

**UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
NÍVEL MESTRADO**

LÉA BEATRIZ DAI-PRÁ

**DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE UM MODELO DE PREDIÇÃO DE
RECALQUES NO ATERRO SANITÁRIO DA CRVR – UNIDADE DE SÃO
LEOPOLDO/RS**

**SÃO LEOPOLDO
2018**

Léa Beatriz Dai-Prá

DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE UM MODELO DE PREDIÇÃO DE
RECALQUES NO ATERRO SANITÁRIO DA CRVR – UNIDADE DE SÃO
LEOPOLDO/RS

Dissertação apresentada como requisito
parcial para obtenção do título de Mestre
em Engenharia Civil, pelo Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil da
Universidade do Vale do Rio dos Sinos -
UNISINOS

Orientadora: Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes

São Leopoldo

2018

D133d Dai-Prá, Léa Beatriz.
Desenvolvimento e aplicação de um modelo de
predição de recalques no aterro sanitário da CRVR –
unidade de São Leopoldo/RS / Léa Beatriz Dai-Prá. – 2018.
126 p. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio
dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia
Civil, 2018.
“Orientadora: Profa. Dra. Luciana Paulo Gomes.”

1. Engenharia sanitária. 2. Aterro sanitário. 3. Recalque
de estruturas. 4. Modelos matemáticos. I. Título.

CDU 628

Léa Beatriz Dai-Prá

DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE UM MODELO DE PREDIÇÃO DE
RECALQUES NO ATERRO SANITÁRIO DA CRVR – UNIDADE DE SÃO
LEOPOLDO/RS

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Aprovado em 20 de dezembro de 2018

BANCA EXAMINADORA

Luciana Paulo Gomes – Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS)

Elisabeth Ritter – Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)

Marcelo Oliveira Caetano – Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS)

À minha família, que sempre esteve e sempre estará torcendo por mim,
independentemente de qualquer dificuldade, conquista ou título, dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, por ter me mantido forte e confiante neste caminho árduo. O final está sendo recompensador.

Ao meu companheiro, Alan, que acompanha minha trajetória acadêmica desde o início, e me mostra todos os dias como a dedicação nos leva ao sucesso. És meu exemplo de coragem para acordar todos os dias e ir em busca de nossos sonhos!

À minha família (Beto, Nair, Aracélis e Armando), pelo auxílio, conforto e por nunca desistir de mim, mesmo nos momentos de estresse e cansaço que passei. Muito obrigada!

À minha orientadora, Luciana Paulo Gomes, por compartilhar seus conhecimentos e engrandecer este trabalho com suas valiosas dicas.

Ao professor Renato Luiz Romera Carlson, por ter me auxiliado no desenvolvimento da análise estatística deste trabalho e por ter me passado um ótimo exemplo de como ser um excelente professor, durante o estágio de docência.

Ao professor Marcelo Oliveira Caetano, por ter me apoiado e auxiliado na inscrição do mestrado.

À CRVR São Leopoldo, principalmente aos Engenheiros Fernando e Greice, pelo compartilhamento de informações. Sem a empresa e seu auxílio, o desenvolvimento deste trabalho não teria sido possível. Obrigada.

Aos meus colegas e amigos do laboratório de saneamento: Luciano, obrigada por ser meu amigo desde o início, aceitando meus defeitos e enaltecendo minhas qualidades, és um ser humano incrível e sou grata por tudo o que passamos juntos. Pamela, obrigada por ser minha confidente, amiga, colega de publicações e eventos e por ter me aceitado como sou, seremos sempre uma dupla imbatível. Vinícius, obrigada pelas contribuições acadêmicas ao trabalho e pelo coleguismo no laboratório, sempre disposto a ajudar. Marchello e Marco Aurélio, agradeço o auxílio aos ensaios no laboratório de solos, o coleguismo e disposição de ambos, me sinto feliz em ter feito parte de sua história acadêmica.

À minha colega e amiga Marilise Garbin, companheira de aulas, eventos, conversas, cafés, almoços e de vida. És uma amiga que considero muito e tenho ótimas recordações do nosso tempo juntas na Unisinos.

Aos demais professores, colegas e funcionários da Unisinos, agradeço pelas experiências compartilhadas, pelo auxílio acadêmico e pelos ensinamentos. A trajetória do mestrado foi um grande aprendizado que levarei para a vida.

À CAPES, pelo auxílio financeiro para a realização deste trabalho através da bolsa PROSUC.

À Unisinos, pela disponibilidade da estrutura para realização deste trabalho.

“Estatística é a arte de torturar os dados até que eles confessem.”
(Autor desconhecido).

