marco	H (m)	R ²	a	k(x10 ⁻³)
SM1	3,27	0,996	0,488	2,00
SM2	5,90	0,992	0,445	2,00
SM3	9,79	0,986	0,584	1,00
SM4	13,63	0,962	0,623	1,00
SM5	15,59	0,986	0,409	2,00
SM6	15,86	0,973	0,399	2,00
SM7	16,18	0,997	0,502	1,00
SM8	12,74	0,997	0,340	1,00
SM9	5,81	0,995	0,162	2,00
SM10	5,56	0,990	0,135	1,00
SM11	5,87	0,957	0,700	0,17
SM12	12,31	0,991	0,249	1,00
SM13	10,38	0,988	0,317	1,00
SM14	15,21	0,994	0,304	1,00
SM15	15,52	0,987	0,384	1,00
SM16	17,64	0,998	0,303	1,00
SM17	10,50	0,996	0,614	1,50
SM18	13,46	0,990	0,466	1,30
SM19	8,19	0,999	0,838	1,00
SM20	8,04	0,993	0,864	1,00
Média		0,988	0,46	1,25
Desvio Padrão		0,012	0,20	0,50

R²: coeficiente de determinação;
a e k (dia⁻¹): constantes do modelo.

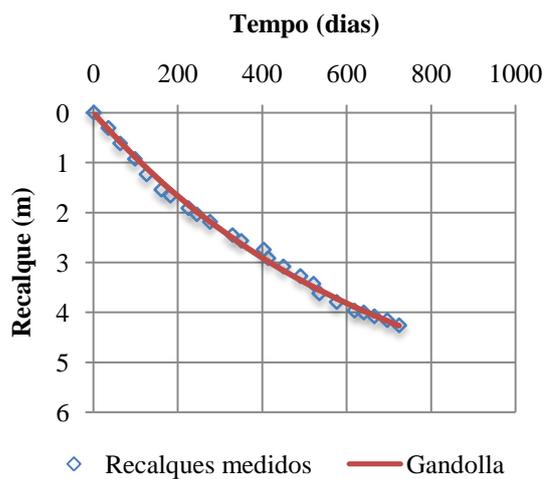
Figura 4.24 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Gandolla et al. (1992)



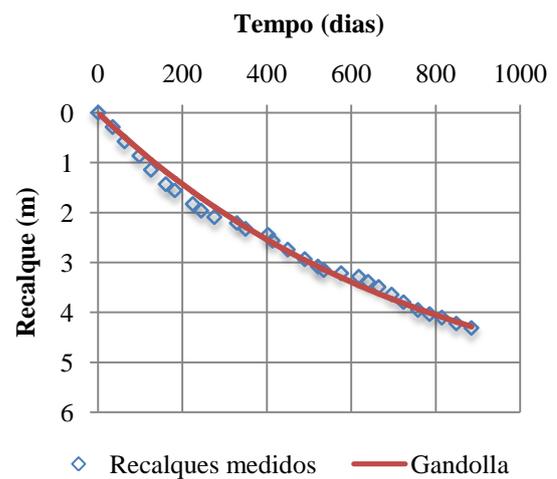
(a) SM5



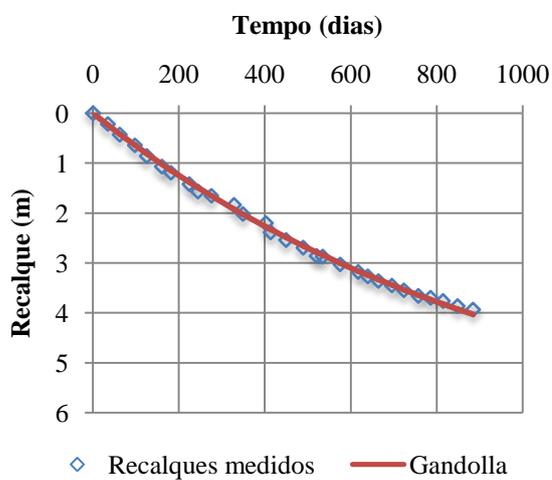
(b) SM6



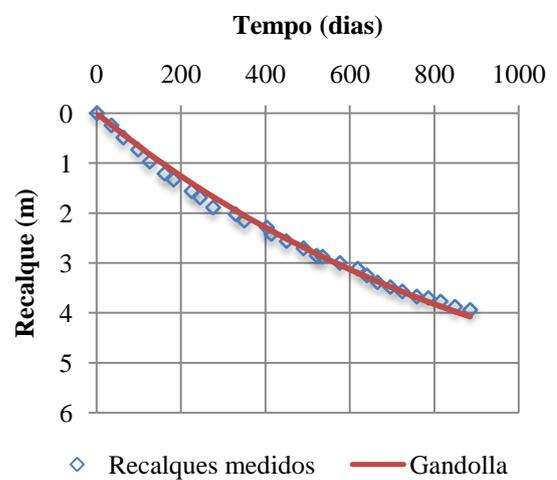
(c) SM17



(d) SM18



(e) SM19



(f) SM20

Figura 4.25 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Gandolla et al. (1992)

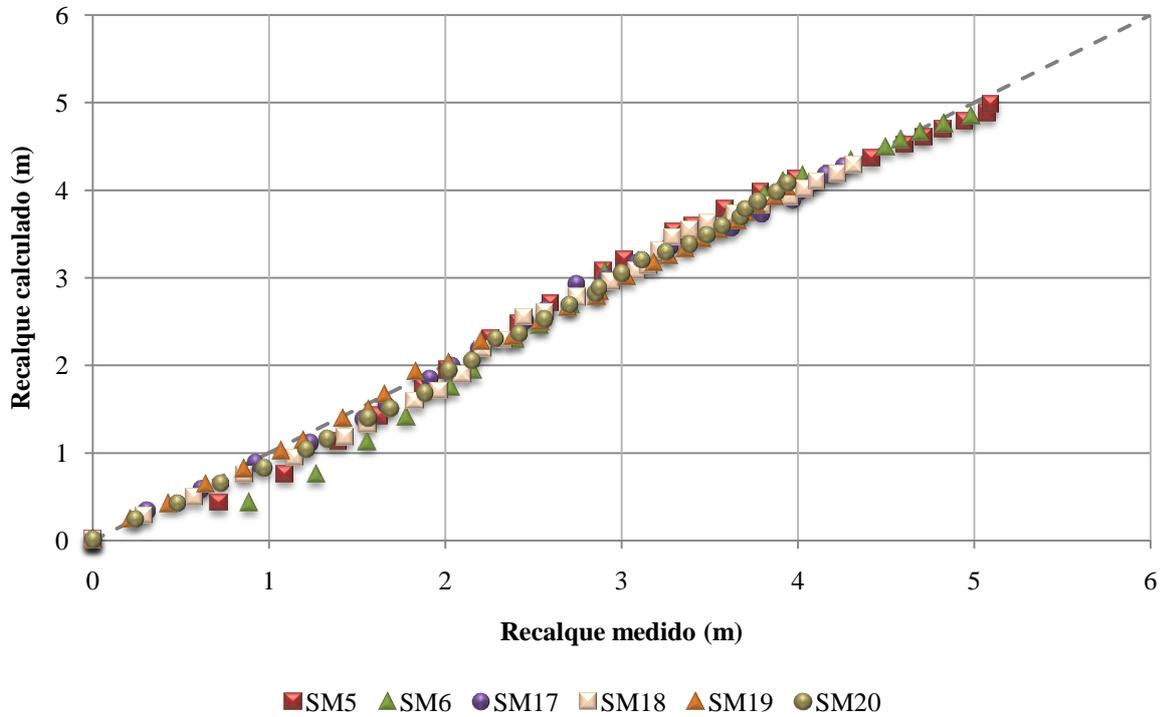
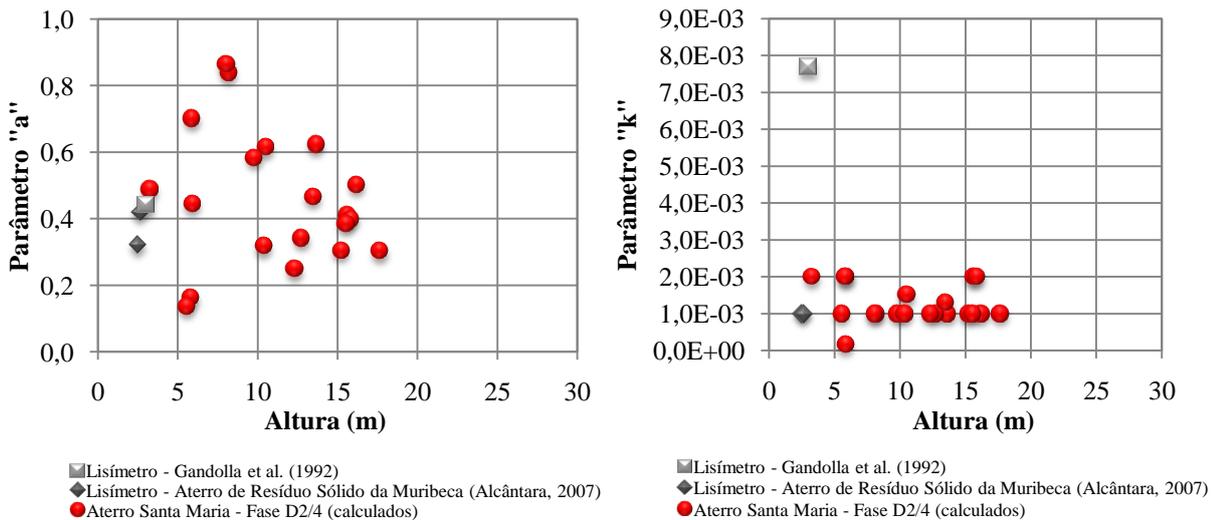


Figura 4.26 – Relação entre os parâmetros do modelo (a e k) baseado no modelo Gandolla et al. (1992) e a altura do maciço de resíduos



4.5.2.2 Modelos Compósitos

a) Modelo de Gibson e Lo (1961)

Uma apresentação do modelo de Gibson e Lo foi apresentada por Edil et al. (1990), destacando sua utilização na previsão de recalques em turfas, uma vez que o comportamento das turfas se assemelha ao dos resíduos; ambos apresentam grandes vazios que se comprimem rapidamente durante a compressão primária, e a maior parte da compressão se dá devido ao processo lento e contínuo de compressão secundária (SIMÕES, 2000). Os resultados obtidos pela aplicação do modelo Gibson e Lo (1961) para os 20 marcos superficiais monitorados na fase D2/4 são apresentados na tabela 4.15.

A figura 4.27 apresenta as curvas de recalque versus tempo os valores medidos e estimados por meio da aplicação do modelo Gibson e Lo (1961).

Tabela 4.15 – Resultados da aplicação do modelo Gibson e Lo (1961)

Marco	H (m)	R ²	a(x10 ⁻⁴)	b(x10 ⁻²)	c(x10 ⁻³)	Δσ _v
SM1	3,27	0,997	4,84	1,86	1,73	27,15
SM2	5,90	0,996	4,19	1,30	1,37	40,28
SM3	9,79	0,995	3,54	0,94	0,92	59,75
SM4	13,63	0,993	2,94	0,55	1,45	78,93
SM5	15,59	0,994	2,65	0,61	1,12	88,76
SM6	15,86	0,988	3,40	0,47	1,47	90,08
SM7	16,18	0,999	0,68	0,56	0,94	91,72
SM8	12,74	0,997	0,00	0,49	0,91	74,50
SM9	5,81	0,996	0,00	0,38	2,21	39,82
SM10	5,56	0,990	0,00	0,34	1,06	38,58
SM11	5,87	0,955	0,00	5,50	0,05	40,14
SM12	12,31	0,994	0,00	0,58	0,52	72,35
SM13	10,38	0,988	9,81E-03	0,50	1,01	62,70
SM14	15,21	0,997	0,00	0,59	0,53	86,85
SM15	15,52	0,990	1,36	0,52	0,72	88,41
SM16	17,64	0,999	0,00	0,28	1,16	98,99
SM17	10,50	0,997	1,05	0,94	1,42	63,28
SM18	13,46	0,985	3,70	1,05	0,51	78,11
SM19	8,19	0,999	0,00	1,49	1,12	51,75
SM20	8,04	0,998	1,19	1,36	1,36	50,99
Média		0,992	1,48	1,02	1,08	66,17
Desvio Padrão		0,010	1,71	1,14	0,48	21,73

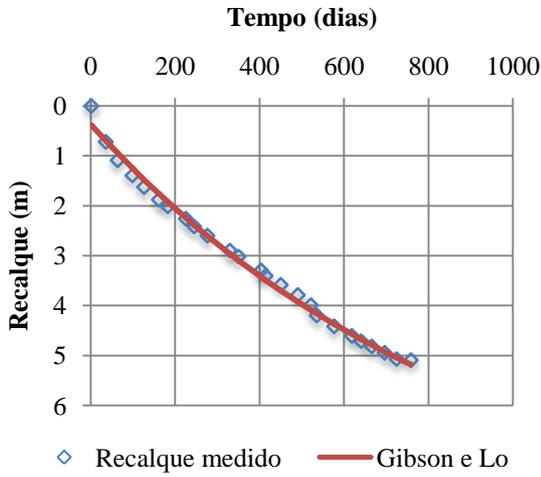
R²: coeficiente de determinação;

a (kPa⁻¹) e b (kPa⁻¹): parâmetros de compressibilidade primária e secundária do resíduo;

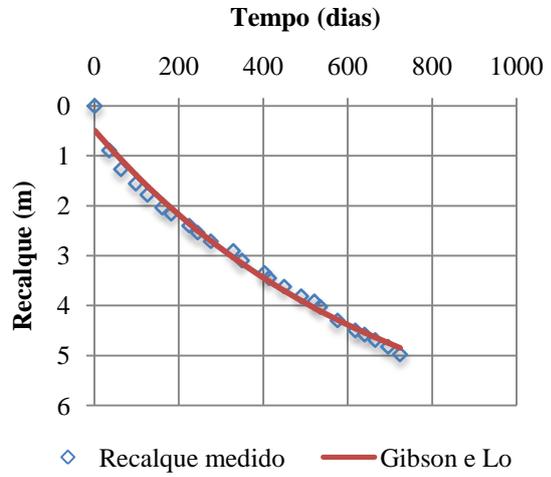
c (dia⁻¹) = (λ/b): taxa de compressão secundária;

Δσ_v (kPa): tensão vertical atuante.

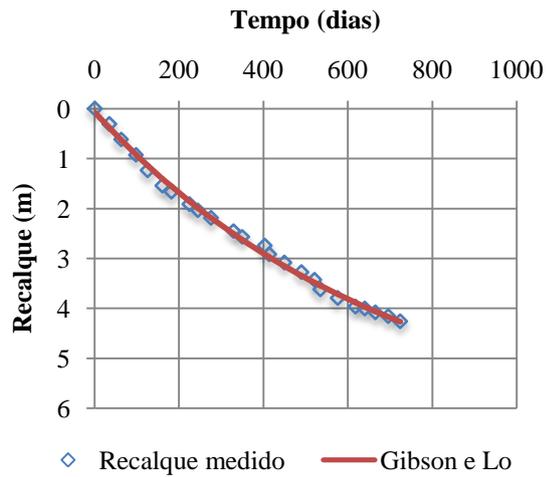
Figura 4.27 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Gibson e Lo (1961)



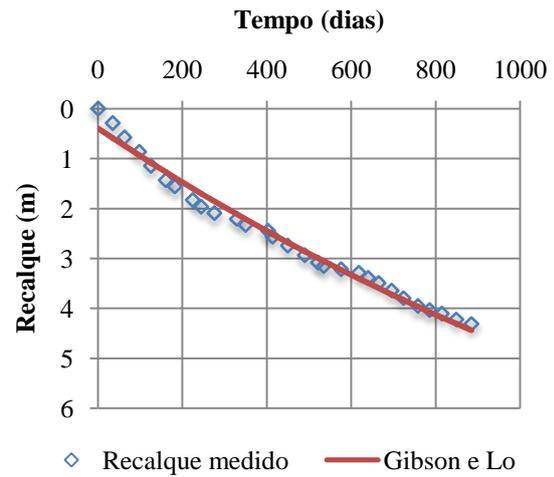
(a) SM5



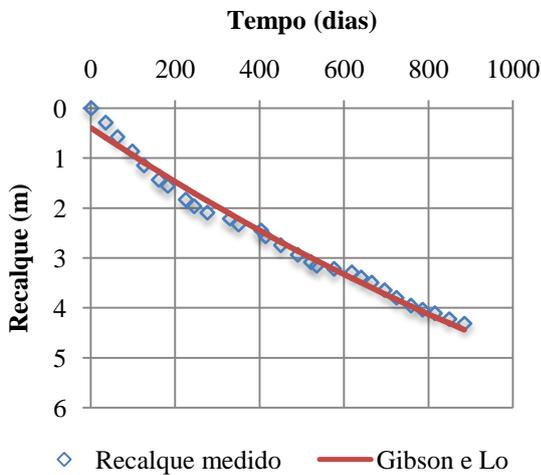
(b) SM6



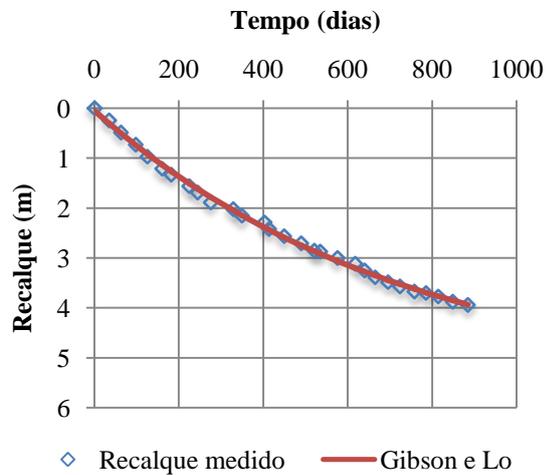
(c) SM17



(d) SM18



(e) SM19

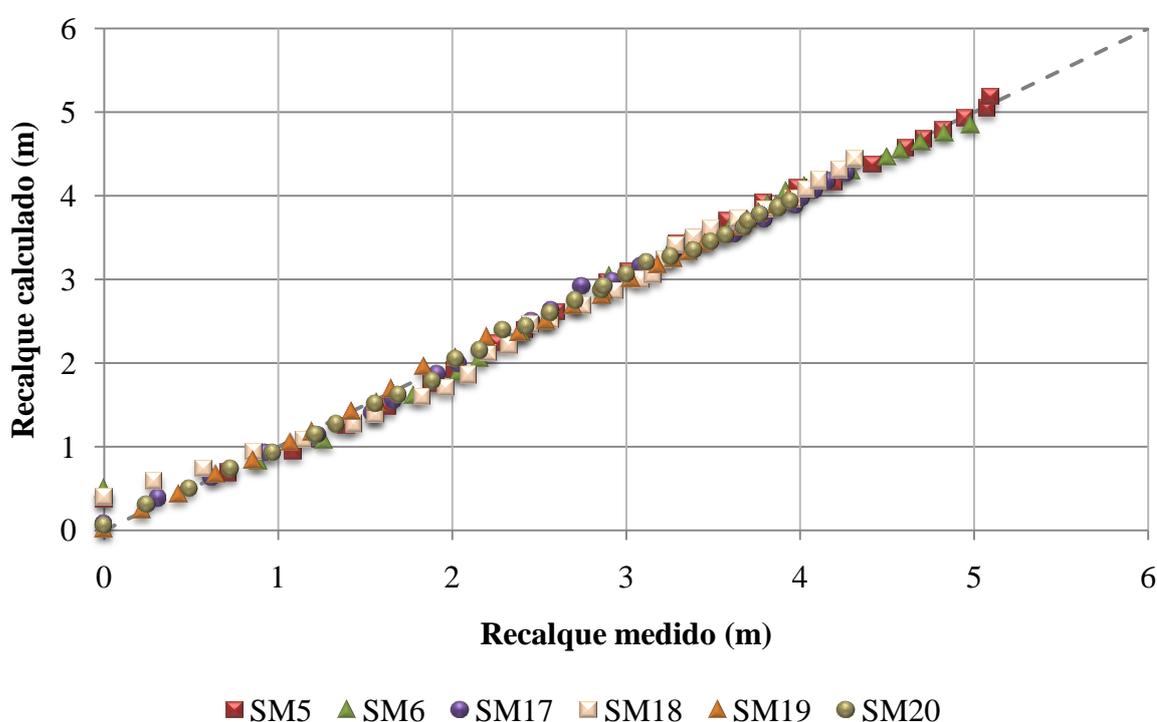


(f) SM20

Com base nos resultados obtidos é possível notar uma boa aderência entre os dados medidos e estimados.

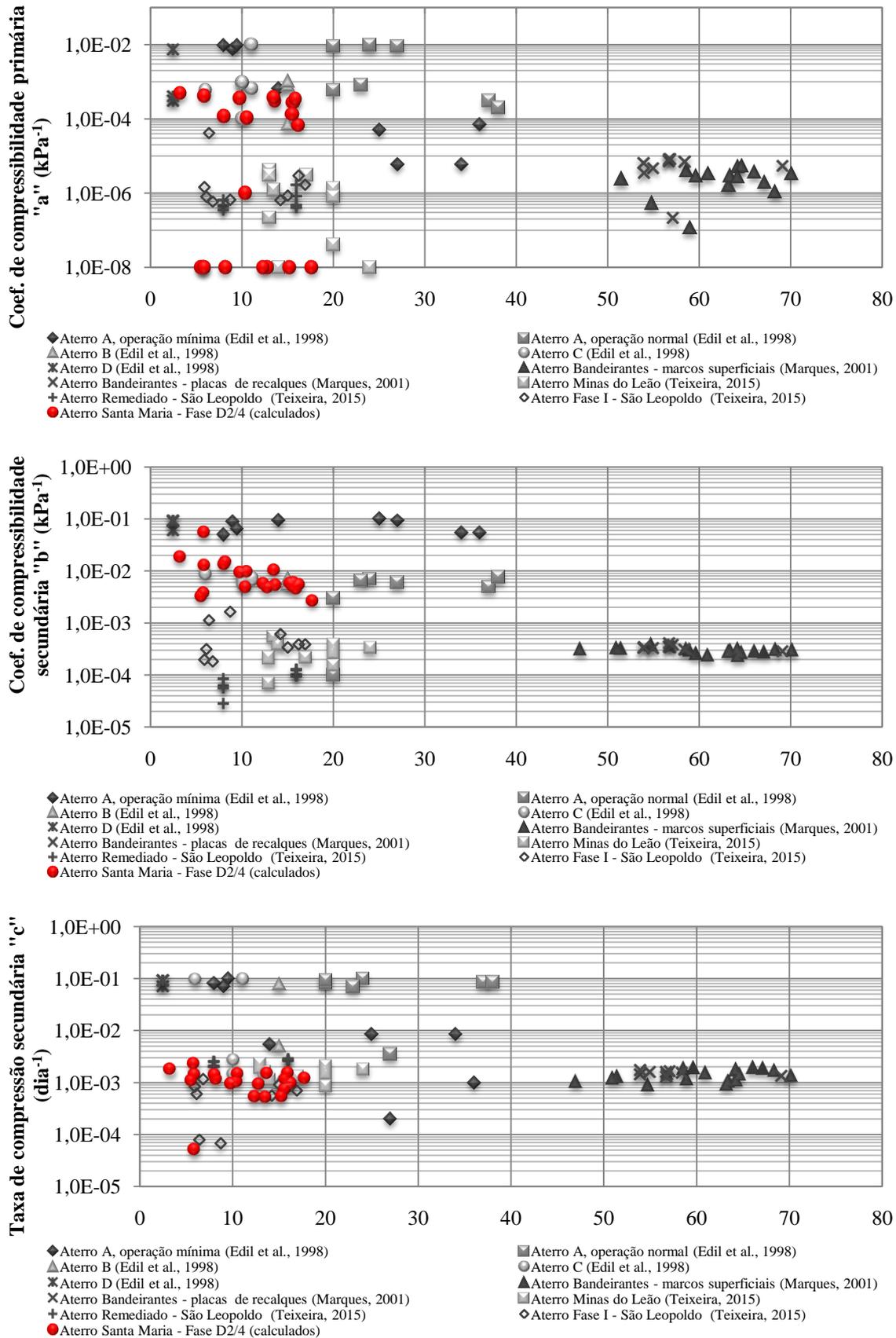
Outra maneira de observar os resultados obtidos pelo modelo é apresentada na figura 4.28, sendo a correlação entre os recalques medidos e calculados. A correlação mostra a proximidade dos valores de recalques com a linha de 45° que confirma a boa aderência deste modelo para a previsão de recalques para os aterros sanitários em estudo.

Figura 4.28 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Gibson e Lo (1961)



Os valores do coeficiente de compressibilidade primária (α) situaram-se entre 0 e $4,84 \times 10^{-4}$ (kPa^{-1}), com média na faixa de $1,48 \times 10^{-4}$ (kPa^{-1}), valor próximo ao encontrado por Bareither e Kwak (2015), $1,90 \times 10^{-4}$ (kPa^{-1}). Os parâmetros de compressibilidade secundária (β) apresentou valores entre $0,28 \times 10^{-2}$ (kPa^{-1}) e $5,50 \times 10^{-2}$ (kPa^{-1}), média de $1,02 \times 10^{-2}$ (kPa^{-1}), valor superior ao encontrado por Bareither e Kwak (2015), $4,8 \times 10^{-3}$ (kPa^{-1}). A taxa de compressão secundária (γ) apresenta valor máximo de $2,21 \times 10^{-3}$ (dia^{-1}) e mínimo de $0,05 \times 10^{-3}$ (dia^{-1}), valor médio de $1,08 \times 10^{-3}$ (dia^{-1}), inferior ao apresentado por Bareither e Kwak (2015), $2,10 \times 10^{-2}$ (dia^{-1}). A figura 4.29 compara os resultados obtidos na fase D2/4 com os dados da literatura, onde é possível observar a aproximação dos resultados obtidos com os dados fornecidos por outros autores.

Figura 4.29 – Relação entre os parâmetros de compressibilidade do modelo de Gibson e Lo (1961) e a altura do maciço de resíduos



b) Modelo Bjarngard e Edgers (1990)

No modelo proposto, os autores associam os assentamentos primários a ações resultantes da deposição de novas camadas e os assentamentos secundários aos processos de decomposição (físico-química e bioquímica) da matéria orgânica e de fluência mecânica (GOMES, 2008). A partir de ajustes matemáticos foi determinado o coeficiente de compressão secundária intermediária ($C_{\alpha M}$) e o coeficiente de compressão secundária de longo prazo ($C_{\alpha B}$) e para a determinação do tempo de transição entre as fases de compressão secundária (t_B) foi utilizado procedimentos gráficos.

Os resultados obtidos para a estimativa de recalques dos marcos superficiais analisados, na fase D2/4, no aterro de Santa Maria, a partir do modelo de Bjarngard e Edgers são apresentados na tabela 4.16. A figura 4.30 apresenta as curvas recalque em termos de deformação versus logaritmo do tempo para os valores medidos e previstos.

Tabela 4.16 – Resultados da aplicação do modelo Bjarngard e Edgers (1990)

Marco	H (m)	R ²	C _{αM}	C _{αB}	t _M	t _B
SM1	3,27	0,990	0,15	0,41	18	215
SM2	5,90	0,992	0,15	0,44	18	300
SM3	9,79	0,996	0,12	0,41	18	300
SM4	13,63	0,996	0,13	0,37	18	300
SM5	15,59	0,995	0,13	0,43	18	315
SM6	15,86	0,996	0,13	0,38	14	315
SM7	16,18	0,992	0,10	0,34	21	280
SM8	12,74	0,970	0,06	0,23	18	300
SM9	5,81	0,995	0,04	0,12	18	130
SM10	5,56	0,995	0,01	0,08	10	180
SM11	5,87	0,990	0,01	0,17	18	270
SM12	12,31	0,984	0,03	0,16	18	200
SM13	10,38	0,986	0,04	0,17	30	130
SM14	15,21	0,977	0,05	0,23	18	290
SM15	15,52	0,977	0,08	0,25	18	300
SM16	17,64	0,988	0,05	0,20	18	240
SM17	10,50	0,994	0,21	0,54	35	300
SM18	13,46	0,984	0,16	0,38	35	300
SM19	8,19	0,996	0,20	0,60	30	300
SM20	8,04	0,994	0,23	0,57	32	300
Média		0,989	0,10	0,32	21	263
Desvio Padrão		0,008	0,07	0,15	7	60

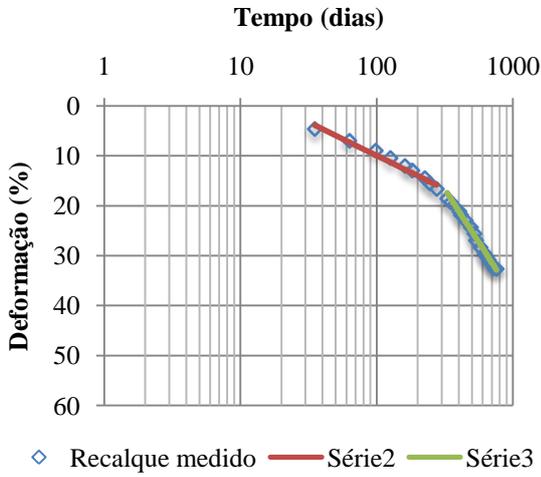
R²: coeficiente de determinação;

C _{α M} e C _{α B}: coeficiente creep mecânico e coeficiente biocompressão;

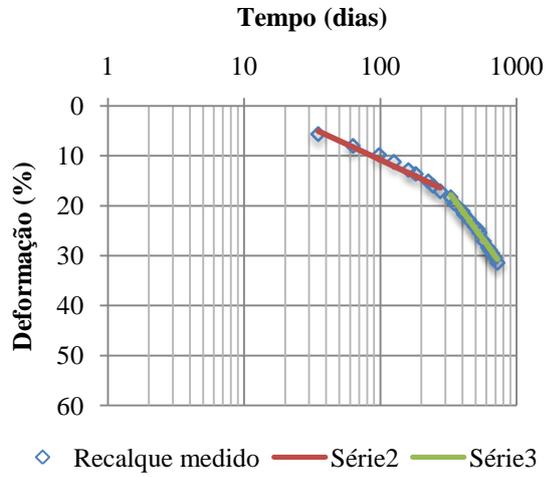
t_M (dias): tempo para conclusão da compressão inicial;

t_B (dias): tempo para o início da biodegradação;

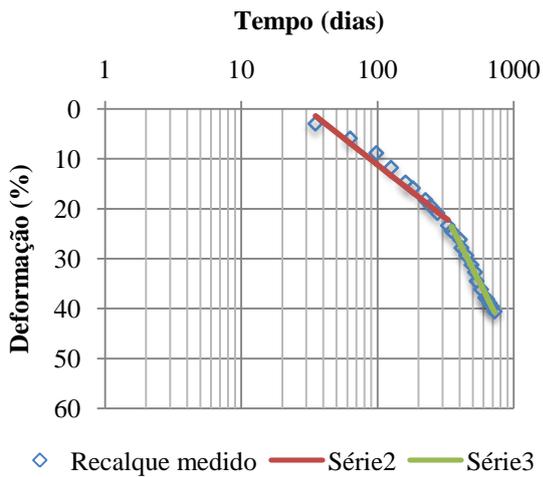
Figura 4.30 – Relação deformação medida e deformação prevista versus tempo, com base no modelo Bjarngard e Edgers (1990)



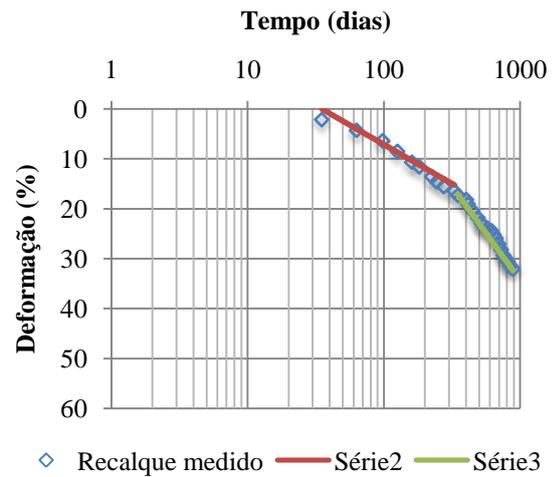
(a) SM5



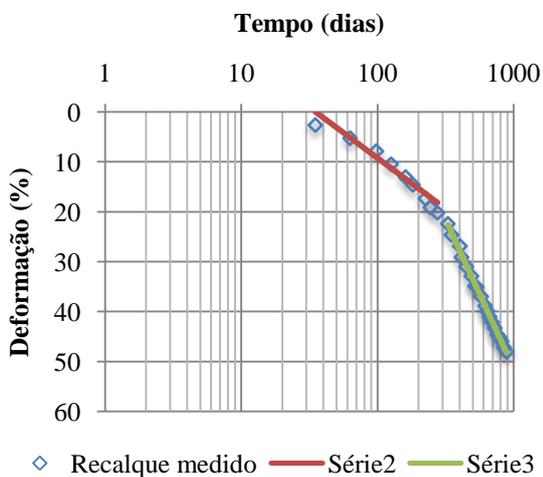
(b) SM6



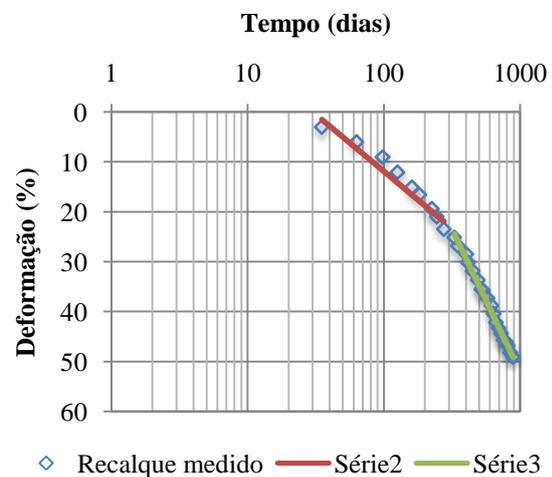
(c) SM17



(d) SM18



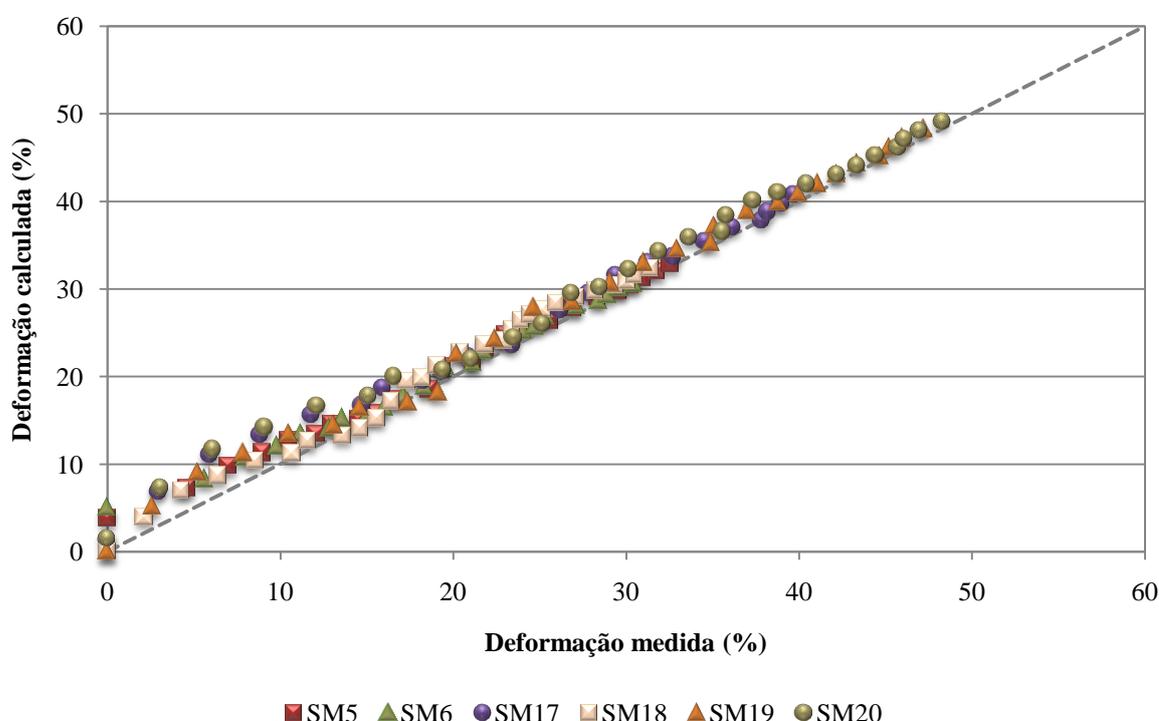
(e) SM19



(f) SM20

A correlação entre a deformação medida e a deformação calculada para os 20 marcos analisados na fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria, é apresentada na figura 4.31. Esta correlação é outra forma de demonstrar os resultados obtidos pela aplicação do modelo estudado. Observa-se que os valores de deformação medida e calculada estão próximos à linha tracejada, confirmando assim, a boa aderência do modelo estudado para os aterros analisados. A aplicação deste modelo resultou em boa concordância para os marcos superficiais.

Figura 4.31 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Bjarngard e Edgers (1990)

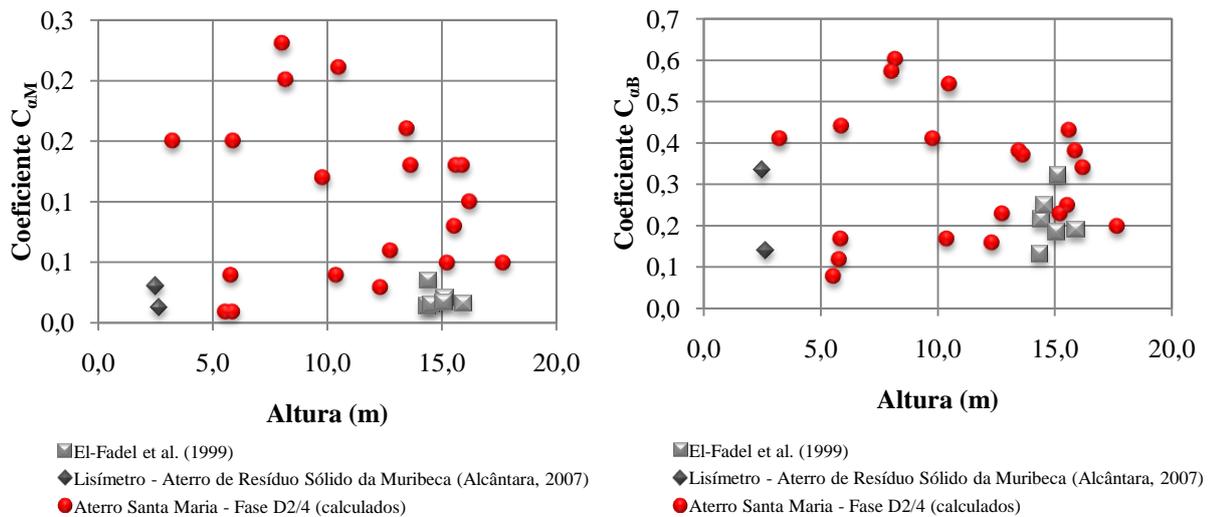


A figura 4.32 compara os dados obtidos no aterro em estudo com os dados da literatura. Os valores dos coeficientes $C_{\alpha M}$ e $C_{\alpha B}$ foram determinados para os intervalos de tempos apresentados na tabela 4.16.

Os valores calculados para o coeficiente de creep mecânico, situados entre 0,010 e 0,230 encontram-se, em sua maioria, acima dos valores apresentados por El-Fadel et al.(1999) e Alcântara (2007). Bjarngard e Edgers (1990), com a aplicação do modelo determinaram que o parâmetro $C_{\alpha 1}$ varia entre 0,003 e 0,038, Babu et al 2010a relatou valor igual 0,035 e Bareither e Kwak (2015) valores entre 0,017 e 0,100, com média igual a 0,059. Observa-se que os valores de biocompressão, com valor mínimo 0,080 e valor máximo 0,600, estão

situados mais próximos aos valores encontrados na literatura. Bjarngard e Edgers (1990), determinaram que o parâmetro $C_{\alpha 2}$ varia entre 0,017 e 0,51, Babu et al (2010^a), 0,215 e Bareither e Kwak (2015) 0,057 a 0,360, com média igual 0,21. Os marcos SM17, SM19 e SM20 apresentaram os valores mais elevados.

Figura 4.32 – Relação entre os parâmetros modelo Bjarngard e Edgers (1990) e a altura do maciço de resíduos



c) Modelo Chen et al. (2010)

Os autores propõem um modelo unidimensional para a simulação de compressão em longo prazo com base nas condições dos dados experimentais, bem como nas condições de preenchimento das células. Os experimentos foram realizados com sistemas de controle de temperatura, recirculação de lixiviado, carregamento e sistemas de coleta de líquido e gás. O modelo é particularmente adequado para aterros com condições ótimas de decomposição.

Na tabela 4.17 estão apresentados os resultados para os parâmetros obtidos pela aplicação do modelo de Chen et al. (2010), na fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria. Os valores referentes a deformação última devido ao creep mecânico e biocompressão (ϵ_{MB}) variaram entre 0,13 e 0,77, média igual a 0,39, sendo que os marcos SM19 e SM20 apresentaram os resultados mais elevados. O coeficiente de primeira ordem que engloba o creep mecânico e biocompressão (c_1) variou entre $0,70 \times 10^{-3}$ e $2,41 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$, média de $1,43 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$. Ambos os resultados apresentaram uma faixa de variação maior a encontrada pelos autores Chen et al. (2010a), que em seu trabalho apresentam valor máximo de 0,098 e

mínimo de 0,24 com média 0,17 para ε_{MB} e entre $2,7 \times 10^{-4}$ a $1 \times 10^{-3} \text{dia}^{-1}$, com média $6,4 \times 10^{-4} \text{dia}^{-1}$ para c_t .

A figura 4.33 apresenta as curvas de recalque versus tempo os valores medidos e estimados por meio da aplicação do modelo Chen et al. (2010). De modo geral o modelo apresentou uma boa aderência em relação aos valores medidos, porém pode-se observar que há uma tendência do modelo apresentar valores levemente inferiores.

Outra maneira de observar os resultados obtidos pela aplicação do Chen et al. (2010), sendo a correlação entre os valores de recalques medidos e calculados são apresentados na figura 4.34. Observa-se que nos primeiros 200 dias o modelo tende a apresentar um valor inferior ao valor medido, e após apresentar uma boa aderência, e em alguns casos esse comportamento volta a se repetir.

Tabela 4.17 – Resultados da aplicação do modelo Chen et al. (2010)

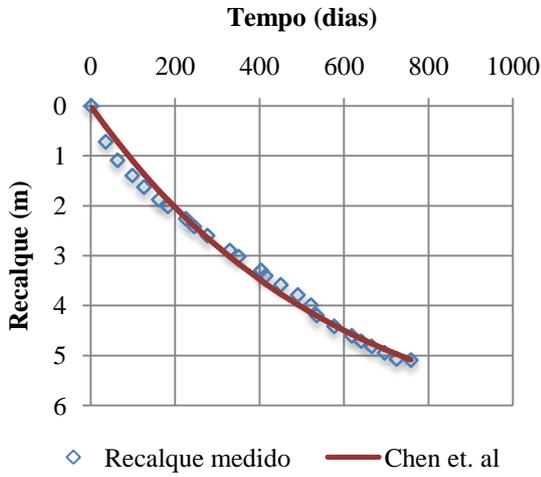
Marco	H (m)	R ²	ε_{MB}	$c_t(10^{-3})$
SM1	3,27	0,995	0,49	1,97
SM2	5,90	0,992	0,49	1,70
SM3	9,79	0,987	0,46	1,42
SM4	13,63	0,986	0,38	2,14
SM5	15,59	0,987	0,45	1,73
SM6	15,86	0,976	0,36	2,41
SM7	16,18	0,998	0,45	1,16
SM8	12,74	0,997	0,37	0,90
SM9	5,81	0,996	0,15	2,21
SM10	5,56	0,990	0,13	1,06
SM11	5,87	0,924	0,20	0,70
SM12	12,31	0,991	0,25	0,99
SM13	10,38	0,988	0,30	1,08
SM14	15,21	0,994	0,30	1,01
SM15	15,52	0,985	0,35	1,14
SM16	17,64	0,998	0,25	1,32
SM17	10,50	0,996	0,60	1,56
SM18	13,46	0,992	0,41	1,60
SM19	8,19	0,999	0,77	1,12
SM20	8,04	0,997	0,69	1,42
Média		0,988	0,39	1,43
Desvio Padrão		0,016	0,17	0,47

R²: coeficiente de determinação;

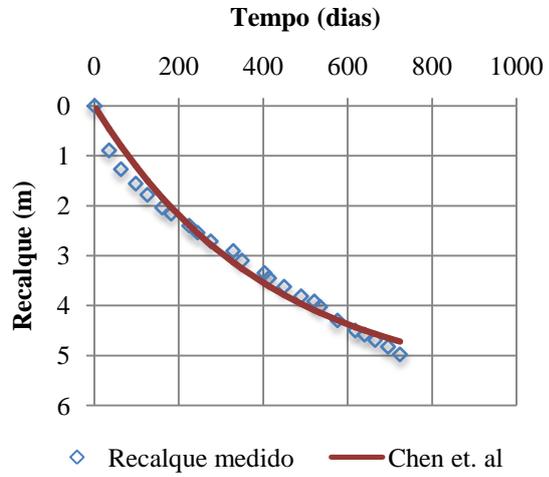
ε_{MB} : deformação última devido ao creep mecânico e biocompressão;

c_t (dia⁻¹): coeficiente de primeira ordem que engloba o creep mecânico e biocompressão.

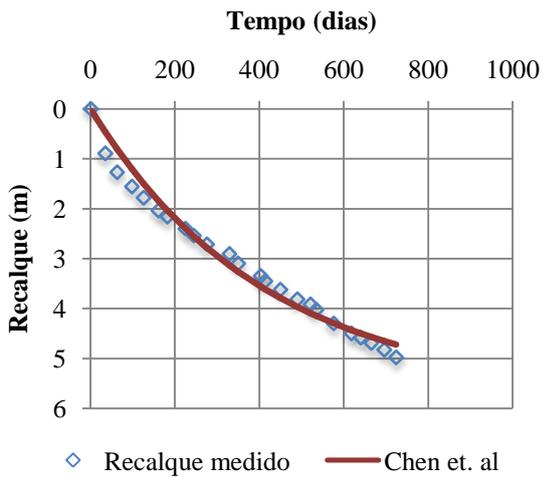
Figura 4.33 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Chen et al. (2010)



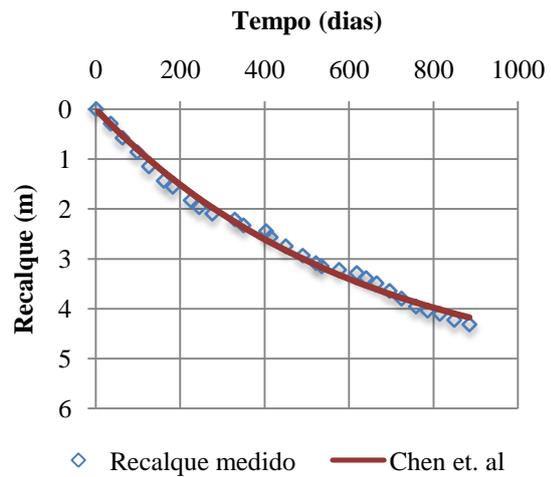
(a) SM5



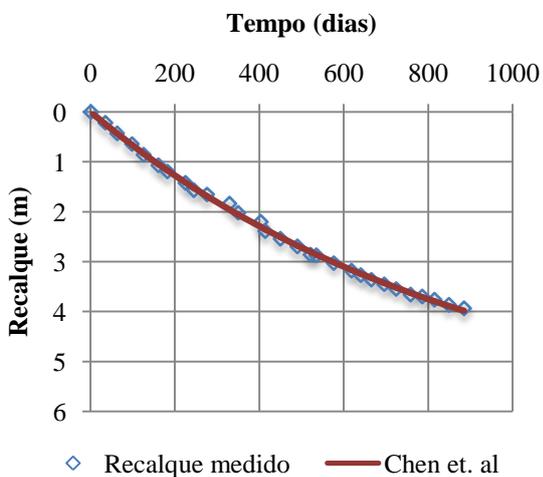
(b) SM6



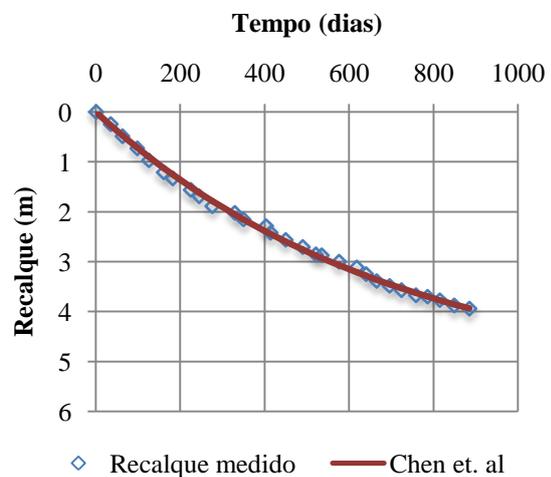
(c) SM17



(d) SM18



(e) SM19



(f) SM20

Kwak (2014) realizou um experimento com dois formatos para disposição de RSU. O primeiro, yolo county pilot project (Yolo), inclui uma célula de controle e outra aprimorada e no segundo, deer track bioreactor experiment (DTBE), um experimento com lisímetro em escala de campo. Os resultados para comparação são apresentados na figura 4.35.

Figura 4.34 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Chen et al. (2010)

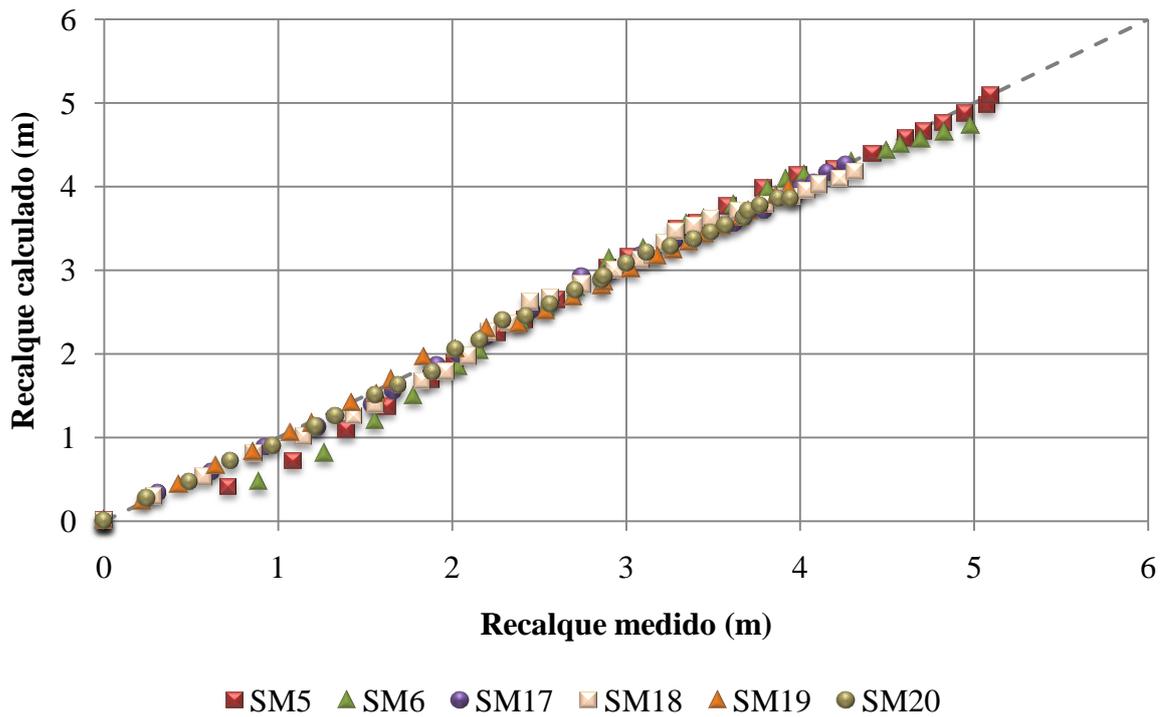
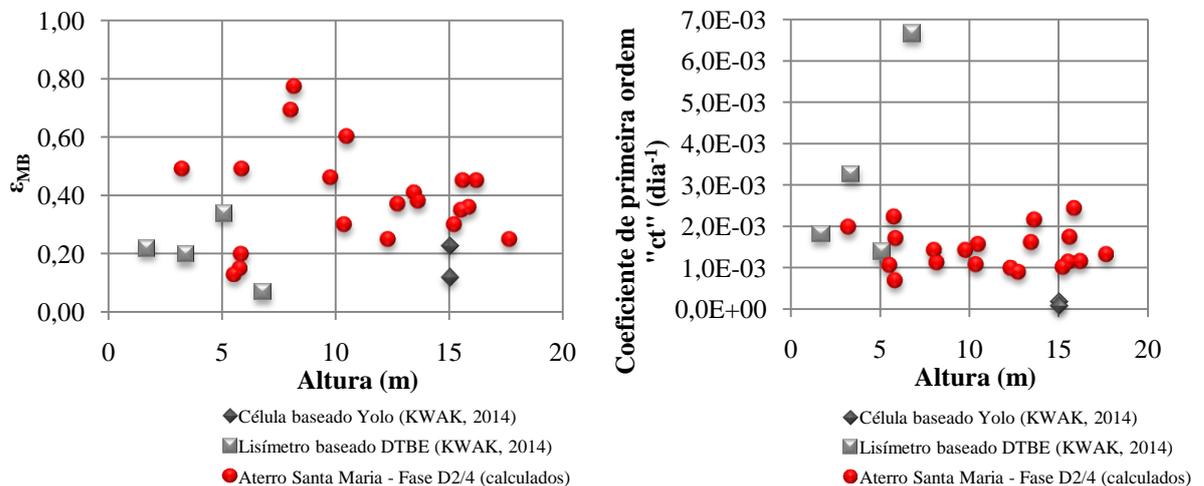


Figura 4.35 – Relação entre os parâmetros modelo Chen et al. (2010) e a altura do maciço de resíduos



d) Modelo Park e Lee (2002)

Para os autores, o valor total do recalque que ocorre em aterros sanitários depende principalmente da quantidade de resíduos sólidos biodegradáveis e, portanto, da idade de preenchimento do aterro de RSU. O período de estabilização dos recalques também depende das condições de decomposição e para investigar as características dos assentamentos de aterros sanitários, foi proposto um modelo matemático.

Na tabela 4.18 são apresentados os resultados obtidos pela estimativa de recalques com o modelo Park e Lee (2002), para os marcos superficiais instalados na fase D2/4.

A figura 4.36 apresenta as curvas dos recalques versus tempo para os valores medidos e previstos, e conforme os resultados obtidos pelo modelo pode-se concluir que o mesmo obteve uma boa aderência.

Tabela 4.18 – Resultados da aplicação do modelo Park e Lee (2002)

Marco	H (m)	R ²	C _{αM}	ε _{BIO}	K(x10 ⁻³)	T _B (dias)
SM1	3,27	0,991	0,15	0,25	3,57	215
SM2	5,90	0,994	0,15	0,28	2,24	300
SM3	9,79	0,997	0,12	0,29	1,86	300
SM4	13,63	0,996	0,13	0,25	2,13	300
SM5	15,59	0,995	0,13	0,25	2,64	315
SM6	15,86	0,983	0,13	0,20	3,68	315
SM7	16,18	0,989	0,10	0,30	1,38	280
SM8	12,74	0,974	0,06	0,11	4,52	300
SM9	5,81	0,995	0,04	0,09	3,84	130
SM10	5,56	0,990	0,01	0,06	3,31	180
SM11	5,87	0,992	0,01	0,14	1,80	270
SM12	12,31	0,991	0,03	0,14	2,21	200
SM13	10,38	0,987	0,04	0,23	1,33	130
SM14	15,21	0,983	0,05	0,12	3,56	290
SM15	15,52	0,981	0,08	0,36	0,70	300
SM16	17,64	0,992	0,05	0,15	2,48	240
SM17	10,50	0,995	0,21	0,65	0,81	300
SM18	13,46	0,994	0,16	0,55	0,62	300
SM19	8,19	0,996	0,20	0,39	2,16	300
SM20	8,04	0,995	0,23	0,59	0,99	300
Média		0,991	0,10	0,27	2,29	263
Desvio Padrão		0,006	0,07	0,17	1,15	60

R²: coeficiente de determinação;

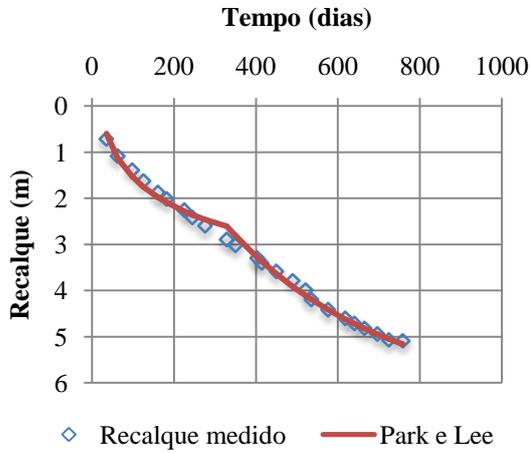
C_{αM}: coeficiente biocompressão;

ε_{BIO}: deformação total devido a biodegradação;

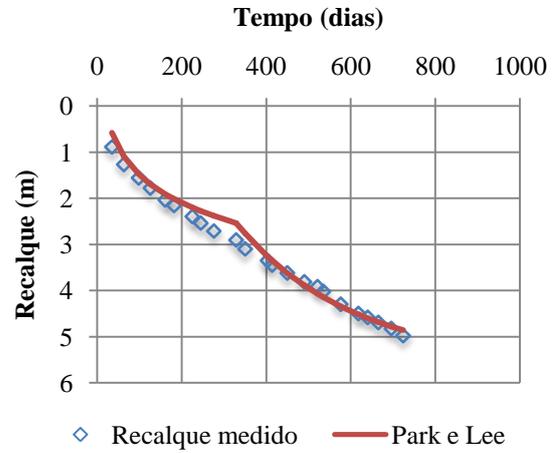
K (dia⁻¹): coeficiente de primeira ordem;

T_B (dias): tempo para o início dos recalques devido a biodegradação.

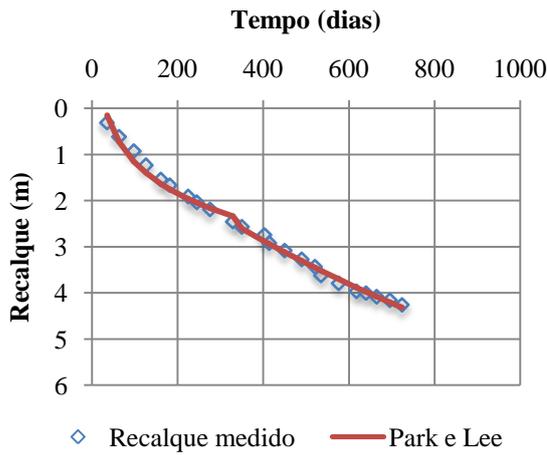
Figura 4.36 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Park e Lee (2002)



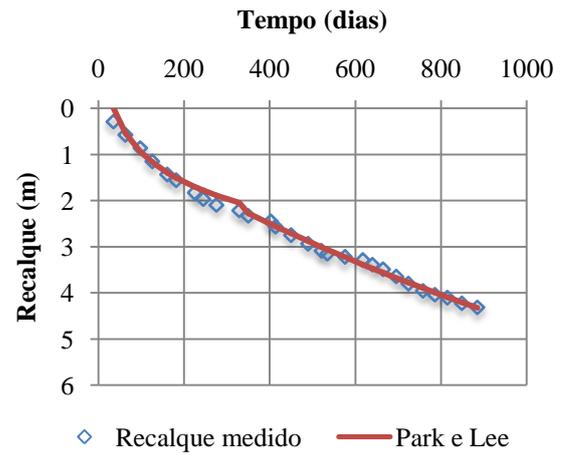
(a) SM5



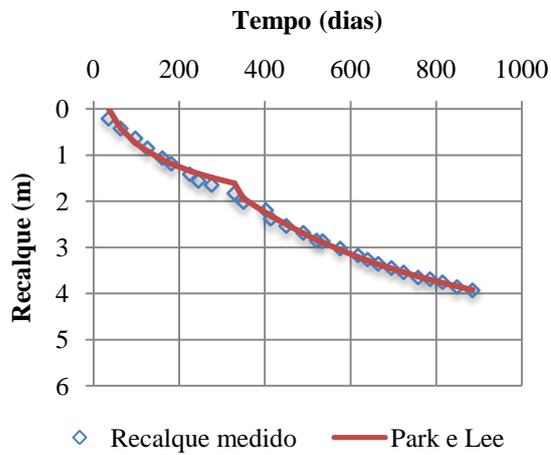
(b) SM6



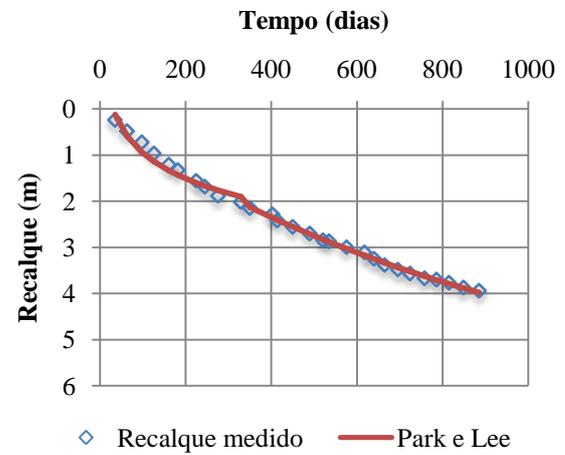
(c) SM17



(d) SM18



(e) SM19

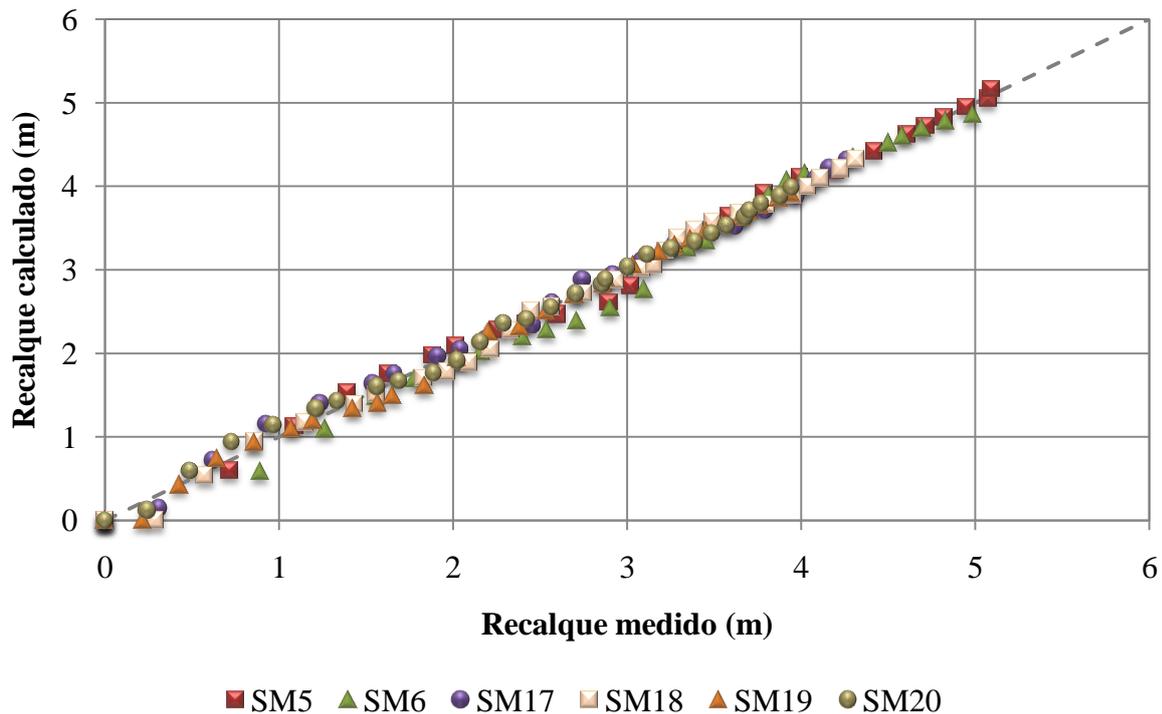


(f) SM20

Os valores do coeficiente de biocompressão ($C_{\alpha M}$) obtidos variaram entre 0,01 e 0,23, com média igual a 0,10; Park e Lee (2002) apresentou em seu estudo valores entre 0,005 e 0,037. A deformação total devido a biodegradação (ϵ_{BIO}) apresentou valor mínimo de 0,06 e máximo de 0,65, com valor médio 0,27; os valores reportados por Park e Lee (2002) estão entre 0,016 e 0,26. Os valores para o coeficiente de primeira ordem (K) apresentam-se entre $0,62 \times 10^{-3}$ e $4,52 \times 10^{-3}$, valor médio $2,29 \times 10^{-3}$; Park e Lee (2002) obteve valores entre $7,0 \times 10^{-4}$ e $4,8 \times 10^{-2}$.

A figura 4.37 demonstra outra maneira de observar a boa aderência dos resultados obtidos pela estimativa de recalques, sendo a partir dos gráficos de correlações entre os recalques medidos e calculados, onde se pode observar que praticamente todos os valores de recalques dos marcos analisados.

Figura 4.37 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Park e Lee (2002)



e) Modelo de Meruelo (1990)

Os resultados obtidos pela estimativa de recalques com o modelo de Meruelo para os 20 marcos superficiais analisados na fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS estão

descritos na tabela 4.19. A idade do aterro ao início das medições (t_0) foi adotada igual a 1 dia. Para a previsão do recalque, foi adotado 46,1% de matéria orgânica nos RSU da fase D2/4 (valor obtido com o estudo da composição gravimétrica), que corresponde a 0,23 do COD (conteúdo orgânico degradável), que equivale a 50,0% da fração total orgânica dos resíduos.

Tabela 4.19 – Resultados da aplicação do modelo Meruelo (1990)

Marco	H (m)	R ²	α	T _c	K _h (x10 ⁻³)
SM1	3,27	0,957	0,25	849	3,57
SM2	5,90	0,988	0,61	849	2,24
SM3	9,79	0,986	0,70	849	1,86
SM4	13,63	0,985	0,68	724	2,16
SM5	15,59	0,976	0,48	758	2,64
SM6	15,86	0,975	0,57	724	2,43
SM7	16,18	0,990	0,68	689	1,90
SM8	12,74	0,992	0,63	689	1,50
SM9	5,81	0,996	0,27	723	3,84
SM10	5,56	0,991	0,37	723	3,31
SM11	5,87	0,906	0,44	689	1,00
SM12	12,31	0,975	0,39	689	1,70
SM13	10,38	0,988	0,77	689	1,20
SM14	15,21	0,984	0,56	689	1,50
SM15	15,52	0,988	0,79	814	1,29
SM16	17,64	0,999	0,69	850	1,17
SM17	10,50	0,987	0,77	724	2,37
SM18	13,46	0,992	0,80	885	1,62
SM19	8,19	0,978	0,76	885	2,16
SM20	8,04	0,987	0,76	885	2,20
Média		0,981	0,60	769	2,08
Desvio Padrão		0,020	0,17	78	0,79

R²: coeficiente de determinação;

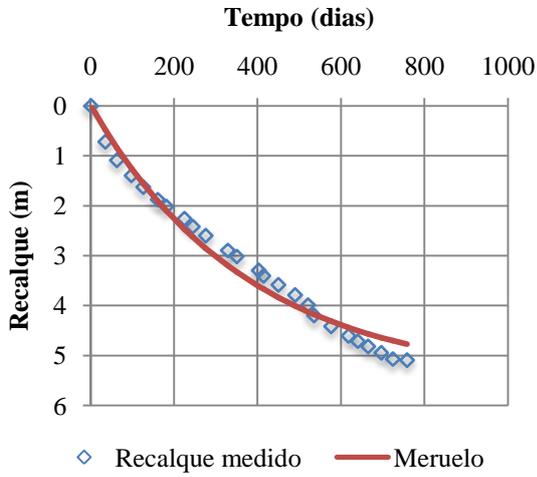
α : coeficiente de perda de massa;

T_c (dias): tempo de construção do aterro;

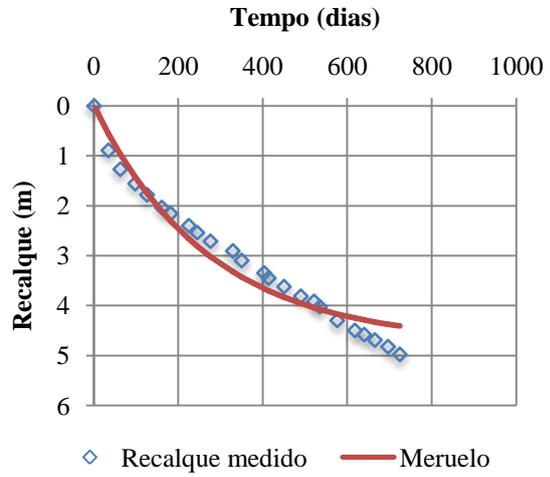
K_h (dia⁻¹): coeficiente de hidrólise.

Os valores do coeficiente de perda de massa (α) e do coeficiente de hidrólise (K_h) foram determinados por ajuste de curvas pelo método dos mínimos quadrados. Este método foi calculado pela ferramenta *Solver* do programa *Microsoft Excel Office*, que determina os valores de “ α ” e “K_h” a partir do melhor ajuste entre as curvas teóricas e experimentais. A figura 4.38 apresenta as curvas dos recalques versus tempo para os valores medidos e previstos. Conforme os resultados obtidos pelo modelo, pode-se concluir que o mesmo não obteve uma boa aderência.

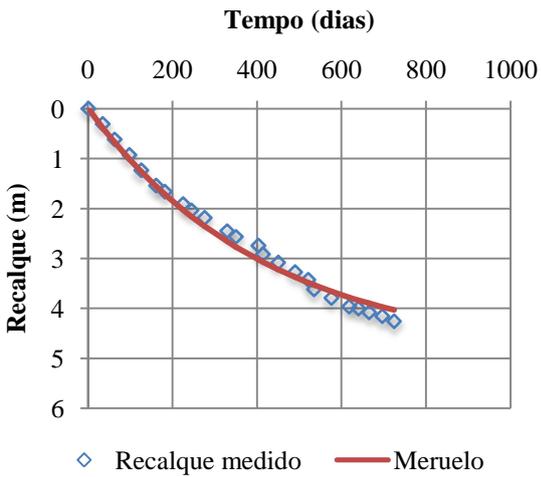
Figura 4.38 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Meruelo (1990)



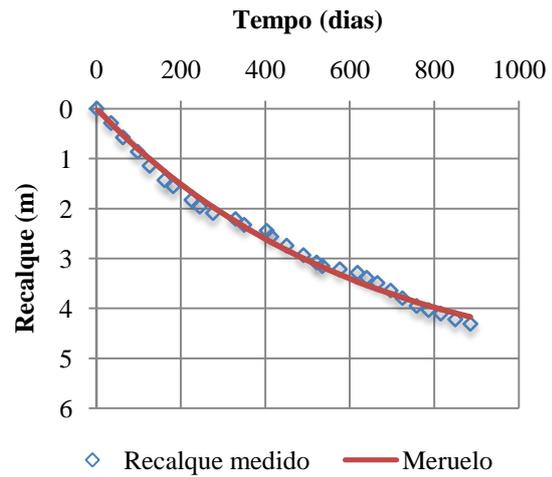
(a) SM5



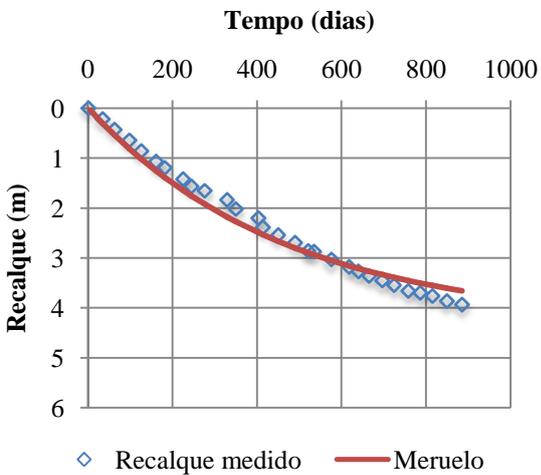
(b) SM6



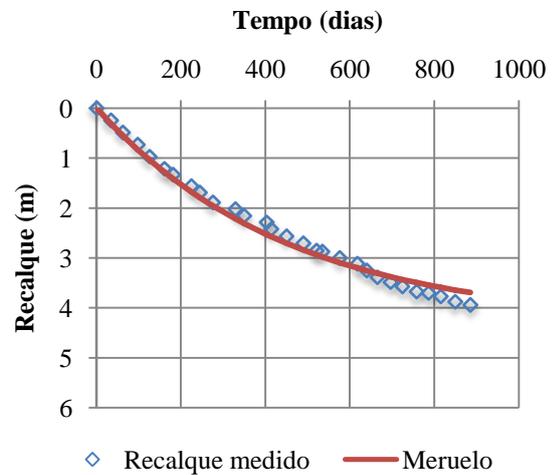
(c) SM17



(d) SM18



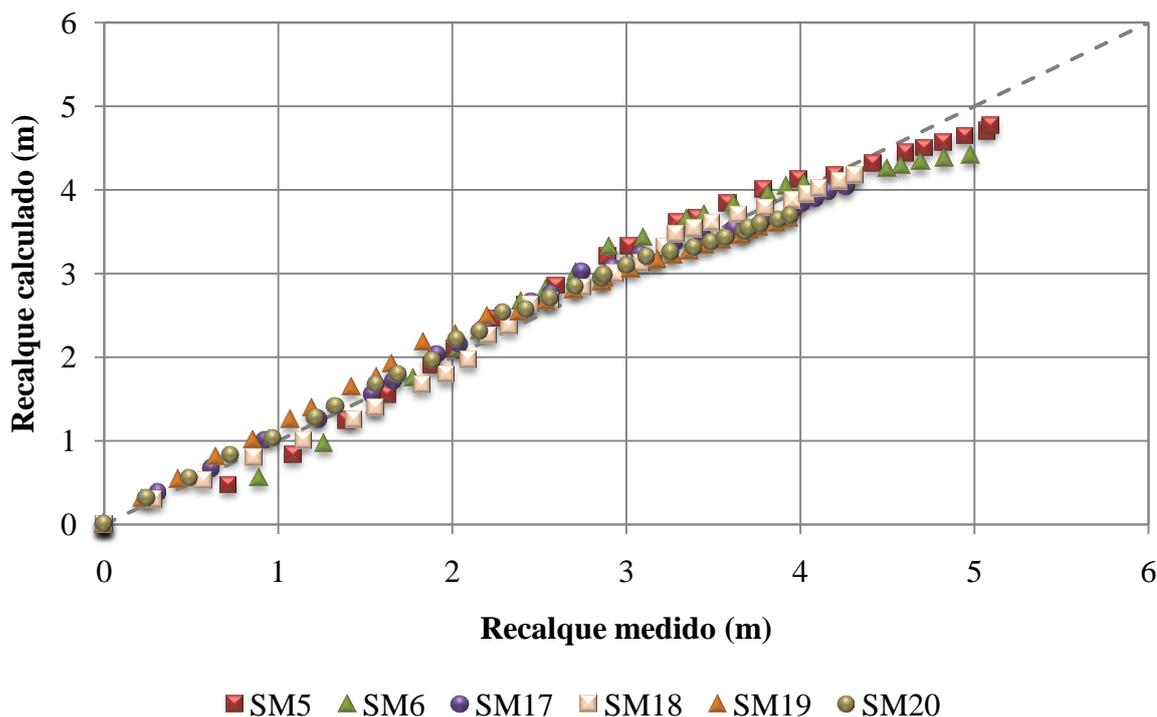
(e) SM19



(f) SM20

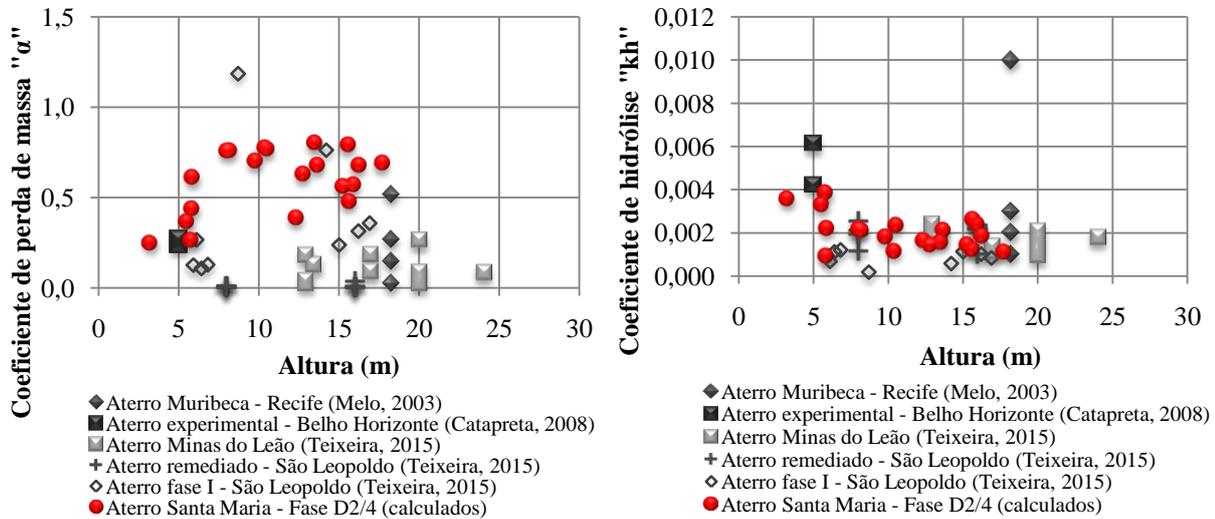
A figura 4.39 demonstra outra maneira de observar a boa aderência dos resultados obtidos pela estimativa de recalques, sendo a partir dos gráficos de correlações entre os recalques medidos e calculados.

Figura 4.39 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Meruelo (1990)



A figura 4.40 procura comparar os resultados obtidos no aterro em estudo (fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria), aterro de Minas do Leão e de São Leopoldo, e os valores dos aterros Muribeca e de Belo Horizonte. Os valores do coeficiente de perda de massa (α) situaram-se entre 0,25 e 0,80 e os valores do coeficiente de hidrólise (K_h) situaram-se entre 0,001 e 0,004 dia^{-1} , com médias iguais a 0,60 e 0,002 dia^{-1} , respectivamente. É possível notar que os valores referentes ao coeficiente de perda de massa encontram-se mais elevados do que os valores referentes aos aterros em comparação enquanto que os valores referentes ao coeficiente de hidrólise apresentam-se bastante próximos aos valores aos quais estão sendo comparados.

Figura 4.40 – Relação entre os coeficientes (α e K_h) do modelo de Meruelo (1990) e a altura do maciço de resíduos



f) Modelo de Marques (2001)

Os resultados dos parâmetros obtidos pelo modelo Marques (2001) para a estimativa de recalques dos 20 marcos superficiais analisados na fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria são apresentados na tabela 4.20. O coeficiente de compressão mecânica secundária (b) apresentou valores entre $0,28 \times 10^{-2}$ e $2,03 \times 10^{-2} (\text{kPa}^{-1})$, com média igual $0,77 \times 10^{-2}$. Para a taxa de compressão mecânica secundária (c) foram obtidos valores entre $0,15 \times 10^{-3}$ e $2,41 \times 10^{-3} \text{dia}^{-1}$, com média de $1,36 \times 10^{-3}$. Os valores de compressão total devido a degradação dos resíduos (ϵ_{bio}) ficaram entre 0,06 e 0,65, com média 0,27. A taxa de compressão biológica secundária (k) obteve valor mínimo igual a $0,62 \times 10^{-3}$ e valor máximo $4,52 \times 10^{-3} \text{dia}^{-1}$ e média $2,29 \times 10^{-3}$. Marques (2001) obteve como parâmetros médios do modelo valores de $5,72 \times 10^{-4}$ para o coeficiente de compressão mecânica secundária (b); $1,79 \times 10^{-3}$ para a taxa de compressão mecânica secundária (c); 0,16 para compressão total devido a degradação dos resíduos (ϵ_{bio}); e $1,14 \times 10^{-3}$ para taxa de compressão biológica secundária (k).

A figura 4.41 apresenta as curvas dos recalques versus tempo para os valores medidos e previstos pelo modelo de Marques (2001) para os marcos analisados. Conforme os resultados obtidos pela aplicação deste modelo, pode-se concluir que o mesmo obteve uma boa aderência em relação a fase D2/4 do aterro sanitário.

Tabela 4.20 – Resultados da aplicação do modelo Marques (2001)

Marco	H (m)	R ²	b(x10 ⁻²)	c(x10 ⁻³)	ε _{BIO}	K(x10 ⁻³)	Δσ _v	T _B
SM1	3,27	0,974	1,82	1,97	0,25	3,57	27,15	215
SM2	5,90	0,994	1,21	1,70	0,28	2,24	40,28	300
SM3	9,79	0,985	0,77	1,42	0,29	1,86	59,75	300
SM4	13,63	0,978	0,48	2,14	0,25	2,13	78,93	300
SM5	15,59	0,981	0,50	1,73	0,25	2,64	88,76	315
SM6	15,86	0,935	0,40	2,41	0,20	3,68	90,08	315
SM7	16,18	0,984	0,49	1,16	0,30	1,38	91,72	280
SM8	12,74	0,964	0,49	0,91	0,11	4,52	74,49	300
SM9	5,81	0,987	0,38	2,21	0,09	3,84	39,83	130
SM10	5,56	0,980	0,34	1,06	0,06	3,31	38,58	180
SM11	5,87	0,951	2,03	0,15	0,14	1,80	40,13	330
SM12	12,31	0,966	0,58	0,52	0,14	2,21	72,35	200
SM13	10,38	0,977	0,44	1,21	0,23	1,33	62,69	130
SM14	15,21	0,952	0,59	0,53	0,12	3,56	86,85	290
SM15	15,52	0,990	0,37	1,27	0,36	0,70	88,40	300
SM16	17,64	0,978	0,28	1,16	0,15	2,48	98,99	240
SM17	10,50	0,991	0,95	1,56	0,65	0,81	63,28	300
SM18	13,46	0,992	0,52	1,60	0,55	0,62	78,11	300
SM19	8,19	0,997	1,49	1,12	0,39	2,16	51,75	300
SM20	8,04	0,992	1,33	1,44	0,59	0,99	50,99	300
Média		0,978	0,77	1,36	0,27	2,29	66,15	266
Desvio Padrão		0,016	0,52	0,58	0,17	1,15	21,73	62

b (kPa⁻¹): coeficiente de compressão mecânica secundária;

c (dia⁻¹): taxa de compressão mecânica secundária;

ε_{bio}: compressão total devido a degradação dos resíduos;

k (dia⁻¹): taxa de compressão biológica secundária;

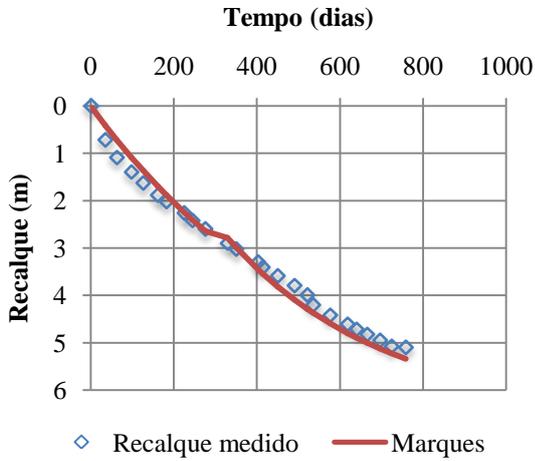
Δσ_v (kPa): acréscimo de tensão vertical no meio da camada em consideração;

T_b (dias): tempo para o início da biodegradação.

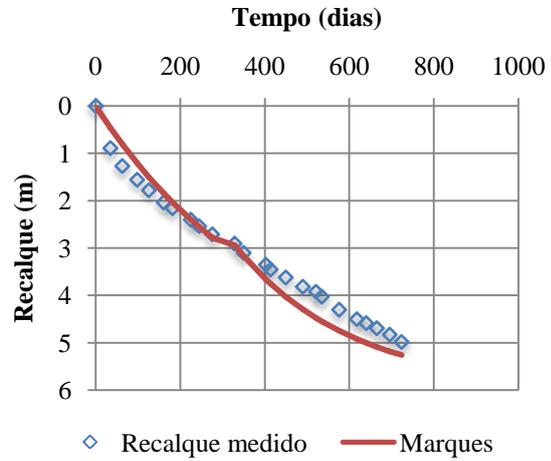
A figura 4.42 demonstra outra maneira de observar a boa aderência dos resultados obtidos pela estimativa de recalques, sendo a partir dos gráficos de correlações entre os recalques medidos e calculados, onde se pode observar que praticamente todos os valores de recalques dos marcos analisados referentes a fase D2/4, do aterro sanitário de Santa Maria, estão próximos a linha de 45°, ou seja, a linha tracejada da figura.

Na figura 4.43 é realizada uma comparação entre os resultados calculados da fase D2/4 com os dados obtidos por Kwak (2014). Na figura 4.43 (a) e (c) é possível observar que alguns valores calculados apresentam-se superiores com relação ao valores obtidos por Kwak (2014); enquanto que na figura 4.43 (b) e (d), apesar da dispersão dos valores obtidos, os mesmo encontram-se dentro da faixa apresentada por Kwak (2014).

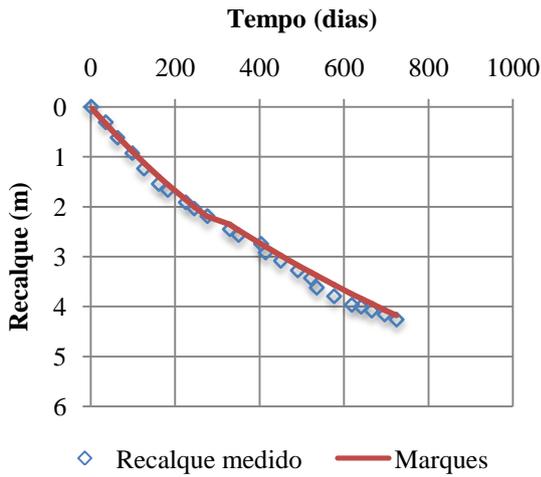
Figura 4.41 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Marques (2001)



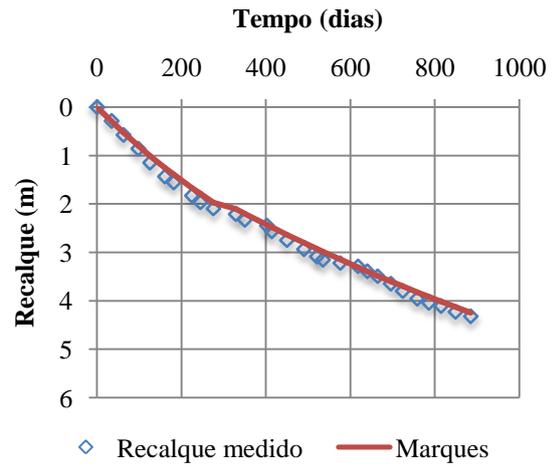
(a) SM5



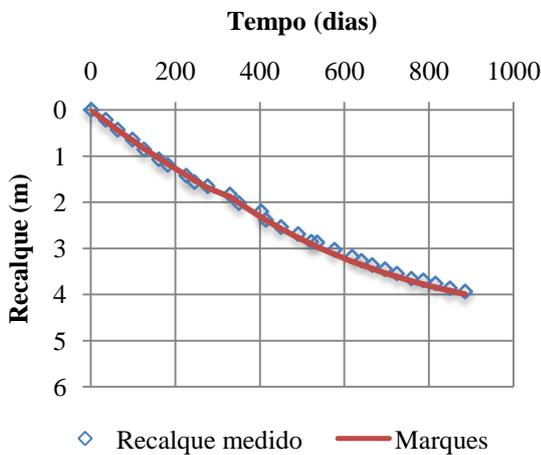
(b) SM6



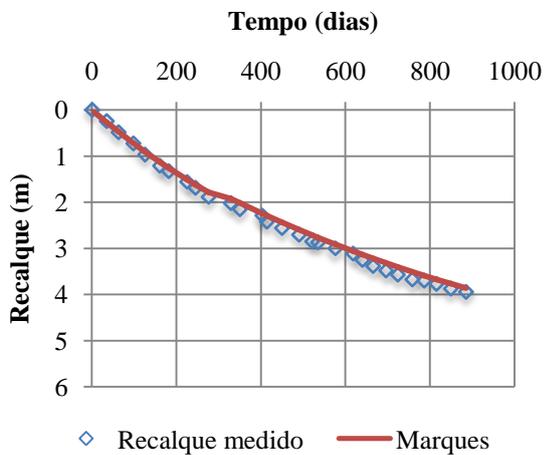
(c) SM17



(d) SM18



(e) SM19



(f) SM20

Figura 4.42 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Marques (2001)

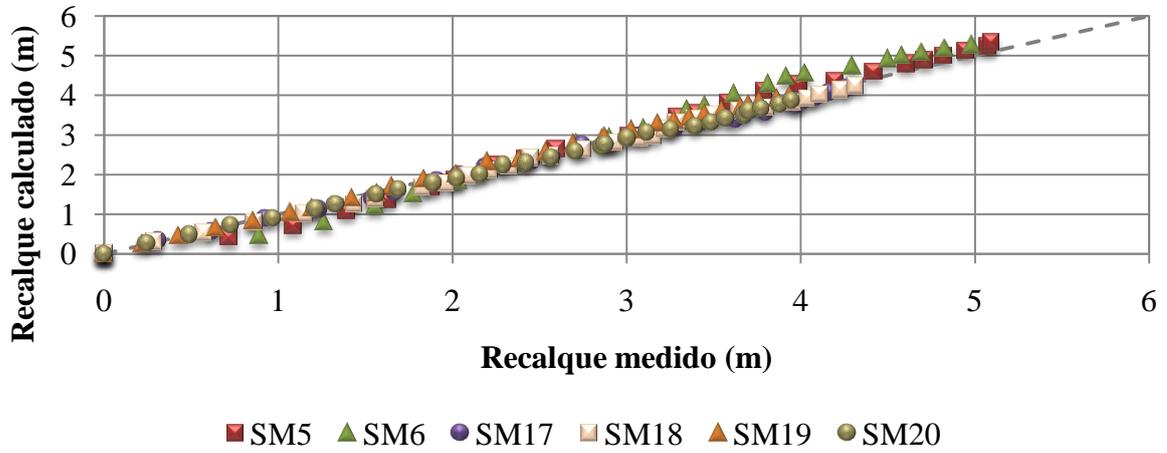
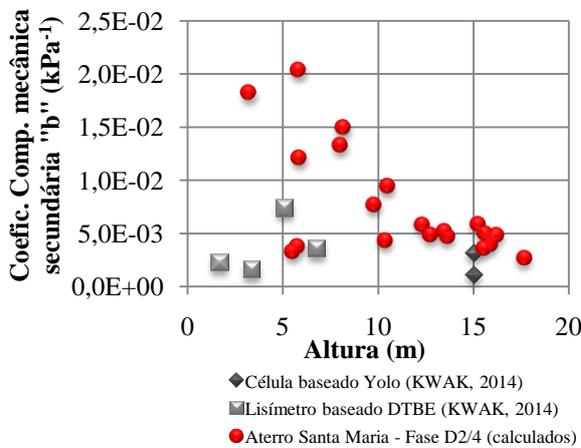
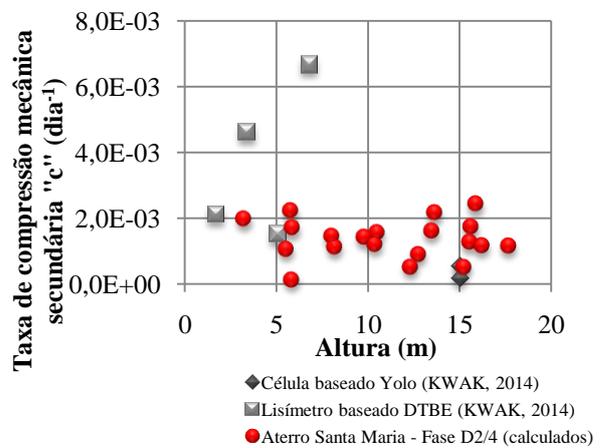


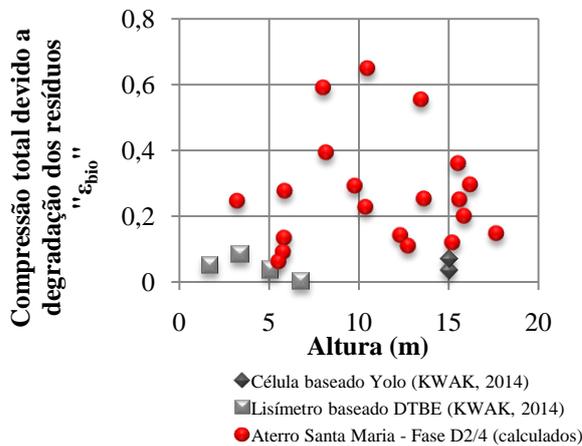
Figura 4.43 - Relação entre os parâmetros modelo Marques (2001) e a altura do maciço de resíduos



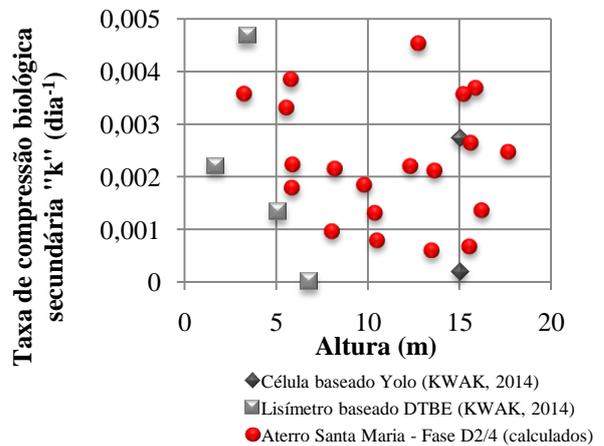
(a) Coefic. Comp. mecânica secundária "b"



(b) Taxa de compressão mecânica secundária "c"



(c) Comp. total devido a deg. dos resíduos "ε_{bio}"



(d) Taxa de comp. bio. secundária "k"

g) Modelo de Gourc et al. (2010)

Para avaliar os recalques mecânico secundário e biológico, diferentes elementos dentro do material de RSU são considerados, cada um se comportando de acordo com sua própria lei constitutiva. Gourc et al. (2010), propõem definir quatro elementos no resíduo: gás, água, materiais inertes sólidos e materiais orgânicos sólidos. Portanto, o modelo de previsão tempo-dependente para prever recalques baseados no $C'_{\alpha M}$ e k é apresentado na equação 4.1. Este modelo é similar ao modelo proposto por Park e Lee (1997) que considera biodegradação dos resíduos dependentes do tempo.

$$S_{TD}(t) = H_{EOI} \cdot \left[C'_{\alpha M} \cdot \log\left(\frac{t}{t_M}\right) + \varepsilon_{BIO} \cdot (1 - e^{-k(t-t_B)}) \right] \quad (4.1)$$

Em aterros modernos, tratamentos diferentes (pré-tratamento, reinjeção de lixiviado, etc.) são aplicados aos resíduos e isso pode induzir a cinética de biodegradação. Assim, recalques mecânicos e biológicos devem ser separados. Gourc et al. (2010), para fins de simplificação, assumem que a degradação seja uma função da produção registrada de biogás durante a metanogênese estável. A primeira abordagem consiste em expressar a variação de massa do conteúdo orgânico como uma cinética de degradação de primeira ordem semelhante ao gás de aterro da EPA modelo de metanogênese (USEPA, 2005).

Bareither et al. (2013) utilizou este modelo (decay-rate model) que foi parametrizado através da otimização por mínimos quadrados para ensaios em RSU em lisímetros. O tempo considerado para o início da biodegradação (t_B) foi adotado como o pico de DQO do efluente lixiviado. Uma estimada inicial da ε_{bio} foi calculada usando a proposta de Gourc et al. (2010), equação 4.2:

$$\varepsilon_{bio} = \left(\frac{\gamma_d}{\gamma_{so}} \right) \cdot c \quad (4.2)$$

Onde: γ_d : peso específico seco inicial; γ_{so} : peso específico seco da fração de sólidos orgânicos; c : relação entre a massa de sólidos orgânicos e a massa total de resíduos. Gourc et al. (2010) recomendou para γ_{so} valores de $8,34 \text{ kN/m}^3$ e o cálculo de c baseado na composição dos RSU. Uma estimativa inicial de k foi obtida por regressão exponencial da DQO com o tempo, iniciando com valores de pico de DQO. Também pode ser utilizada a variação com o tempo da geração de biogás.

Portanto, para expressar os recalques biomecânicos, Gourc et al. (2010) utilizaram o EPA Model (USEPA, 2005) que expressa os recalques como um simples modelo de conversão sólidos-gás. De tal maneira, a degradação dos RSU seria uma função dos registros de produção de biogás durante a fase metanogênica. Segundo os autores esta relação é conveniente porque frequentemente dados de biogás estão disponíveis nos aterros sanitários modernos e relações empíricas têm sido propostas para estimativa de produção de biogás. A equação adotada consiste em expressar a variação de massa do conteúdo orgânico com uma cinética de primeira ordem similar ao modelo de geração de gás em aterros proposto pela EPA (USEPA, 2005). O modelo expressa a produção de biogás instantaneamente pela equação 4.3:

$$Y(t) = BP \cdot K \cdot e^{-k(t-t_{0B})} \quad (4.3)$$

Onde: $Y(t)$ é o rendimento instantâneo de biogás em Nm^3 biogás por tonelada de matéria seca por ano ($\text{Nm}^3/\text{t DM ano}$), BP é o potencial de biogás correspondente à produção total durante a fase metanogênica (Nm^3/tDM), k é a taxa de geração de gás ou constante de decaimento (ano^{-1}) e t_{0B} é o tempo necessário para a metanogênese iniciar (anos). Vale ressaltar que k e t_{0B} variam com a operação do aterro e com composição inicial de resíduos. A produção acumulada de biogás é dada pela equação 4.4:

$$Q(t) = BP \int_{\tau=t_{0B}}^t k \cdot e^{-k(\tau-t_{0B})} d\tau \quad (4.4)$$

Com $Q = BP$. Como $Y(t)$ é uma função decrescente ao longo do tempo, o tempo t_{0B} também corresponde ao tempo de pico da produção de biogás, ou seja: $t_{\text{pico}} = t_{0B}$. O valor de k é determinado segundo Gourc et al (2010) pela equação 4.5:

$$k = \frac{\ln(2)}{(t_{1/2} - t_{0B})} \quad (4.5)$$

Segundo IPCC (2006) e Machado et al. (2009), o valor de k (ou consequentemente a meia vida dos resíduos, $t_{1/2}$) é afetado por uma ampla variedade de fatores relacionados com a composição dos resíduos, condições climáticas, localização, características e operação do aterro, entre outros. Machado et al. (2009) propõe a determinação segundo a equação 4.6:

$$k = \ln(2) / t_{1/2} \quad (4.6)$$

Onde: $t_{1/2}$: tempo (anos) quando metade do potencial total de biogás BP foi gerado.

O valor de k (meia-vida) aplicável a qualquer aterro individual é determinado por um grande número de fatores associados à composição dos resíduos e do local. As taxas mais rápidas ($k = 0,2\text{ano}^{-1}$, ou meia vida de aproximadamente 3 anos) estão associadas a condições de alta umidade e material rapidamente degradável, como resíduos alimentares. Taxas de decaimento bem mais baixas ($k = 0,02\text{ano}^{-1}$, ou meia vida de aproximadamente 35 anos) são associados com condições locais mais secas e resíduos lentamente degradável, como madeira e papel (MACHADO et al., 2009).

A deformação induzida por biodegradação é obtida pela variação do volume total dos sólidos orgânicos, a partir de $t = t_{0B}$ pode ser expresso pela equação 4.7:

$$\Delta v_{s0} = \Delta \left(\frac{m_{s0}}{\rho_{s0}} \right) \quad (4.7)$$

A perda de massa Δm_{s0} devido à degradação do sólido orgânico pode ser expressa por uma relação de decaimento de primeira ordem (USEPA, 2005), equação 4.8:

$$-\frac{dm_{s0}}{dt} = m_{s0}^0 \cdot \frac{Y(t)}{BP} \quad (4.8)$$

Onde: m_{s0}^0 é massa sólida orgânica inicial. A variação de volume dos sólidos orgânicos pode ser expressa usando as seguintes equações 4.9 e 4.10:

$$\Delta v_{s0} = \frac{1}{\rho_{s0}^0} \cdot \left(\int_{\tau=0}^{t-t_{0B}} -m_{s0}^0 \cdot k \cdot e^{-k \cdot T} \cdot dT \right) \quad (4.9)$$

$$= \frac{m_{s0}^0}{\rho_{s0}^0} \cdot (1 - e^{-k(t-t_{0B})}) \quad (4.10)$$

A massa dos sólidos orgânicos inicial (m_{s0}^0) pode ser expressa como uma parte da massa sólida seca inicial global (m_s^0), conforme equação (4.11):

$$m_{s0}^0 = c \cdot m_s^0 \quad (4.11)$$

Onde: c : conteúdo orgânico sólido gravimétrico inicial (kg/kg), dependendo da composição dos RSU. Além disso, a densidade seca inicial global ρ_d^0 pode ser expressa pela equação 4.12:

$$\rho_d^0 = \frac{m_s^0}{v^o} \quad (4.12)$$

Finalmente, a deformação biológica devido à biodegradação dos sólidos orgânicos pode ser calculada para recalque unidimensional a partir da equação 4.13 :

$$\varepsilon_B = \frac{\Delta h_{s0}}{h^0} = \frac{\Delta v_{s0}}{v^0}, \text{ i. e. } \varepsilon_B = \frac{\rho_d^0}{\rho_{s0}^0} \cdot c \cdot (1 - e^{-k(t-t_{0B})}) \quad (4.13)$$

Esta relação implica que a perda de massa orgânica induz uma alteração da estrutura porosa (GOURC et al, 2009).

Na proposta de Gourc et al (2010) a determinação da relação entre o conteúdo orgânico sólido e a produção de biogás é essencial para calcular os recalques e expectativa da produção de biogás. A fração gravimétrica do componente i do resíduo (com n componentes no total):

$$f_{(t)} = \frac{m_{s(i)}^0}{m_s^0} \quad (4.14)$$

Assumindo que a produção total de biogás é igual a produção estequiométrica de biogás da matéria orgânica, equação 4.15:

$$BP \cdot m_s^0 = \sum_{i=1}^n C_{b(i)} \cdot m_{s0(i)}^0 \quad (4.15)$$

Onde: $C_{b(i)}$: produção máxima estequiométrica de biogás em Nm^3 por tonelada de matéria orgânica inicial ($\text{Nm}^3/\text{t OM}$) de cada componente (i) dos resíduos durante a fase estável da metanogênese. Reescrevendo a equação anterior, temos a equação 4.16:

$$BP \cdot m_s^0 = \sum_{i=1}^n C_{b(i)} \cdot C_{(i)i} \cdot m_{s(i)}^0 \quad (4.16)$$

Onde: $c_{(i)}$: conteúdo orgânico sólido do componente (i). Os valores para $C_{b(i)}$ são retirados da literatura (MACHADO et al., 2008). Segundo Gourc et al. (2010) como as variações são relativamente pequenas de $C_{b(i)}$ (Tabela 4.21), um valor constante para cada componente (i) de $C_{b(i)} = C_b = 750 \text{ Nm}^3/\text{t OM}$ foi considerado. Daí a equação 4.16 se reduz a equação 4.17:

$$BP = C_b \cdot \sum_{i=1}^n C_{(i)} \cdot \frac{m_s^0(i)}{m_s^0} \quad (4.17)$$

Tabela 4.21 – Produção de biogás estequiométrico teórico ($C_{b(i)}$) (MACHADO et al., 2008) e fração biodegradável $C_{(i)} = C_{v(i)}$ para cada componente de RSU (i) antes do pré-tratamento (diferentes referências), adaptado de Gourc et al. (2010).

	Finos	Putrescíveis	Papel	Papelão	Têxtil	Madeira
$C_{b(i)}$ (Nm^3 biogás/t OM)	desconhecido	822	698	731	956	808
Fração biodegradável	35%	50%	40%	40%	35%	30%

O conteúdo orgânico de todo o resíduo pode ser calculado usando a equação 4.18:

$$C = \sum_{i=1}^n C_{(i)} \cdot f_{(i)} \quad (4.18)$$

Finalmente a equação 4.19 permite determinar o potencial de biogás correspondente a produção total durante a metanogênese.

$$BP = C_b \cdot \sum_{i=1}^n C_{(i)} \cdot f_{(i)} = C_b \cdot c \quad (4.19)$$

A equação 4.20 pode ser usada para calcular o conteúdo orgânico sólido (c) da efetiva produção de biogás registrada BP_{eff} , que é igual a BP, em caso de biodegradação completa:

$$C = \frac{BP_{\text{eff}}}{C_b} \quad (4.20)$$

Segundo Gourc et al. (2010), em geral, os registros de biogás são suficientes para determinar $t_{1/2}$ e, portanto, k devido à forma das curvas de produção de biogás. Teoricamente, BP_{eff} só poderia ser determinado no final da biodegradação. O valor definido de BP_{eff} é o da produção após a aparente estabilização da produção de biogás.

Na tabela 4.22 são apresentados os resultados referentes ao coeficiente de primeira ordem (k) e ao coeficiente de biocompressão ($C_{\alpha M}$). Para os cálculos foram criados dois cenários, o primeiro onde o parâmetro “ k ” foi calculado pela ferramenta *Solver* do programa *Microsoft Excel Office* e um segundo cenário onde o coeficiente “ k ” foi calculado por meio da curva de gás. Na figura 4.44 é possível visualizar as curvas dos recalques versus tempo para os valores medidos e previstos pelo modelo de Gourc et al. (2010).

Tabela 4.22 – Resultados da aplicação do modelo Gourc et al. (2010)

Marco	H (m)	t_{0M}	R^2	$C_{\alpha M}$	$k(10^{-3})$	$k(x10^{-3}) = 1,16$	
						R^2	$C_{\alpha M}$
SM5	15,59	18	0,997	0,13	1,35	0,993	0,13
SM6	15,86	16	0,995	0,13	1,20	0,995	0,13
SM17	10,50	30	0,996	0,21	1,55	0,984	0,21
SM18	13,46	30	0,994	0,16	0,70	0,932	0,16
SM19	8,19	30	0,996	0,20	2,08	0,941	0,20
SM20	8,04	30	0,995	0,23	1,53	0,984	0,23
Média		26	0,996	0,18	1,40	0,972	0,18
Desvio Padrão		7	0,001	0,04	0,46	0,028	0,04

R^2 : coeficiente de determinação;

$C_{\alpha M}$: coeficiente biocompressão;

K (dia^{-1}): coeficiente de primeira ordem.

Ainda com base na figura 4.44, é possível observar que as curvas que utilizaram os valores de “ k ” calculados a partir da ferramenta *Solver* apresentaram maior aderência aos resultados medidos do que as curvas que utilizaram o valor de “ k ” calculado por meio da curva de biogás.

Na figura 4.45 é demonstrada outra maneira de observar a aderência dos resultados obtidos pela estimativa de recalques, sendo a partir dos gráficos de correlações entre os recalques medidos e calculados, onde se pode observar que praticamente todos os valores de recalques dos marcos analisados referentes a fase D2/4, do aterro sanitário de Santa Maria, na figura 4.45 (a) estão próximos a linha de 45°, ou seja, a linha tracejada da figura. Enquanto que na figura 4.45 (b) observa-se que nem em todos os marcos foi possível alcançar valores próximos aos valores medidos.

Na figura 4.46 é realizada uma comparação entre os resultados calculados da fase D2/4 com os dados obtidos por Gourc et al. (2010) e também Kwak (2014). Os valores obtidos para o coeficiente de biocompressão mostraram-se superiores aos valores sugeridos na literatura. Porém, os valores referentes ao coeficiente de primeira ordem apresentam-se

bastante próximos aos valores propostos por Kwak (2014), e inferiores aos sugeridos por Gourc et al. (2010).

Os valores referentes ao coeficiente de biocompressão foram obtidos por meio da equação gerada pelo gráfico recalque (m) versus tempo (dias) para os 06 marcos localizados no patamar superior da fase D2/4. O valor determinado para ε_{bio} (0,258) foi calculado utilizando-se os valores da densidade seca (t/m^3), igual a 0,728 (calculada); a densidade inicial sólidos orgânicos secos (t/m^3), igual a 0,850 (sugerida pelos autores); e o conteúdo gravimétrico inicial dos sólidos orgânicos igual a 0,302.

Para determinação do conteúdo gravimétrico inicial dos sólidos orgânicos “C”, foram utilizados para o cálculo o somatório da geração potencial de biogás “BP” (Nm^3/t massa seca), igual a 226,29 (calculada); dividido pela produção estequiométrica máxima de biogás “ C_b ” (Nm^3 biogás/t matéria orgânica), igual a 750,00 (sugerida pelos autores). Os valores para produção estequiométrica máxima de biogás para cada componente “ $C_{b(i)}$ ” (Nm^3 biogás/t matéria orgânica) utilizou a média arredondada dos valores publicados sugerida por Gourc et al. (2010), onde: putrescíveis (50%), papel e papelão (40%), têxteis (35%) e madeira (30%).

Para determinação do início da biodegradação para o modelo EPA “ t_0B ” (dias), foi utilizado o valor igual ao pico de produção de biogás para o modelo EPA “ t_{peak} ” (dias), igual a 303 (calculado).

Figura 4.44 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Gourc et al. (2010)

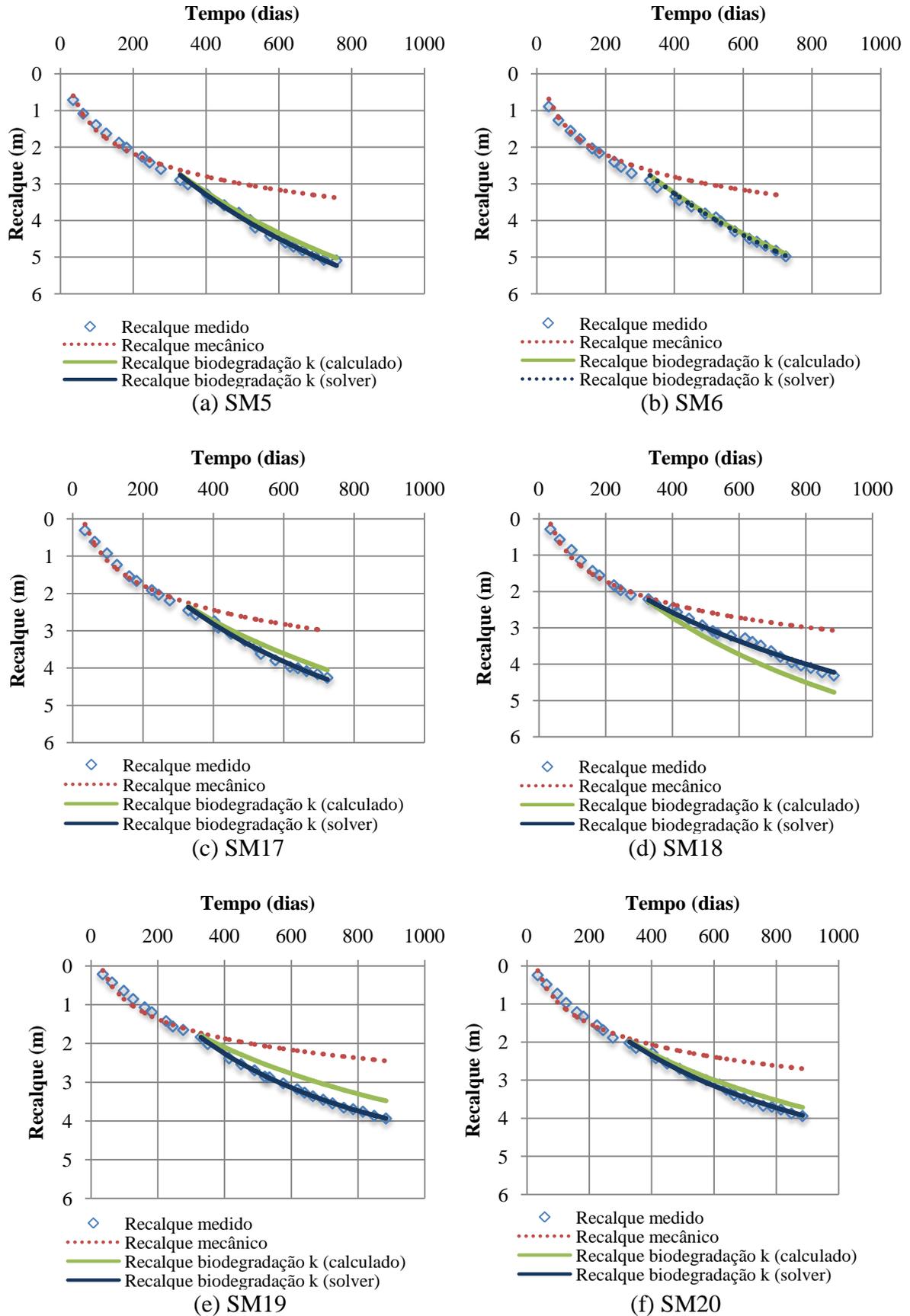
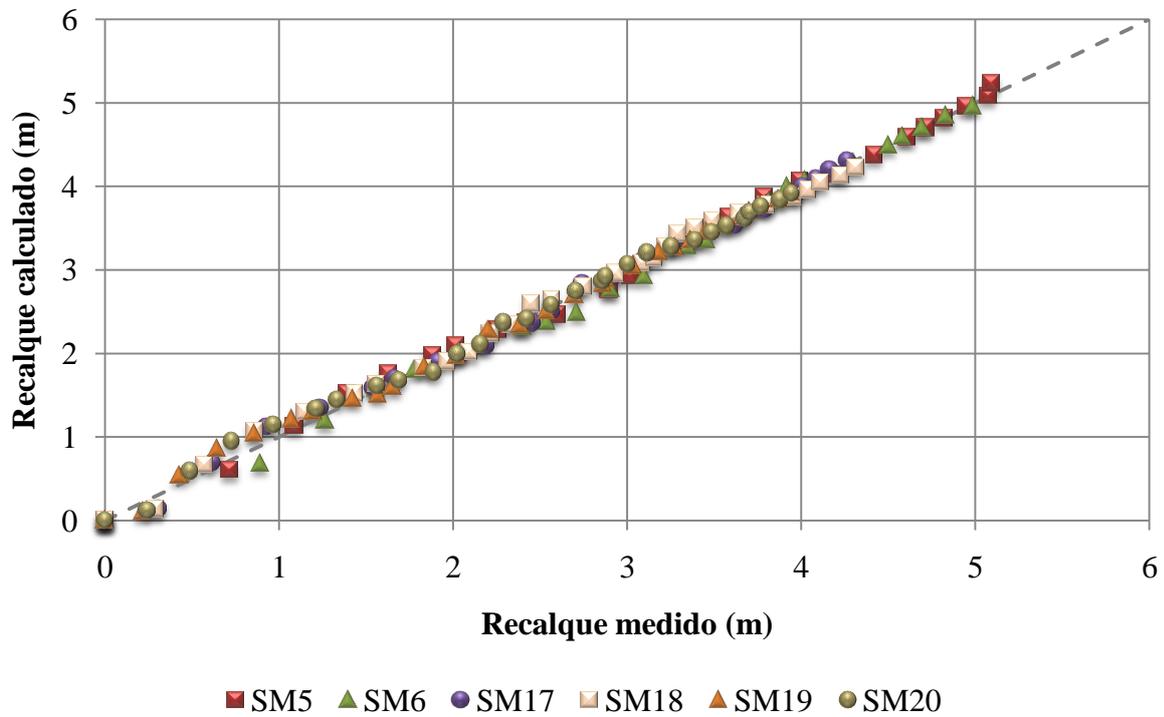
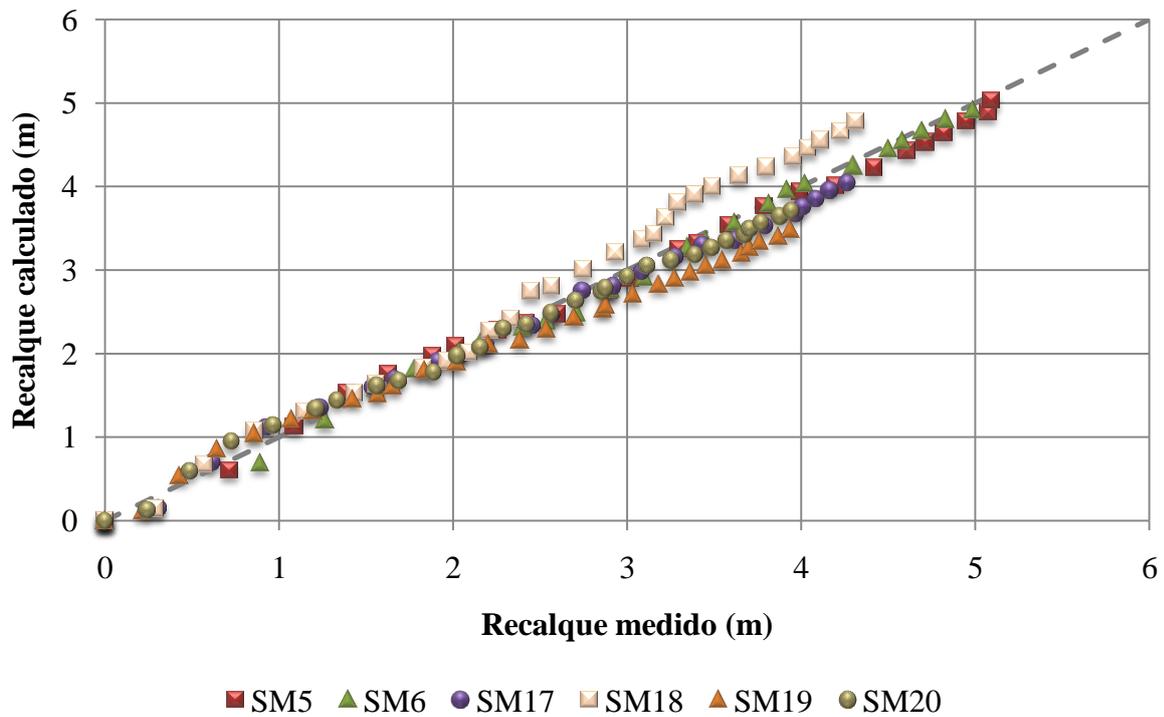


Figura 4.45 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Gourc et al. (2010)

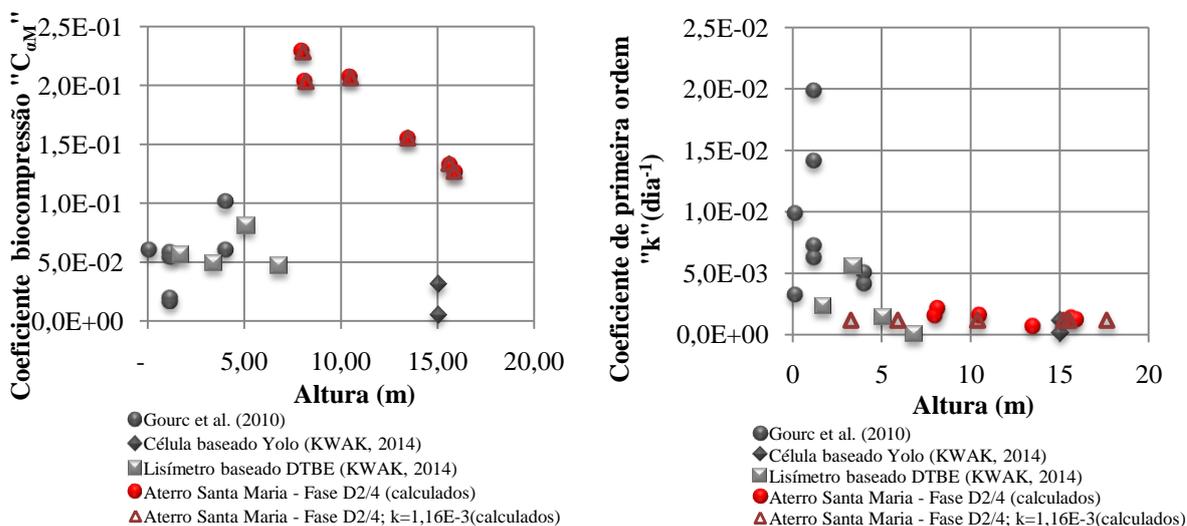


(a) "k" Solver



(b) "k" calculado

Figura 4.46 – Relação entre os parâmetros modelo Gourc et al. (2010) e a altura do maciço de resíduos



h) Ckakma e Mathur (2013)

O modelo proposto por Chakma e Mathur (2013) trabalha com a temperatura dos RSU, pH e umidade volumétrica, para isso foram utilizados os valores obtidos durante o monitoramento dos RSU dispostos na fase D2/4, 45°C, 8,0 e 0,35%. Os valores utilizados para a constante de decaimento k (dia^{-1}), foi igual a 0 para resíduos não degradáveis, $1,0 \times 10^{-6}$ RSU levemente degradáveis, $1,0 \times 10^{-5}$ RSU moderadamente degradáveis e $1,0 \times 10^{-4}$ RSU altamente degradáveis. Os valores t_M e t_{bio} foram de 18 e 276 dias para os 6 marcos superficiais localizados no patamar superior da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria.

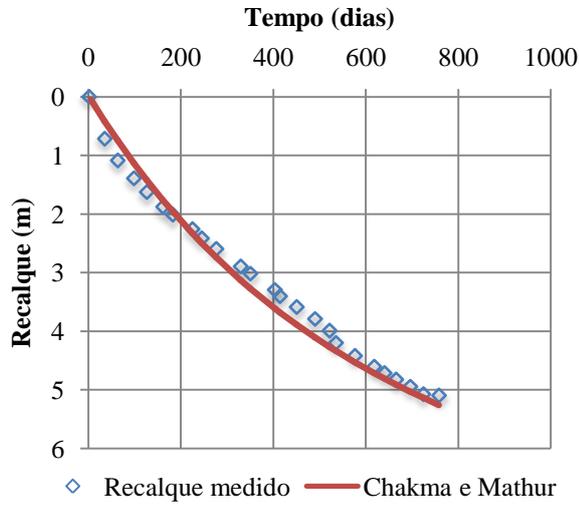
A tabela 4.23 apresenta os resultados referentes ao R^2 obtidos pelos marcos SM5, SM6, SM17, SM18, SM19 e SM20.

Tabela 4.23 – Resultados da aplicação do modelo Chakma e Mathur (2013)

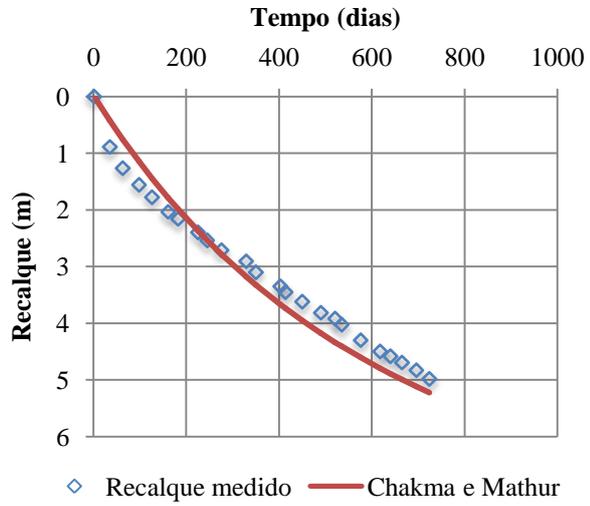
	SM5	SM6	SM17	SM18	SM19	SM20	Média	Desvio padrão
R^2	0,997	0,947	0,840	0,792	0,797	0,724	0,850	0,103

Na figura 4.47, curvas dos recalques versus tempo para os valores medidos e previstos pelo modelo de Chakma e Mathur (2013) pode-se observar que os valores previstos não apresentaram uma boa aderência aos valores medidos, com exceção dos marcos SM5 e SM6.

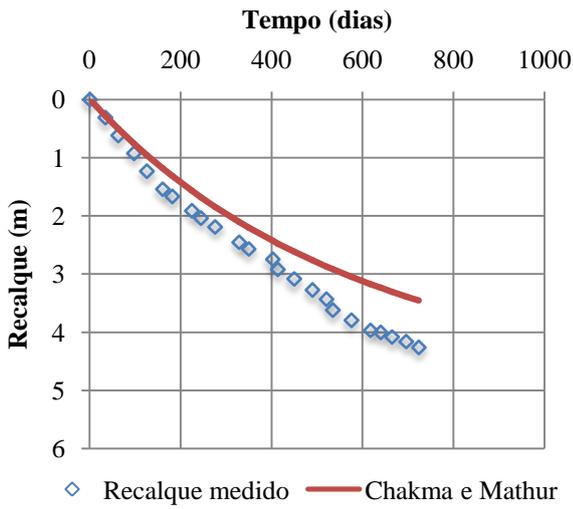
Figura 4.47 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Chakma e Mathur (2013)



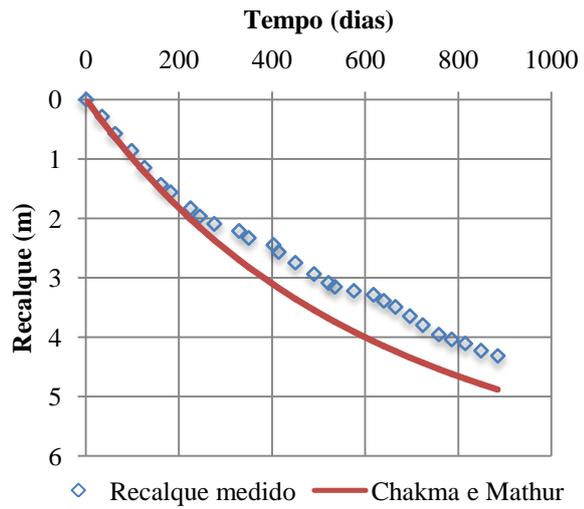
(a) SM5



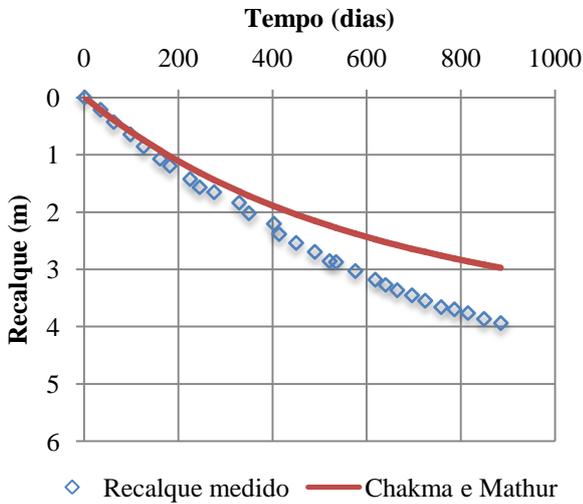
(b) SM6



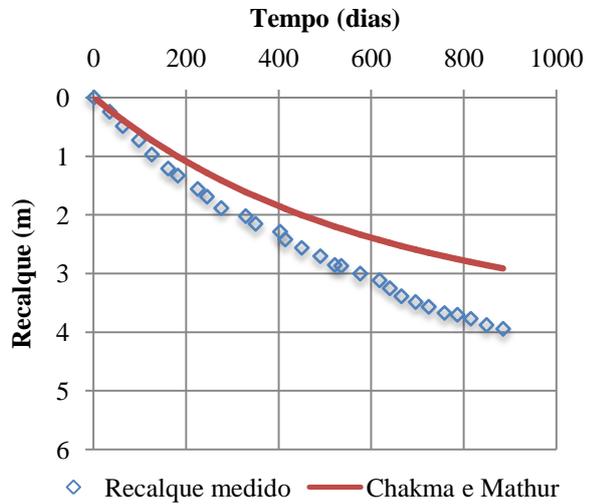
(c) SM17



(d) SM18



(e) SM19



(f) SM20

Na figura 4.48 para a curva recalque versus tempo para os valores medidos e previstos pelo modelo de Chakma e Mathur (2013), foi utilizado o valor médio do recalque medido, onde é possível observar uma maior aderência do resultado calculado com o recalque medido.

Na figura 4.49 é possível confirmar a falta de aderência entre os recalques medidos e os recalques calculados, uma vez que os pontos encontram-se bastante distantes da reta a 45°.

Figura 4.48 – Relação entre o valor médio do recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no modelo Chakma e Mathur (2013)

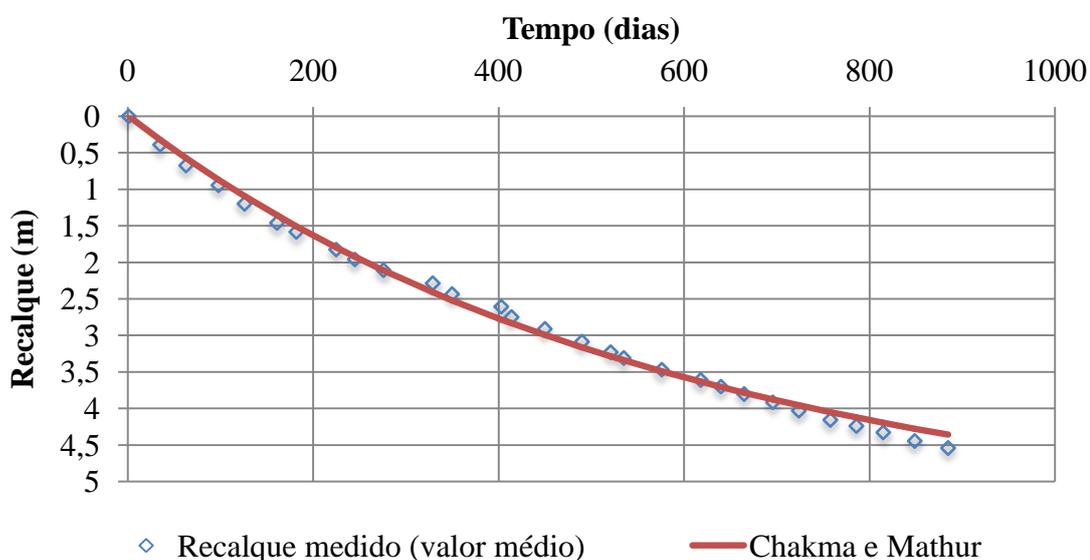
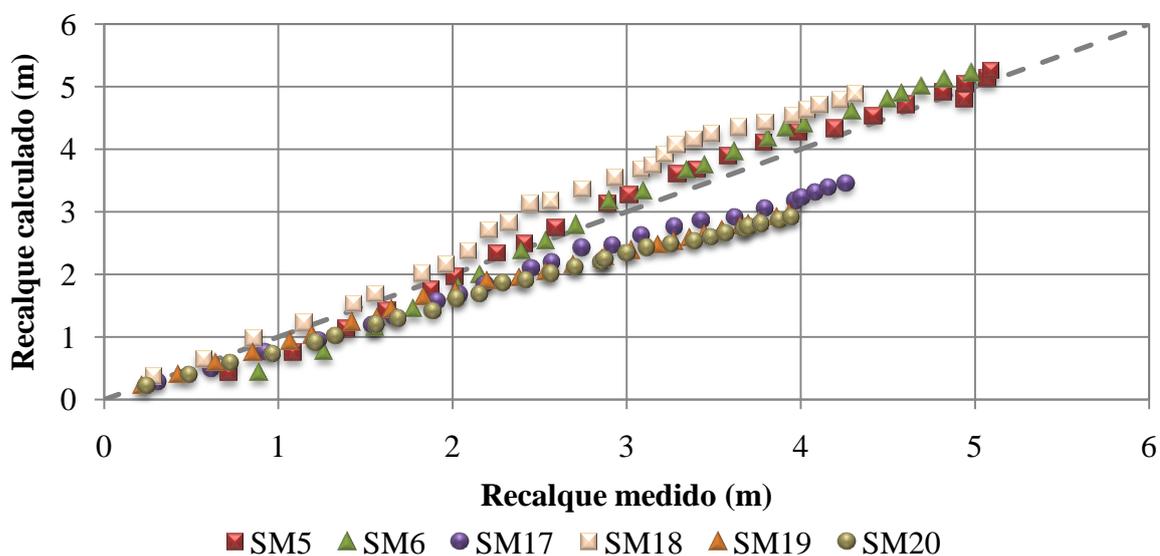


Figura 4.49 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, modelo Chakma e Mathur (2013)



4.5.2.3 Previsão de recalques em longo prazo

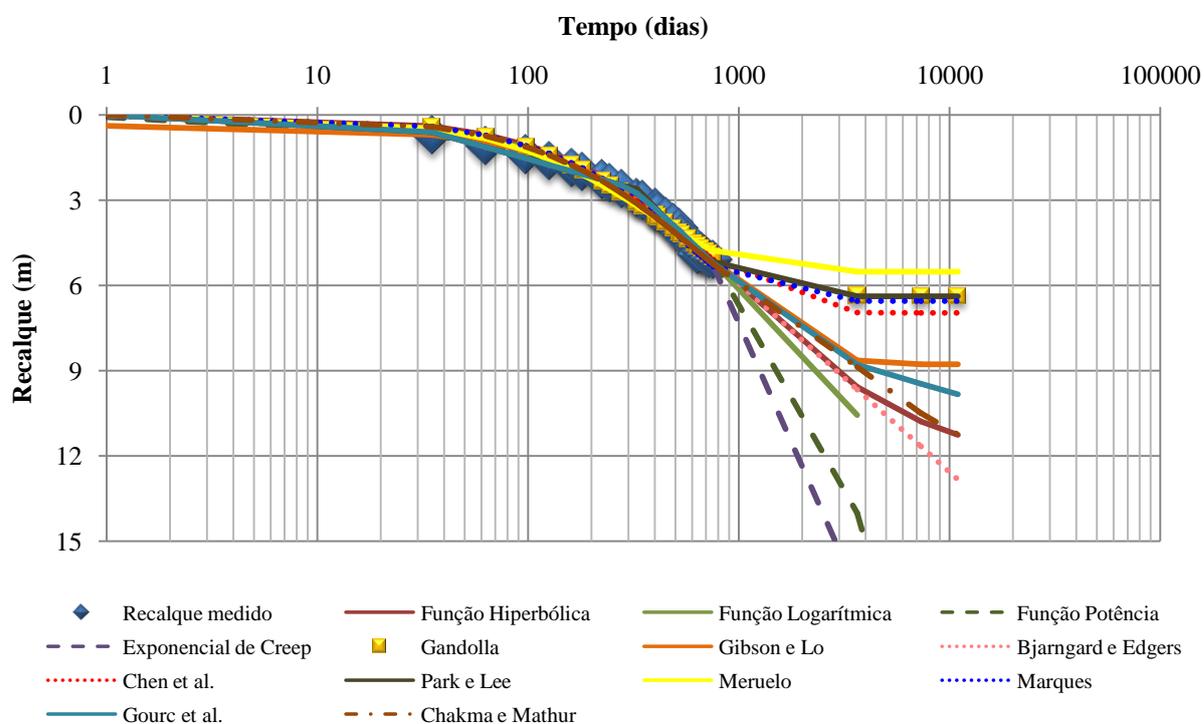
A previsão de recalques em aterros sanitários através da aplicação de modelos empíricos requer a utilização de extensos monitoramentos de campo, para a calibração dos modelos, conforme relatado por diversos autores. Em função disto, torna-se difícil a extrapolação de valores dos parâmetros dos modelos para situações diferentes daquelas as quais eles foram obtidos, não apenas pela diferença na composição dos RSU, mas também devido a uma série de fatores, como por exemplo condições climáticas, regime pluviométrico, detalhes de projeto e da operação.

Os parâmetros obtidos com a utilização dos modelos utilizando todos os registros do monitoramento (entre 689 e 885 dias) foram utilizados na previsão de recalques para um período de 10, 20 e 30 anos. As figuras 4.50, 4.51 e 4.52 mostram os resultados dessa previsão para os marcos SM5, SM6, SM17, SM18, SM19 e SM20, todos localizados no patamar superior da fase D2/4.

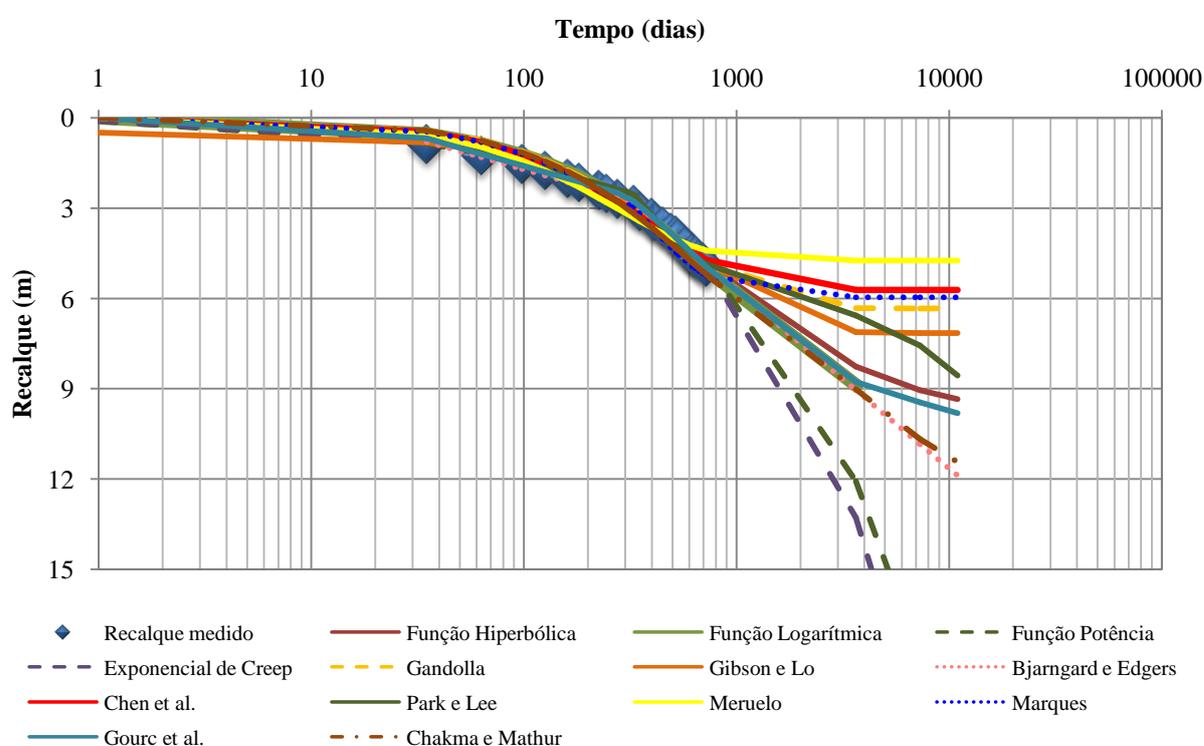
Os modelos Meruelo (1990), Gandolla (1992), Park e Lee (2002), Marques (2001) e Chen et al. (2010) apresentaram valores de recalque para o tempo estimado de 30 anos bastante próximos ao valor referente ao recalque medido para 724 dias do marco SM5, que continha espessura inicial de RSU 15,59m e recalque final igual 5,09m. Adicionalmente aos modelos mencionados anteriormente, o mesmo também ocorreu com o modelo Gibson e Lo (1961) para marco SM6 em comparação aos 758 dias de monitoramento e a previsão para 30 anos, cuja espessura inicial era de 15,86m e o recalque final medido de 4,98m (figura 4.50).

Os marcos SM17 e SM18 apresentaram em comum os modelos com recalque estimado para 30 anos mais próximos aos recalques medidos para os períodos de 724 e 885 dias, respectivamente, Chen et al. (2010), Gandolla (1992) e Meruelo (1990), as referentes espessuras iniciais foram 10,50 e 13,46m, com recalques 4,26 e 4,32m. Próximos aos valores reais ainda pode-se adicionar ao marco SM17 o modelo Gibson e Lo (1961) e ao marco SM18 o modelo Logarítmico proposto por Ling et al. (figura 4.51). Para os marcos SM5, SM6, SM17 e SM18, os modelos Exponencial de Creep (EDIL et al., 1990) e Potência (LING et al., 1998) apresentaram valores de recalque que tendem ao infinito, não condizendo de maneira alguma com a realidade. Os outros modelos apresentaram valores mais próximos a espessura total inicial dos RSU. Para o marco SM19, os modelos Meruelo (1990) e Marques (2001) e para o marco SM20, apenas o modelo Meruelo (1990) apresentaram valores próximos aos recalques medidos, ambos para 885 dias, espessura inicial de 8,19 e 8,04m, com recalque final medido de 3,94m (figura 4.52).

Figura 4.50 – Relação recalque medido e recalque previsto em longo prazo versus tempo, marcos SM5 e SM6

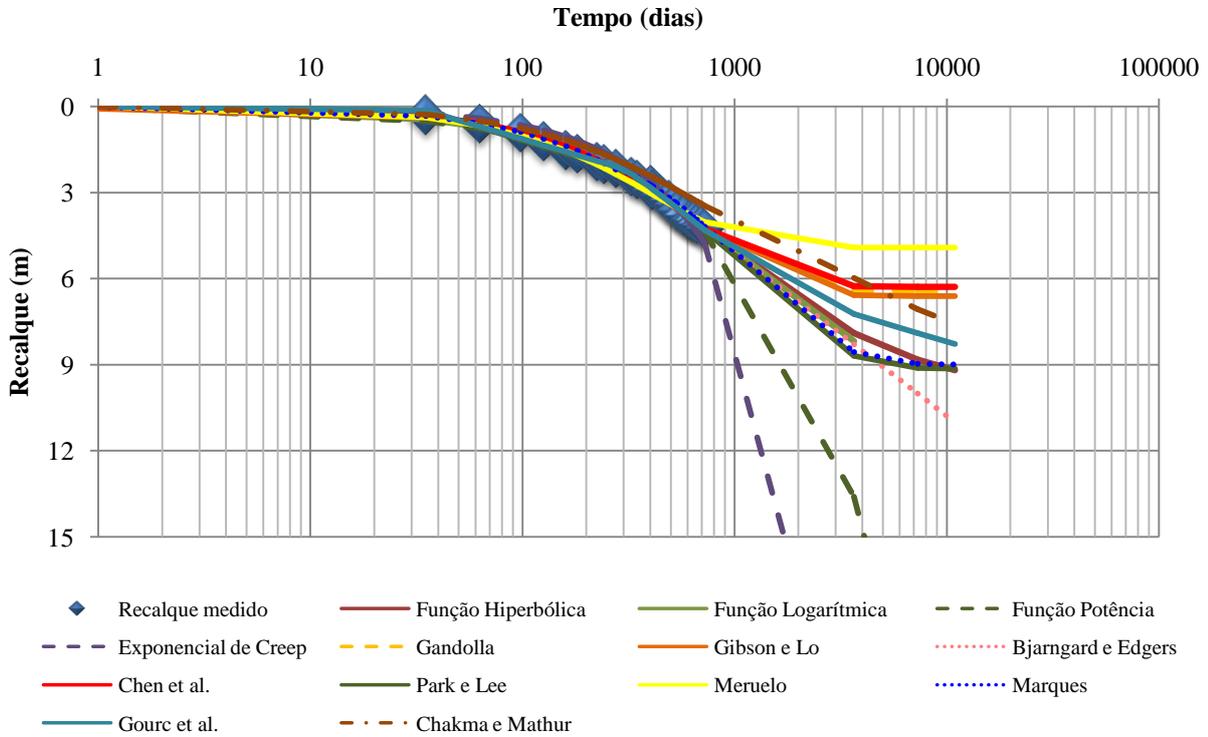


(a) SM5

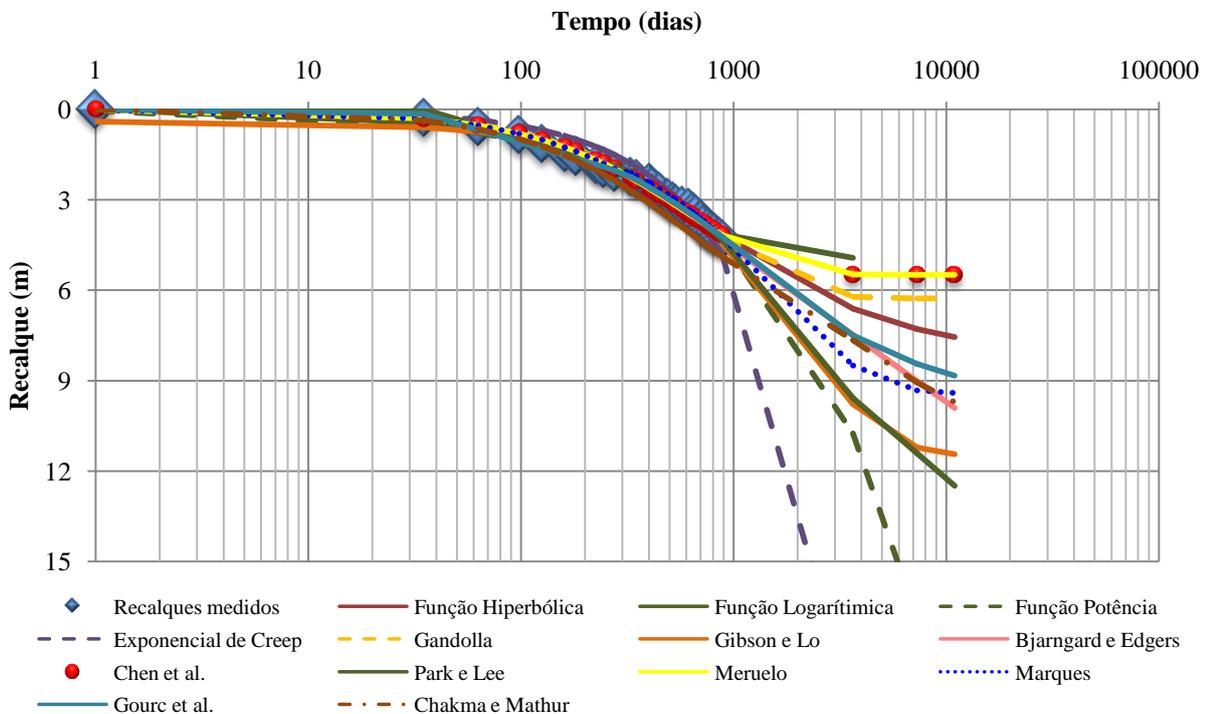


(b) SM6

Figura 4.51 – Relação recalque medido e recalque previsto em longo prazo versus tempo, marcos SM17 e SM18

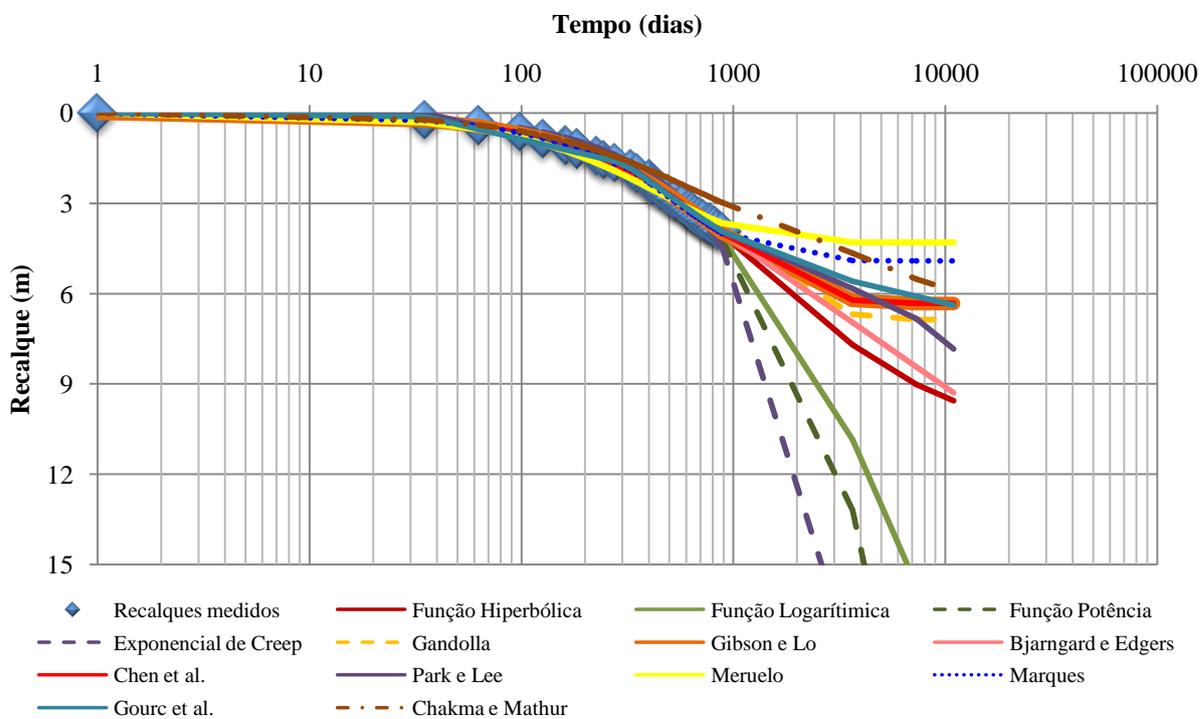


(c) SM17

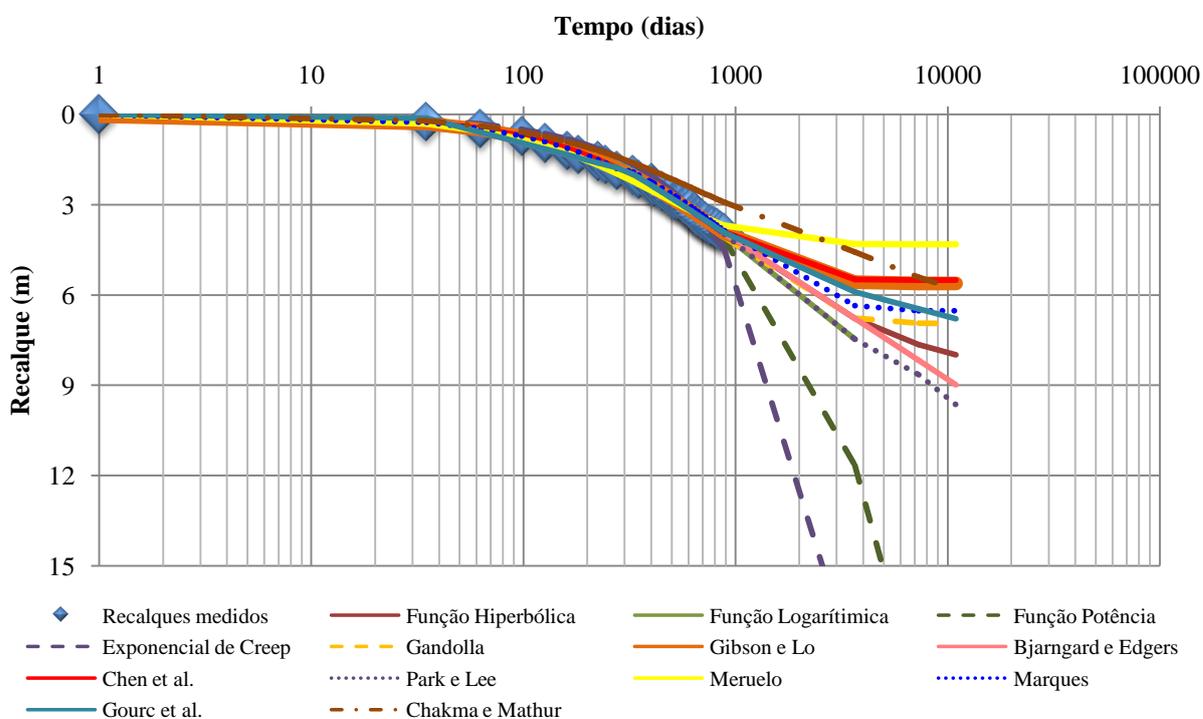


(d) SM18

Figura 4.52 – Relação recalque medido e recalque previsto em longo prazo versus tempo, marcos SM19 e SM20



(e) SM19



(f) SM20

4.5.3 Aprimoramento modelo Gourc et al. (2010)

Com o objetivo de aprimorar o modelo proposto por Gourc et al. (2010), tornando-o mais coerente com a composição dos RSU, é sugerido um aprimoramento dos parâmetros, adotando valores mais compatíveis com os valores obtidos na fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria. Para a geração de biogás e metano sugere-se uma nova classificação dos RSU, onde a categoria de resíduos putrescíveis foi separada em resíduos alimentares e restos de jardinagem; e também foram incluídos os resíduos de couro.

Na tabela 4.24 estão apresentados os valores da porção biodegradável dos resíduos (BF) ou o valor de BF relativo a um componente específico de resíduos que pode ser obtido através de testes que quantificam o potencial bioquímico de metano (LOBO, 2003). Os valores calculados e utilizados no aprimoramento do modelo proposto por Gourc et al. (2010) são apresentados na tabela 4.25.

Tabela 4.24 – Valores da porção biodegradável (BF ou $C_{(i)}$) da literatura técnica

	Alimentares	Jardim	Putrescível	Papel	Papelão	Têxtil	Madeira	Couro
(1)	0,58	0,45		0,44	0,38	0,40	0,61	
(2)	0,70	0,52		0,38	0,39		0,14	
(3)		0,36		0,35	0,44	0,21	0,32	
(4)	0,64	0,35		0,35	0,40	0,30	0,20	
(5)	0,64	0,35		0,40	0,41	0,32	0,17	
(6)			0,28	0,35	0,46	0,63	0,06	
(7)			0,50	0,40	0,40	0,35	0,30	
(8)	0,65	0,40		0,40	0,40	0,35	0,25	0,30

(1) Tchobanoglous et al. (1993) e Bonori et al. (2001)

(2) Barlaz et al. (1997)

(3) Harries et al. (2001)

(4) Lobo (2003)

(5) Machado et al. (2008)

(6) Bayard (2009 apud GOURC et al., 2010)

(7) Gourc et al. (2010)

(8) Valores adotados nesta pesquisa

A tabela 4.25 apresenta valores de geração de metano - C_m (m^3 CH_4 /tMS) previsto pela equação 4.21 (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993) para diferentes componentes de resíduos. Valores de C_m para os resíduos como um todo podem ser calculados usando a composição dos resíduos (base seca) e os valores de BF sugeridos na literatura (tabela 4.24).

Tabela 4.25 – Valores calculados com base na nova proposta referente ao modelo Gourc et al. (2010)

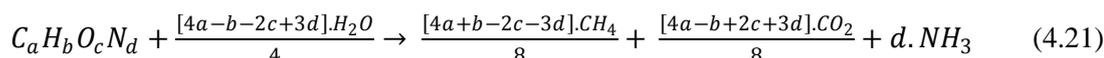
NOVA PROPOSTA	Massa Seca (t)	Fração	$C_{b(i)}$ (Nm ³ /tOM) Biogás	C_m (m ³ /tMS) CH ₄	BF _w	BP (m ³ /tMS)	C_b (Nm ³ /tOM)
Restos alim.	21.189,06	0,323	841,68	505,01	0,210	176,880	518,620
Restos jard.	7063,02	0,108	802,87	481,72	0,043	34,610	101,477
Papel	6.256,75	0,095	697,52	418,51	0,038	26,636	78,098
Papelão	3.090,30	0,047	731,17	438,7	0,019	13,791	40,435
Têxteis	5.091,68	0,078	956,45	573,87	0,027	26,007	76,255
Madeira	424,41	0,006	808,23	484,94	0,002	1,308	3,837
Couro	424,41	0,006	1265,97	759,58	0,002	2,459	7,211
Soma:					0,341	281,691	825,93

$C_{b(i)}$ (Nm³/tOM): produção estequiométrica máxima de biogás para cada componente;

C_m (m³/tMS): geração de metano por tonelada de massa seca (MS);

BP (m³/tMS): geração potencial de biogás;

C_b (Nm³/tOM): produção estequiométrica máxima de biogás.



No método original de Gourc et al. (2010), os autores afirmam como as variações são relativamente pequenas de $C_{b(i)}$, propõem a adoção de um valor constante para cada componente (i) de $C_{b(i)} = C_b = 750 \text{ Nm}^3 / \text{t OM}$. Na análise da tabela 4.24 verifica-se que os valores de geração de biogás e por consequência de metano podem variar até 100% em função do tipo de resíduo. Verifica-se que ao considerar as variações na geração de biogás em função do tipo e fração dos resíduos, o valor máximo calculado foi de 825 Nm³/tonelada de matéria orgânica.

O valor do conteúdo gravimétrico inicial de sólidos orgânicos “C” (kg/kg) que antes era de 0,3017 passa a ser de 0,3411; e o valor do recalque biomecânico “εbio” que era 0,2585, passa a ser 0,2922.

Na figura 4.53, recalque medido, previsto modelo Gourc et al. (2010) e recalque previsto (nova proposta) versus tempo é possível comparar o comportamento do modelo original e da nova proposta com relação aos recalques medidos.

Na tabela 4.26 é possível comparar o R² referente aos valores do modelo original e da nova proposta para Gourc et al. (2010).

Figura 4.53 – Relação recalque medido e recalque previsto versus tempo, com base no aprimoramento realizado no modelo Gourc et al. (2010)

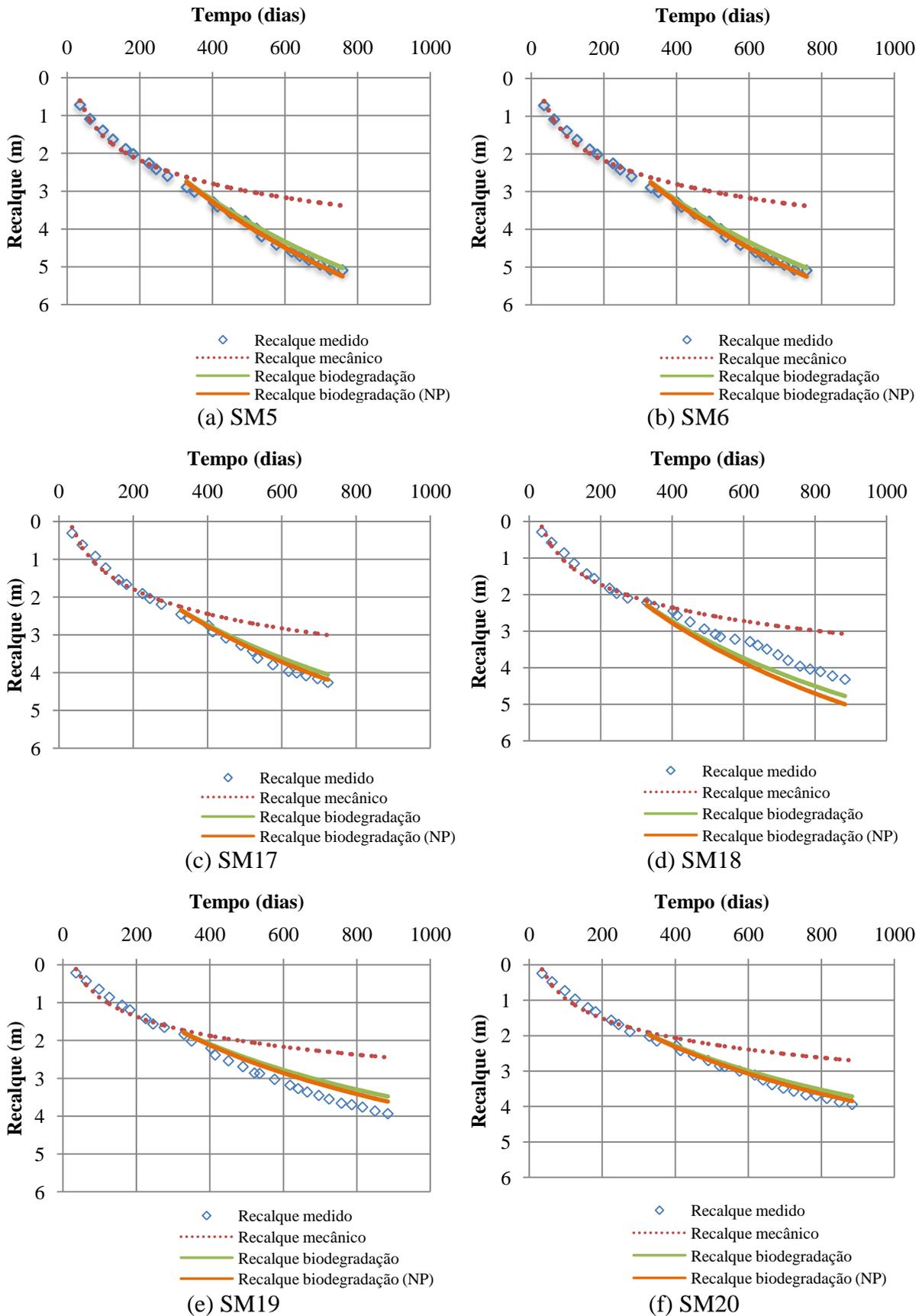


Tabela 4.26 – Comparação resultados da aplicação do modelo Gourc et al. (2010) e dos resultados relativos ao aprimoramento da mesma proposta

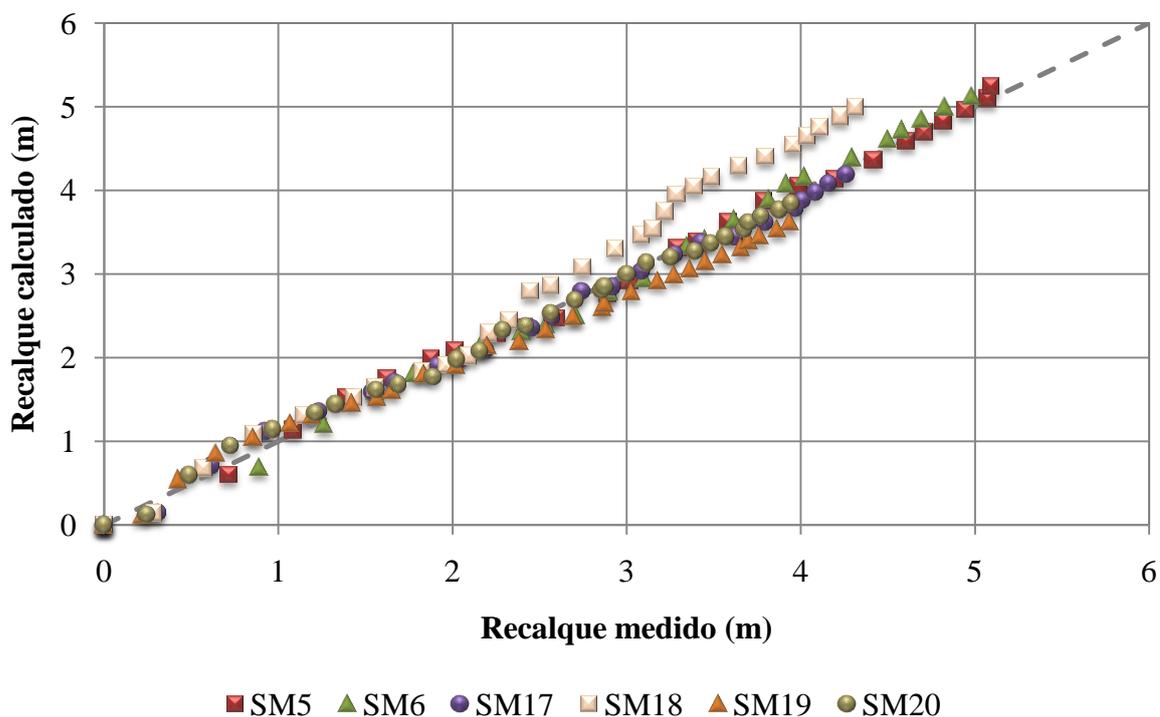
	SM5	SM6	SM17	SM18	SM19	SM20	Média	Desvio padrão
R^2 - Gourc et al.(2010)*	0,993	0,995	0,984	0,932	0,941	0,984	0,972	0,028
R^2 - nova proposta	0,997	0,992	0,993	0,875	0,965	0,993	0,969	0,048

* $k=1,16 \times 10^{-3}$, calculado a partir das curvas de gás

Excluindo-se o marco SM18 o valor de R^2 (original) passa a ser 0,979 e o valor de R^2 (nova proposta) passa a ser 0,988.

Na figura 4.54 é demonstrada outra maneira de observar a aderência dos resultados obtidos pela estimativa de recalques, sendo a partir dos gráficos de correlações entre os recalques medidos e calculados pela nova proposta para Gourc et al. (2010).

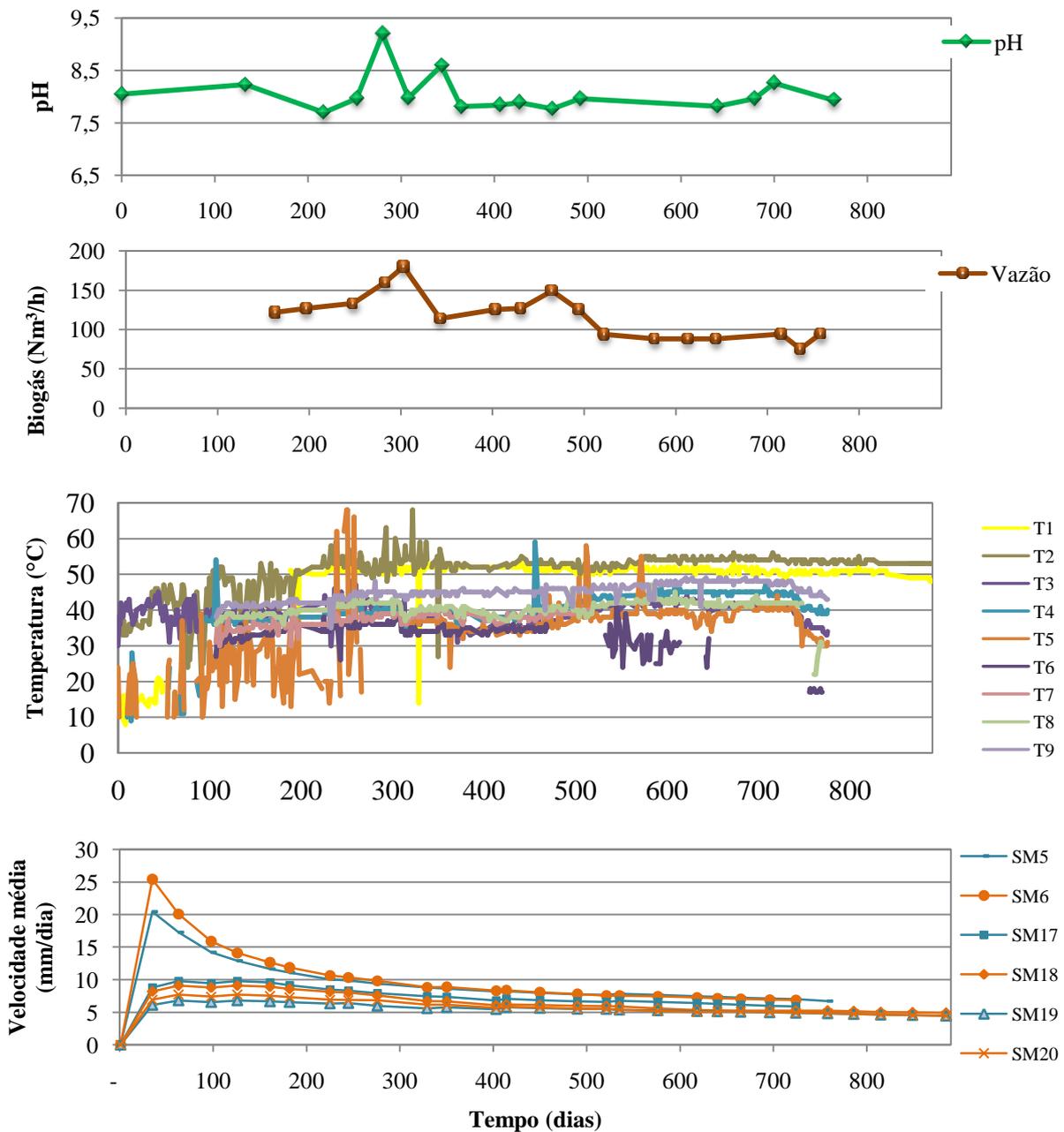
Figura 4.54 – Correlação entre os recalques medidos e previstos para os marcos da fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria/RS, nova proposta modelo Gourc et al. (2010)



4.6 CORRELAÇÃO ENTRE AS DEFORMAÇÕES VERTICAIS E A BIOESTABILIZAÇÃO DOS RSU

Devido aos diversos modelos teóricos de biodegradação propostos para resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, nesta pesquisa optou-se por caracterizar as fases da biodegradação ocorridas segundo os valores medidos de pH. A seguir, faz-se a análise e discussão da figura 4.55 em relação ao comportamento e características dos resíduos monitorados.

Figura 4.55 – Comportamento físico-químico e mecânico dos RSU em função do tempo



Conforme mencionado anteriormente, por se tratar de um estudo onde a obra teve a duração de aproximadamente 270 dias de operação até a sua conclusão, não foi possível monitorar algumas etapas da biodegradação dos RSU. Sendo assim, tomando-se como base o pH, não foi possível identificar a fase ácida, que possivelmente ocorreu antes do início do monitoramento.

Analisando-se a figura 4.55 é possível observar que existe uma relação entre os parâmetros analisados, onde por volta dos 300 dias ocorre o valor máximo de pH, a geração máxima de biogás e as maiores temperaturas, também é neste período onde a taxa de recalque começa a apresentar constância nos valores medidos.

Nos aterros sanitários o monitoramento de gases tem como objetivo avaliar o processo de decomposição da matéria orgânica presente nos RSU em conjunto com os demais parâmetros monitorados (recalques, temperatura e características físico-químicas do chorume da massa sólida). Durante a disposição dos resíduos na célula estabelece-se o processo de decomposição aeróbia que irá prolongar-se até não existir oxigênio livre para sustentá-lo. Tem início então a fase de decomposição anaeróbia, onde ocorre a redução do pH em função da presença indesejada de ácidos orgânicos. Este ambiente torna-se tóxico para as bactérias de produção de metano, que produzem baixa quantidade deste gás durante o período considerado. Com o tempo, as bactérias metanogênicas predominam (2ª fase anaeróbia) e transformam os ácidos voláteis em metano e dióxido de carbono. Ocorre então o aumento do pH para valores mais neutros e encerrada esta fase, há o decréscimo da produção de metano (Jucá et al., 2002).

Os valores de temperatura aferidos na fase D2/4 eram bastante elevados no início das medições, principalmente nos termopares T1 e T2, onde as temperaturas medidas na massa de resíduos atingiram valores na ordem de 70°C. Esta faixa de monitoramento possui os resíduos dispostos na parte mais profunda do aterro e corresponde a um ambiente predominantemente anaeróbio, o que favorece a ação de bactérias metanogênicas que atuam numa faixa de temperatura elevada (bactérias termófilas). Com o passar do tempo houve uma redução e estabilização das temperaturas medidas, sugerindo a redução da atividade bacteriana e a redução de diversos parâmetros. No caso das camadas de RSU mais próximas à superfície houve uma tendência de redução nas temperaturas observadas uma vez que ocorre infiltração de águas de chuva. Um aspecto interessante considerado por Junqueira (2000) é que, o fluxo contínuo das águas dentro do maciço de resíduos acaba por diminuir as temperaturas em seu interior, pela constante troca de calor entre as águas infiltrantes e o resíduo no interior das células, até que uma temperatura de equilíbrio seja alcançada.

A diminuição acentuada dos recalques medidos mostra claramente que há uma redução na velocidade dos recalques com o tempo. Os marcos superficiais situados onde há menor espessura de resíduos apresentou uma velocidade média bastante baixa e reflete a pequena quantidade de matéria orgânica. É prudente destacar que os marcos superficiais que apresentaram maiores recalques estavam situados sobre as maiores espessuras de resíduos. Segundo Melo (2003), a quantidade de RSU proporciona maiores recalques, já que há maior quantidade de matéria orgânica.

6 CONCLUSÕES

Neste capítulo apresentam-se as conclusões dos estudos realizados em relação aos principais parâmetros monitorados. É importante ressaltar que as conclusões apresentadas, são restritas a este estudo de caso e ao período de monitoramento considerado neste trabalho.

6.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU

A composição gravimétrica dos RSU apresentou teores na faixa de 46,1% de matéria orgânica, seguido por plástico mole, 13,5%, o alumínio foi o material em menor porcentagem encontrado, 0,5%. Com o decorrer do tempo, a porcentagem dos materiais degradáveis presentes nos RSU tende a diminuir, em função da biodegração e conseqüentemente a porcentagem dos materiais não degradáveis ou dificilmente degradáveis tende a aumentar. O estudo confirmou a variedade de materiais presentes nos RSU, assim como a variedade na composição desses materiais, com amostras bastante divergentes quando comparadas umas com as outras, assim como encontrado na literatura.

O peso específico (*in situ*) dos RSU após a compactação apresenta um valor médio de $10,03\text{kN/m}^3$, com desvio padrão igual a $2,36\text{kN/m}^3$ e coeficiente de variação de 23,5%, o que indica uma boa compactação. Os valores obtidos encontram-se dentro das faixas de valores encontradas na literatura, conforme apresentado no item 2.4.1.3 deste trabalho. Segundo dados topográficos (volume total dos RSU dispostos na fase D2/4: 89.990m^3) e da balança de pesagem do aterro (peso total dos RSU dispostos na fase D2/4: 97.324t), o valor calculado do peso específico é igual a $10,6\text{kN/m}^3$, valor muito próximo ao encontrado pelo cálculo realizado com os dados de campo.

A partir do estudo, foi possível determinar o valor médio do teor de umidade de cada um dos componentes dos RSU, assim como da amostra global. A análise dos resultados (base seca) permite observar valores baixos, com valor médio de 7% para sucata de ferro e lata e 1,2% para vidro, e valores altos, com valor médio 62,6% para matéria orgânica e 60,1% para papelão, confirmando a alta variação do teor de umidade dos RSU. O teor de umidade da amostra global variou entre 18,5 e 62,3% (base seca), com valor médio igual 48,5%. Estes resultados mostram bastante dispersão, porém estudos realizados em outros aterros do Brasil (CARVALHO, 1999; ABREU, 2015), também obtiveram valores dispersos para esta propriedade.

O monitoramento da temperatura por meio dos termopares T1 e T2 foi realizado num período de 890 dias, dos termopares T3, T4 e T5 num período de 814 dias e dos termopares T6, T7, T8 e T9 num período de 667 dias. A diferença entre as datas de instalação dos termopares nos dois primeiros casos ocorreu devido a disposição final dos RSU em cada nível da fase D2/4 e na última situação devido a avaliação da necessidade de aumento do número de termopares para monitoramento da temperatura. Os termopares T1 e T2 apresentaram, durante o período de monitoramento, valores bastante próximos, com as temperaturas mais elevadas entre 250 e 350 dias. A estabilização das temperaturas (350 dias até o término do monitoramento) ocorreu entre 48 e 53°C. Os termopares T4 e T5 apresentaram variações maiores nas temperaturas monitoradas, quando comparados com os termopares T3, T6, T7, T8 e T9. Os valores de temperatura para estes marcos, ao final do monitoramento, apresentaram-se da seguinte forma: 34°C (T3), 40°C (T4), 31°C (T5), 17°C (T6), 30°C (T7) e 43°C (T9). Usualmente o processo de degradação em aterros acontece, predominantemente, na faixa mesofílica e, em temperaturas entre 30 e 35°C (CHRISTENSEN e KJELDSEN, 1989 apud ALCÂNTARA, 2007), e as temperaturas geralmente não ultrapassam os 45°C, sendo difícil um aterro ser operado na faixa termofílica (BIDONE e POVINELLI, 1999).

A partir do método de peneiramento foi possível realizar as curvas granulométricas dos RSU. Os ensaios realizados em RSU frescos apresentaram diferenças granulométricas superiores aos ensaios realizados nos RSU após aterramento (6, 12, 18 e 24 meses), e também foi possível observar maior proximidade com a faixa sugerida por Jessberger (1994).

No que se refere aos sólidos totais voláteis, ao contrário do que se esperava, não foi possível verificar uma redução deste parâmetro com o passar do tempo.

6.2 MONITORAMENTO DO BIOGÁS

A evolução das concentrações de CH₄ e CO₂ obedeceu a um padrão e separou os drenos de gás em dois grupos distintos, um com base na fase C e o outro com base na fase D2/4. Os drenos localizados com base na fase C apresentaram valores mais elevados de CH₄ e CO₂, o que pode ser explicado pela espessura de RSU e também pela localização, uma vez que são drenos centrais e não periféricos. O pico da geração de metano ocorreu por volta dos 303 dias, com valor igual a 180,0Nm³/h. Após 500 dias de monitoramento, observa-se uma redução significativa na geração de biogás e certa tendência a estabilização. A relação CH₄/CO₂ permite afirmar que a decomposição na fase D2/4 que ocorre na fase D2/4 é anaeróbia, conforme Jeonge (2015).

6.3 MONITORAMENTO DO LIXIVIADO

Os ensaios físico-químicos e microbiológicos realizados no lixiviado permitiram acompanhar a evolução dos processos que ocorreram no interior da massa de RSU. Os valores encontrados remetem o aterro a fase metanogênica, onde ocorre a geração de gás metano, meio levemente alcalino e com níveis mais baixos nas concentrações de lixiviado. O pH do lixiviado variou entre 7,7 e 9,2, mantendo-se numa faixa próxima de 8,0 após 400 dias do início do monitoramento. O máximo valor obtido de DBO (5.000mg/l) ocorreu logo no início do monitoramento e após apresentou um decréscimo com o tempo, apresentando valor igual 225mg/l na última coleta. Os valores de DQO oscilaram bastante no período, com valor máximo no início do monitoramento de 15.373mg/l, e valor final igual a 2.910mg/l. De modo geral, praticamente todos os elementos analisados apresentaram, com o tempo de aterramento, uma redução considerável nas suas concentrações. Entre outros fatores, esse comportamento está associado às fases do processo de degradação.

6.4 AVALIAÇÃO DA COMPRESSIBILIDADE

Os 06 marcos superficiais instalados no topo da fase D2/4 (SM5, SM6, SM17, SM18, SM19 e SM20) apresentaram recalques iguais a: 5,1m, 5,0m, 10,5m, 13,5m, 8,2m e 8,0m, com deformações correspondentes a 32,7%, 31,4%, 40,6%, 32,1%, 48,1% e 49,1%.

O marco superficial SM6, marco com a taxa de recalque mais elevada, apresentou um pico máximo de aproximadamente 25,4mm/dia, chegando a 6,9mm/dia na última medição realizada. Os marcos SM9, SM10 e SM11 apresentam uma tendência de estabilização, enquanto nos demais marcos ainda está ocorrendo uma redução nos valores das taxas de recalque. Comportamento próximo ao apresentado neste trabalho pode ser verificado em Teixeira (2015), onde os valores referentes as taxas de recalques dos marcos das 3 áreas em estudo ainda estavam em processo de redução por volta dos 800 dias.

Os dados de monitoramento de recalques na fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria, por um período de até 885 dias, permitiram que uma análise crítica de modelos de compressibilidade existentes na literatura fosse realizada. Assim como a proposta de aprimoramento do modelo Gourc et al. (2010).

Foi realizada a análise crítica de 13 modelos de compressibilidade existentes na literatura, o que mostrou que alguns modelos foram capazes de reproduzir de forma satisfatória os comportamentos observados, enquanto que outros modelos apresentaram

valores calculados distantes dos valores medidos. A divergência entre os valores estimados pelos métodos foi acentuada em longo prazo.

Devem ser destacadas as seguintes limitações destes modelos: a utilização, por algumas propostas, de equações matemáticas, tendo por objetivo o simples ajuste das curvas de recalque; a definição do parâmetro tempo, especificamente do tempo de início do processo de compressão dos resíduos, o qual na maioria das propostas é fixado ao início do período de monitoração ou ao encerramento do aterro; o desprezo as parcelas de recalque ocorridas no período construtivo, não considerando o histórico de construção do aterro sanitário; a consideração do maciço como um corpo único, não sendo considerado que diversos níveis (camadas), com características distintas, foram dispostas no aterro em tempos igualmente distintos.

Em relação aos modelos matemáticos, os mesmos precisam de uma série de dados medidos, sendo que muitos dos parâmetros não apresentam significado físico, e apesar de terem apresentado valores de R^2 elevados (pois foram ajustados aos valores medidos), quando extrapolados os resultados não são consistentes.

Foram avaliados modelos de compressibilidade de resíduos, no que diz respeito a significância estatística, praticidade de aplicação do modelo e extrapolação para representar o recalque futuro. Dentre os modelos selecionados, o modelo Gourc et al. (2010) pode ser considerado o mais prático, pois necessita de um baixo número de parâmetros e apresentou um elevado desempenho estatístico para previsão ($R^2=0,996$). Embora outros modelos tenham vantagens semelhantes ao modelo Gourc et al., muitas vezes incluem duas vezes o número de parâmetros do modelo Gourc et al. para alcançar uma previsão de liquidação com desempenho estatístico. O modelo de Gibson e Lo e Chen et al. (2010), conforme implementado, combina compactação dependente do tempo devido a fluência mecânica e biocompressão em uma única função matemática. Esta abordagem é conveniente para reduzir o número de parâmetros do modelo, mas limita a capacidade de representar o comportamento de compactação dependente do tempo.

Com o objetivo de aprimorar o modelo proposto por Gourc et al. (2010), tornando-o mais coerente com a composição dos RSU, foi sugerido um aprimoramento dos parâmetros, adotando valores mais compatíveis com os valores obtidos na fase D2/4 do aterro sanitário de Santa Maria. Foi realizada uma nova proposta com a finalidade de qualificar o método a partir da consideração das frações de restos alimentares, restos de jardim e couro, cujos valores de geração de biogás são iguais, respectivamente, a: 841,68, 802,87 e 1265,97 Nm³/t OM.

Excluindo-se o marco SM18 os valores de R^2 (original) passa a ser 0,979 e o valor de R^2 (nova proposta) passa a ser 0,988.

Independente do recalque medido a nova proposta sempre apresentou valores de recalque superiores aos apresentados pelo método proposto por Gourc et al. (2010).

6.5 SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

- A sistemática de monitoramento para o controle de parâmetros e entendimentos do comportamento do aterro sanitário é de grande importância, para isso é importante que a operação do aterro se dê de forma adequada para que haja um planejamento e uma sistematização de coletas e análises de modo que permitam resultados representativos e que possam servir de base para obtenção de parâmetros de projeto e dimensionamento de novos aterros sanitários.
- O desenvolvimento de projetos para construção de células experimentais em escala intermediária (campo) e reduzida (lisímetros de laboratório) são importantes para obtenção de dados sob condições controladas e os parâmetros obtidos deverão ser comparados com aqueles encontrados em escala real através do monitoramento de aterros sanitários.
- Nos experimentos realizados deverão ser medidos os parâmetros físico-químicos e microbiológicos para monitoramento do processo de evolução da degradação da matéria orgânica presente no maciço de resíduos sólidos urbanos.
- As características dos RSU produzidos no Brasil tornam necessárias pesquisas fundamentais para ampliar os conhecimentos sobre as rotas metabólicas de degradação, a bioquímica e a microbiologia, fornecendo dados reais que possam ser aplicados na tecnologia de digestão anaeróbia de resíduos sólidos coerente com a realidade brasileira.
- Estudar aspectos microbiológicos e as interações físico-químicas que ocorrem durante o processo de decomposição dos RSU depositados em aterros sanitários e estabelecer relações entre a biodegradação e a magnitude e velocidade dos recalques, bem como a geração de lixiviado e biogás. Há a necessidade de se quantificar recalques e

monitorar os demais parâmetros durante as diversas fases que descrevem os princípios da decomposição em aterros sanitários, comparando-os a reatores bioquímicos, sendo avaliadas a fase aeróbia e as fases anaeróbias do processo degradativo.

REFERÊNCIAS

- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2014**. 2015. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>. Acesso em: 11 jul. 16.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2015**. 2016. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf>. Acesso em: 13 ago. 18.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016**. 2017. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2016.pdf>. Acesso em: 13 ago. 18.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017**. 2018. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2017.pdf>. Acesso em: 29 set. 18.
- ABREU, R. C. **Compressibilidade de maciços sanitários**. São Paulo, 2000. 241 p.
- ABREU, A. E. S. **Avaliação geofísica e resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos de diferentes idades**. 2015. 233 f. Tese (Doutorado em Geotecnia)–Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.
- ALCÂNTARA, P. B. **Recalques em aterros de resíduos sólidos**. 2004. 31p. Trabalho apresentado como parte dos requisitos necessários para conclusão da disciplina Geotecnia Ambiental. Depto. Engenharia Civil, Recife, 2004.
- ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. 2007. 364 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)–Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.
- ARIAS, A. **Modelo de asentamiento de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos**. 1994. Tesina (Magister en Ingeniería Sanitaria y Ambiental)–Universidad de Cantabria, Santander, España, 1994.
- ARIGALA, S. G.; TSOTSIS; T. T.; WEBSTER, I. A.; YORTSOS, Y. A. **Gas generation, transport, and extraction in landfills**. Journal of Environmental Engineering. 1995, v. 121 (1), p. 33-43.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 2004, 71 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1992, p. 7.
- AZEVEDO, R. F.; CARVALHO, A. R.; AZEVEDO, I. C. D.; MARQUES, E. A. G. **Variação com a idade de características dos resíduos do aterro sanitário de Santa André, São Paulo**. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO. 2003, Porto Alegre, v. CD-ROM.
- BABU, G. L. S.; REDDY, K. R.; CHOUKSEY, S. K. **Constitutive model for municipal solid waste incorporating mechanical creep and biodegradation-induced compression**. Waste Management. 2010a, v. 30, p. 11–22.

BABU, G. L. S.; REDDY, K. R.; CHOUKSEY, S. K.; KULKARNI, H. **Prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement using constitutive model.** Practice Periodical Hazardous, Toxic, Radioactive Waste Manage. 2010b, v. 14 (2), p. 139–150.

BABU, G. L. S.; REDDY, K. R.; CHOUKSEY, S. K. **Parametric study of MSW landfill settlement model.** Waste Management. 2011, v. 31, p. 1222–1231.

BABU, G. L. S.; REDDY, K. R.; SRIVASTAVA, A. **Influence of spatially variable geotechnical properties of MSW on stability of landfill slopes.** Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste. 2014, v. 18 (1), p. 27–37.

BAREITHER, C. A.; BENSON, C. H.; BARLAZ, M. A.; EDIL, T. B.; TOLAYMAT, T. M. **Performance of north american bioreactor landfills: I. leachate hydrology and waste settlement.** Journal of Environmental Engineering. 2010, v. 136 (8), p. 824–838.

BAREITHER, C.A., BENSON, C.H., EDIL, T.B., BARLAZ, M.A. **Abiotic and biotic compression of municipal solid waste.** Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering. 2012a, 138 (8), p. 887–888.

BAREITHER, C. A.; BENSON, C. H.; EDIL, T. B. **Compression Behavior of municipal solid waste: immediate compression.** Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering. 2012b, v. 138(9), 1047–1062.

BAREITHER, C.A.; BENSON, C.H.; EDIL, T. B. **Compression of municipal solid waste in bioreactor landfills: mechanical creep and biocompression.** Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering. 2013, v. 139 (7), 1007–1021.

BAREITHER, C.A.; KWAK, S. **Assessment of municipal solid waste settlement models based on field - scale data analysis.** Waste Management. 2015, v. 42, p. 101–117.

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

BIDONE, F. R. A. **Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização.** Projeto PROSAB 2 – Programa de pesquisa em saneamento básico, ABES, Rio de Janeiro. 2001, p. 1–218.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos.** São Carlos: EESC/USP, 1999.

BJARNGARD, A.; EDGERS, L. **Settlement of municipal solid waste landfills.** Proc., 13th Annual Madison Waste Conference, Department of Engineering Professional Development, Univ. of Wisconsin, Madison, WI. 1990, p. 192–205.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental.** 1 ed. São Paulo. 2008. 248 p.

BRASIL. **Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 02 ago. 10. Disponível em:

http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 02 jul. 16.

CALLE, J. A. C. **Comportamento Geomecânico de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2007. 178 f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil)–Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

CANZIANI, R.; COSSU, R. **Landfill hydrology and leachate production**. 1989.

CARIBÉ, R. M. **Análise multivariada no comportamento dos recalques em célula experimental de resíduos sólidos urbanos**. 2015. 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)–Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015.

CARVALHO, M. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. 1999. 299 f. Tese (Doutorado em Geotecnia)–Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

CARVALHO A. R. **Percâmetro: Um novo equipamento para medidas de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos. Desenvolvimento e aplicação no aterro sanitário de Santo André – SP**. 2002. 102 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)–Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

CARVALHO A. R. **Desenvolvimento de um equipamento para determinação de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos**. 2006. 180 p. Doutorado (Tese em Engenharia Civil)- Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. (org.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES / RIMA, 2003, 294 p.

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.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G. F. **Procedimentos operacionais de aterros sanitários: análise de 6 anos de monitoramento do aterro sanitário de Belo Horizonte, MG**. Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 6, 2007, Recife, PE.

CHAKMA, S.; MATHUR, S. **Estimation of primary and mechanical compression in MSW landfills**. Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste. 2012, v. 16 (4), p. 298–303.

CHAKMA, S.; MATHUR, S. **Postclosure long-term settlement for MSW landfills**. Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste. 2013, v. 17 (2), p. 81–88.

CHAKMA, S.; MATHUR, S. **Modelling gas generation for landfill**. Environmental Technology. 2017. V. 38 (11), p. 1435–1442.

CHEN, R. H.; CHEN, K.S.; LIU, C. N. **Study of the mechanical compression behavior of municipal solid waste by temperature-controlled compression tests.** Environmental and Earth Sciences. 2010a, v. 61, p. 1677–1690.

CHEN, Y.; KE, H.; FREDLUND, D.G.; ZHAN, L.; XIE, Y. **Secondary compression of Municipal solid wastes and a compression model for predicting settlement of municipal solid waste landfills.** Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. 2010, v. 136 (5), p. 706–717.

CHEN, K.S.; CHEN, R.H.; LIU, C.-N. **Modeling municipal solid waste landfill settlement.** Journal of Environmental Engineering and Science. 2012, v. 66 (8), p. 2301–2309.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios.** 246p. Departamento de engenharia sanitária e ambiental, UFMG. Belo Horizonte – Minas Gerais.

DANIEL, D. E.; BENSON, C. H. **Water content-density criteria for compacted soil liners.** Journal of Geotechnical Engineering. 1990, V. 116 (12), P. 1811–1830.

DENARDIN, G. P. **Estudo dos recalques do aterro sanitário da Central de Resíduos do Recreio – Minas do Leão – RS.** 2013. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)– Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

DEUTSCHE GESELLSCHAFT FUR GEOTECHNIK. **Felshohlraum zur verbringung von rest- un abfallstoffen.** Essen, Alemanha 1994.

DIAZ, J. G. L.; NAREA, M. S.; SANCHEZ-ALCITURRI, J. M.; IBARRA, A. A.; MONZON, L. T.; GONZALES, J. P.; LAMIA, M. F. **Estimating material losses in sanitary landfills through biological degradation.** Proc. 5th International Landfill Symposium – Sardinia 95, Cagliari, Italy. 1995, p. 203–208.

DIXON, N.; LANGER, U. **Development of a MSW classification system for the evaluation of mechanical properties.** Waste Management. 2006, V. 26 (3), p. 220–232.

DIXON, N.; RUSSEL, D.; JONES, V. **Engineering properties of municipal solid waste.** Geotextiles and Geomembranes. 2005, v. 23, p. 205–233.

DURMUSOGLU, E.; CORAPICIOGLU, M. Y.; TUNCAY, K. (2005). **Landfill settlement with decomposition and gas generation.** Journal of Environmental Engineering. 2005, v. 131 (9), p. 1311–1321.

EDIL, T.; RANGUETTE, V.; WUELLNER, W. **Settlement of municipal refuse.** Geotechnics of waste fills - Theory and practice. STP 1070, ASTM, West Conshohocken. 1990, p. 225–239.

EHRIG, H. J. **Quality and quantity of sanitary landfill leachate.** Waste Management & Research. 1983, v. 1 (1), p. 53–68.

EHRIG, H.J. **Leachate quality in sanitary land filling.** Process technology and environment impact. New York : Academic Press, 1989.

EL-FADEL, M.; SALIBY, E.; SHAZBAK, S.; LECKIE, J. **Comparative assessment of settlement models for municipal solid waste landfill applications.** Waste Management & Research. 1999, V. 17, P. 347–368.

EL-FADEL; M., KHOURY, R. **Modeling settlement in MSW landfills: a critical review.** Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 2000, v. 30 (3), p. 327–361.

ESPINACE, R.; PALMA, G.; SANCHEZ-ALCITURRI, J.M. **Experiencias de aplicación de modelos para ladeterminacion de los asentamientos de rellenos sanitarios.** In: Anais do XI Congresso Panamericano de Mecânica dos Solos e Engenharia de Fundações, Foz do Iguaçu, Brasil, 1999, p. 473–479.

FLECK, E.; REICHERT, G. A. **Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos Domiciliares de porto alegre – 2014/2015.** 10º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre/RS, 2016.

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

GAO, W.; BIAN, X-C; XU., W-J; CHEN, Y-M. **Storage capacity and slope stability analysis of municipal solid waste landfills.** Journal of Performance of Constructed Facilities. 2018. V.32, (4).

GIBSON, R.E.; LO, K.Y. **A theory of soils exhibiting secondary compression.** Acta polytechnica Scandinavica.1961, C10, p. 1–15.

GOMES, L. P. **Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitários.** 1989. 178 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia)–Universidade de São Paulo, São Carlos, 1989.

GOMES, C., M., B., C. **Estudo do comportamento de aterros sanitários. Caracterização física, bioquímica e mecânica dos resíduos sólidos urbanos.** 2008. 592 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)–Faculdade de Engenharia do Porto, Portugal, 2008.

GOURC, J.P.; STAUB, M.J.; CONTE, M. **Decoupling MSW settlements into mechanical and biochemical processes – modeling and validation on large scale setups.** Waste Management, 2010, v. 30 (8–9), p. 1556–1568.

GRISOLIA, M; NAPOLEONI, Q. **Geotechnical characterization of municipal solid waste: choice of design parameters.** Proc. of the second international congress on environmental geotechnics, Osaka, Japan. 1996, v. 2, p. 641–646.

HADINATA, F.; DAMANHURI, E.; RAHARDYAN, B.; WIDYARSANA, I. M. W. **Identification of initial settlement of municipal solid waste layers in Indonesian landfill.** Waste Management & Research. 2018, V. 36 (8), P. 737–743.

HAM, R.K. BOOKTER, T. J. **Decomposition of solid waste in test lysimeters.** Journal of Environmental Engineering. 1982, v. 108, n EE6, p. 1147–1172.

HAMADA, J. **Estimativa de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários.** Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental, v. 19, 1997, Foz do Iguaçu, Brasil. P. 1801–1810.

HETTIARACHCHI, C. H.; MEEGODA, J. N.; TAVANTZIS, J.; HETTIARATCH, P. **Numerical model to predict settlements coupled with landfill gas pressure in bioreactor landfills.** Journal of Hazardous Materials. 2007, v. 13, p. 514–522.

HETTIARACHCHI, C. H.; MEEGODA, J. N.; HETTIARATCH, P. **Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement.** Waste Management. 2009, v. 29, p. 1018–1025.

HOSSAIN, M.S.; GABR, M.A.; BARLAZ, M.A. **Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition.** Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. 2003, 129 (12), p. 1151–1158.

HOSSAIN, M.S.; GABR, M.A. **Prediction of municipal solid waste landfill settlement with leachate recirculation.** Geo-Frontiers Congress, Waste Containment and Remediation. GSP No. 142, 2005, p. 1–14.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.** 2006, v. 5 (Waste). Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>. Acesso em: 30 ago. 2018.

IVANOVA, L.K.; RICHARDS, D.J.; SMALLMAN, D.J. **The long-term settlement of landfill waste.** Water Resources Management. 2008, v. 161 (WR3), p. 121–133.

JEONGE, S.; NAM, A.; YI, S.M.; KIM, J. Y. **Field assessment of semi-aerobic condition and the methane correction factor for the semi-aerobic landfills provided by IPCC guidelines.** Waste Management. 2015, v. 36, p. 197–203.

JUCÁ, J. F. T.; MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C. **Monitorio ambiental de la recuperación del vertero de residuos sólidos de Muribeca, Brasil – 1ª parte.** Resíduos – Revista técnica médio ambiente. 2002, v. 64, p. 100–106.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise do comportamento de resíduos sólidos urbanos e sistemas de dreno-filtrantes em diferentes escalas, com referência ao aterro do Jóquei Clube – DF.** 2000. 289 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)–Universidade de Brasília, Brasília, 2000.

KWAK, S. **Assessment of municipal solid waste settlement models based on field-scale data analysis.** 2014. 83 p. Thesis (Master of Science)–Colorado State University, Fort Collins, CO, USA, 2014.

LANDVA, A. O.; CLARK, J. I. **Geotechnics of Waste Fill.** Geotechnics of Waste Fill - Theory and Practice. Editors: Arvid Landva, G. David Knowles. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1990.

LANGE, L. C.; COELHO, H. M.; ALVES, D. E. W. S.; FERREIRA, C. F. A.; SIMÕES, G. F.; SILVA, F. V. B. **Metodologias para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos, líquidos lixiviados de aterros sanitários e solos.** Rede cooperativa de pesquisas –

alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades (PROSAB). P. 200–221. 2002.

LIMA, L. M. Q. **Estudos da influência da reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterro sanitário.** 1988. 433 p. Tese (Doutorado)–Universidade de São Paulo, São Carlos, 1988.

LING, H.I.; LESHCHINSKY, D.; MOHRI, Y.; KAWABATA, T. **Estimation of municipal solid waste landfill settlement.** Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering 1998, v. 124 (1), p. 21–28.

LIU, C.; CHEN, R.; CHEN, K. **Unsaturated consolidation theory for the prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement.** Waste Management. 2006, v. 24, p. 80–91.

LEITE, V. D. **Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos inoculados com lodo de esgoto industrial.** 1997. 190 p. Tese (Doutorado)–Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

LEITE, H. E. A. S. **Estudo do comportamento de aterros de RSU em biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB.** 2008. 218 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)–Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008.

LOBO, A.G.C. **Modulo 2: a tool to be used to evaluate municipal solid waste landfills' contamination.** 2003. Tese (Doctorado en Ingeniería Ambiental)–Universidad de Cantabria, Spain, 2003.

MACHADO, S.L.; CARVALHO, M.F.; VILAR, O.M. **Constitutive model for municipal solid waste.** Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. Eng. 2002, v. 128 (11), p. 940–951.

MACHADO, S.L.; VILAR, O.M.; CARVALHO, M.F. **Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior.** Computers and Geotechnics. 2008, v. 35 (8), p. 775–790.

MACHADO, S.L.; CARVALHO, M.F.; GOURC, J. P.; VILAR, O. M.; NASCIMENTO, J. C. F. **Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results.** Waste Management. 2009a, v. 29, p.153–161.

MACHADO, S.L.; CARVALHO, M.F.; VILAR, O. M. **Modeling the Influence of Biodegradation on Sanitary Landfill Settlements.** Soils and Rocks. 2009b, v.32 (3), p. 123–134.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE.** 2003. 159 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)–Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MARIANO, M. O. H.; MACIEL, F. J.; FUCALE, J. F. T. J.; BRITO, A. R. **Estudo da composição dos RSU do projeto piloto para recuperação do biogás do aterro da Muribeca/PE.** In: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 6, Recife, 2007.

MARQUES, A. C. M. **Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos em Geotecnia.** 2001.408 f. Tese (Doutorado em Geotecnia)–Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

MARQUES, A.C.M.; FILZ, G.M.; VILAR, O.M. **Composite compressibility model for municipal solid waste.** Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. 2003, v. 129 (4), p. 372–378.

MARQUES, R. F. P. V. **Impactos ambientais da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo e na água superficial em três municípios de Minas Gerais.** 2011. 95 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos)–Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada a biodegração no aterro de resíduos sólidos da Muribeca.** 2003. 127 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)–Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MITCHELL, J. K.; HOOPER, D. R.; CAMPANELLA, R. G. **Permeability of compacted clay.** Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division, 1965, v. 91 (4), p. 41–66.

MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos.** Rio de Janeiro: IBAM, 2001. Disponível em: <http://www.resol.com.br/cartilha4/manual.pdf>. Acesso em: 02 jul. 16.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca.** 2003. 246 p. 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 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)–Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

NASCIMENTO, J. C. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos.** 2007. 160 p. Dissertação (Mestre em Geotecnia)–Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

OLIVEIRA, D. A. F. **Estabilidade de taludes de maciços de resíduos sólidos urbanos.** 2002. 173 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental)–Universidade de Brasília, Brasília, 2002.

OLIVEIRA, R. de; FERNANDES, C. **Estudo e determinação do pH.** Texto organizado por Carlos Fernandes a partir de notas de aula do curso: Análise de Água e de Esgotos, do Prof. Rui de Oliveira. Disponível em: <http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento/PH.html>. Acesso em: 29 jun. 16.

OLIVIER, F.; GOURC, J. P. **Hydro-mechanical behavior of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell.** Waste Management. 2007, v. 27 (1), p. 44–58.

OWEIS, I. S. Stability of landfills. **Geotechnical Practice for Waste Disposal**. London: Chapman and Hall. 1993, p. 244–268.

OWEIS, I. S. **Estimate of landfill settlements due to mechanical and decompositional processes**. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. 2006, v. 132(5), p. 644–650

PADILLA, R. S. **Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários**. 2007. 125 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)–Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

PALMA, G. J. H. **Comportamiento geotecnico de vertederos controlados de residuos solidos urbanos**. 1995. 300 p. Tesis (Doctoral en Ingenieria del terreno y los materiales)–Universidad de Cantabria, Santander, España, 1995.

PARK, H. I.; LEE, S. R. **Long-term settlement behavior of landfills with refuse decomposition**. Journal of Solid Waste Technology and Management. 1997, v. 24 (4), p.159–165.

PARK, H. I.; LEE, S. R. **Long-term settlement behavior of MSW landfills with various fill ages**. Waste Management & Research 2002, v. 20 (3), p. 259–268.

PARK, H. I.; LEE, S. R.; DO, N. Y. **Evaluation of decomposition effect on long-term settlement prediction for fresh municipal solid waste landfills**. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. 2002, v.128, p. 107–118.

PARK, H.I.; PARK, B.; LEE, S.R.; HWANG, D. **Parameter evaluation and performance comparison of MSW settlement prediction models in various landfill types**. Journal of Environmental Engineering. 2007a, v. 133 (1), p. 64–72.

PARK, H.I.; PARK, B.; LEE, S.R. **Analysis of long-term settlement of municipal solid waste landfills as determined by various settlement estimation methods**. Journal of the Air & Waste Management Association. 2007b, v. 57, p. 243–251.

PEREIRA, A.G.H. **Compressibilidade de los residuos sólidos urbanos**. 2000. 299 p. Tesis (Doctoral) –Universidad de Oviedo, España, 2000.

PEGRSM. **Programa Estadual de Gestão dos Resíduos Sólidos no Âmbito Municipal**. Aprovado no CONSEMA – Reunião N° 180 em 20/08/2015. Disponível em: <http://www.pers.rs.gov.br/arquivos/PROGRAMA%20ESTADUAL%20DE%20GEST%C3%83O%20DOS%20RES%C3%84DDUOS%20S%C3%93LIDOS%20NO%20C3%82MBITO%20MUNICIPAL%20-%20-%20PEGRSM.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2018.

PERS. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul 2015-2034**. Disponível em: <http://www.pers.rs.gov.br/noticias/arq/ENGB-SEMA-PERS-RS-40-Final-rev01.pdf>. Acesso em: 18 nov. 2018.

ROCCA, A. C. C. **Drenagem sub-superficial em aterros sanitários.** Revista de Limpeza Pública, São Paulo, 1981, v.8, n.19, p. 16–27.

SÁNCHEZ-ALCITURRI, J.M.; PALMA, J.H.; SAGASETA, C.; CAÑIZAL, J. **Three years of deformation monitoring at Meruelo landfill.** Proc. Waste Disposal by Landfill: GREEN'93. Balkema. 1995, p. 365–371.

SANTOS, L. A.; PRESA, E. P. **Compressibilidade de aterros sanitários controlados.** III Simpósio sobre barragens de rejeitos e disposição de resíduos – REGEO. 1995, v. II, p. 577–591.

SANTOS, S. M. **Propriedades geotécnicas de um aterro de resíduos sólidos.** 1997. 108 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)–Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 1997.

SCHROEDER, P. R.; DOZIER, T. S.; ZAPPI, P. A.; MCENROE, B. M.; SJOSTROM, J. W.; PEYTON, R. L. **The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: engineering documentation for version 3.** Washington DC: USEPA (Report EPA/600/R-94/168b), 1994.

SILVEIRA, A. M. M. **Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos.** 2004. 112 p. Doutorado (Tese em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SIMÕES, G. F. **Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos.** 2000.136 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)–Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

SIMÕES, G. F.; CATAPRETA, C. A. A. **Assessment of long-term settlement prediction models for municipal solid wastes disposed in an experimental landfill.** Soils and Rocks, São Paulo, 33 (2), p. 55–67, 2010.

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

SOUTO, G. D. B., POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, 2007, BeloHorizonte, MG. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2007.

SOWERS, G. **Settlement of waste disposal fills.** Proc., 8th Int. Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, 22, Balkema, Rotterdam, Netherlands, p. 207–210, 1973.

TAN, T.-S.; INOUE, T.; LEE, S.-L. **Hyperbolic method for consolidation analysis.** Journal of Geotechnical Engineering. 1991, v. 117 (11), p. 1723–1737.

TAPAHUASCO, W. F. C. **Avaliação de modelos de previsão de recalques dos resíduos sólidos urbanos do aterro Jockey Club de Brasília.** 2005. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

TAPAHUASCO, W. F. C. **Análise do comportamento de maciços sanitários e proposta de um novo modelo de previsão de recalques considerando a parcela de biodegradação.** 2009. 161 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)–Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

TARAZONA, C. F. **Estimativa de produção de gás em aterro de resíduos sólidos urbanos.** 2010. 210 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)–Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues.** New York : Irwin MacGraw-Hill, 1993, p. 978.

TEIXEIRA, M. C. **Previsão e monitoramento de recalques em aterros sanitários/estudo de casos: central de resíduos de recreio – Minas do Leão/RS e São Leopoldo/RS.** 2015. 217 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

TEIXEIRA, M. C.; PINHEIRO, R. J. B. **Assessment and prediction of settlements in Minas do Leão and São Leopoldo Landfills, Rio Grande do Sul State.** Engenharia Sanitária e Ambiental. 2018, v..23 (2), p. 345–354.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS. **Gerenciamento integrado para transferência e destino final dos resíduos sólidos urbanos de Maceió.** Relatório Final de Grupo de Estudos de Resíduos Sólidos Urbanos e Recuperação de Áreas Degradadas. 256 p., Maceió, 2004.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **A Guide for methane mitigation projects : gas-to-energy at landfills and open dumps.** 1996, EPA 430-B-96-081 Disponível em:
<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=00000LT3.PDF>. Acesso em: 30 ago. 2018

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills.** 2005, EPA-600/R-05/072 Disponível em:
<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100ADRJ.PDF?Dockey=P100ADRJ.PDF>. Acesso em: 30 ago. 2018.

VILAR, O. M.; CARVALHO, M. F. **Mechanical properties of municipal solid waste.** Journal of Testing and Evaluation. 2004, v. 32 (6), p. 438–449.

WALL, D. K., ZEISS, C. **Municipal landfill biodegradation and settlement.** Journal of environmental engineering. 1995, v. 121, p. 214–224.

WHO (1979). **International reference center for wastes disposal.** Methods of analysis of sewage sludge solid waste and composts. Switzerland, 1979.

YEN, B.C.; SCANLON, B. **Sanitary landfill settlement rates.** Journal of Geotechnical Engineering Division. 1975, v. 101 (5), p. 475–487.

YOUNG, A. **Mathematical modeling of landfill degradation.** Journal of Chemical Technology & Biotechnology. 1989, v. 46, p. 189–208.