RESUMO

Este trabalho objetivou desenvolver um modelo matemático para predição de recalques, aplicado ao aterro sanitário de São Leopoldo, gerenciado pela Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR). Primeiramente foram desenvolvidos ensaios de adensamento em uma amostra de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) coletada no aterro da CRVR/SL, obtendo os parâmetros: índice de compressão primária ($C_c = 0,17$), índice de compressão secundária ($C_\alpha = 0,14$), índice de vazios ($e = 0,224 - 0,241$), que foram aplicados aos modelos clássicos de adensamento (Sowers, 1973 e Bjarngard e Edgers, 1990). Os modelos mostraram baixa aderência aos dados reais, medidos em campo, com erros de 67,6% a 99,9%. Após, foram analisados os dados de monitoramento de lixiviado e recalques da CRVR/SL, e estes foram aplicados ao modelo de Gomes e Caetano (2010). Este modelo apresentou boa aderência aos dados reais, com erro médio de 27,9%. Por fim, foi gerado o modelo matemático de predição de recalques, através de análise estatística de regressão linear múltipla, incluindo análise fatorial pelo método das componentes principais, via rotação ortogonal do tipo Varimax. O modelo utilizou os parâmetros de monitoramento de lixiviado da CRVR/SL e apresentou erro médio de 20% aos dados reais de recalque. Foi constatado que a utilização de modelos de predição de recalques, através da análise de regressão, é adequada para a estimativa da vida útil dos aterros, desde que considerados alguns ajustes no monitoramento dos dados (frequência de monitoramento e monitoramento contínuo), e que cada aterro tem suas particularidades, sendo necessário analisar cada caso a fim de certificar-se de que um modelo atende a um determinado aterro sanitário.

Palavras-chave: Aterro sanitário. Recalques. Modelo matemático. Previsão de recalques. Vida útil.

ABSTRACT

The objective of this work was to develop a mathematical model for the prediction of settlements, applied to the sanitary landfill of São Leopoldo, managed by Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR). Firstly, confined compression tests were performed on a sample of MSW collected at the CRVR landfill, obtaining the parameters: primary compression index ($C_c = 0.17$), secondary compression index ($C_\alpha = 0.14$), void index ($e = 0.224$ to 0.241) which were applied to the classical settlement models (Sowers, 1973; and Bjarngard & Edgers, 1990). The models showed low adherence to real data, measured in the field, with errors from 67.6% to 99.9%. After, were analyzed the CRVR leachate and settlement monitoring data, these were applied to the Gomes & Caetano (2010) model. This model showed good adherence to real data, with a mean error of 27.9%. Finally, the mathematical model of settlement prediction was generated, through statistical analysis of multiple linear regression, including factorial analysis by principal component method, via orthogonal rotation of Varimax. The model used the CRVR leachate monitoring parameters and presented an average error of 20% to the actual settlement data. It was found that the use of regression prediction models, through regression analysis, is adequate to estimate the useful life of landfills, considering some adjustments in data monitoring (frequency of monitoring and continuous monitoring), and that each landfill has its particularities, and it is necessary to analyze each case to make sure that a model meets a given landfill.

Key-words: Sanitary Landfill. Settlements. Mathematical model. Prediction of settlements. Lifecycle.

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Resumo de alguns autores que já realizaram estudos de recalques.....	39
Quadro 2 – Resumo de alguns autores que já realizaram estudos de compressibilidade de resíduos sólidos urbanos	45
Quadro 3 – Resumo dos estudos já realizados para caracterizar aterros através de análises físicas, químicas e biológicas em RSU e lixiviado	50
Quadro 4 – Parâmetros analisados para lixiviado - análises trimestrais da CRVR/SL	68
Quadro 5 – Nomenclatura e data de início dos marcos superficiais monitorados	69
Quadro 6 – Resultados de teor de umidade em comparação à literatura estudada .	81
Quadro 7 – Síntese dos resultados de aplicação dos modelos de Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990), literatura e este estudo	90
Quadro 8 – Resumo das correlações de maior nível	104
Quadro 9 – Regressão linear do Fator 2 (Regressão 2)	112
Quadro 10 – Regressão linear do Fator 3 (Regressão 3)	113

LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Modelos matemáticos para predição de recalques.....	71
Tabela 2 – Caracterização gravimétrica da literatura em comparação ao presente estudo	79
Tabela 3 – Índices físicos para as amostras de RSU – valores médios	87
Tabela 4 – Erro relativo à aplicação dos modelos de Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990), para ambos os ensaios	89
Tabela 5 – Padrões de lançamento para efluentes conforme legislação.....	91
Tabela 6 – Monitoramento de lixiviado bruto da CRVR em comparação à literatura estudada.....	96
Tabela 7 – Aplicação do modelo de Gomes; Caetano (2010)	98
Tabela 8 – Correlação de dados de monitoramento de lixiviado e recalques - estatística.....	101
Tabela 9 – Comunalidades da análise fatorial	106
Tabela 10 – Variância total explicada – análise fatorial	107
Tabela 11 – Matriz de componente rotativa – análise fatorial.....	108
Tabela 12 – Resumo do modelo de regressão linear múltipla (Regressão 1)	110
Tabela 13 – ANOVA do modelo de regressão (Regressão 1)	111
Tabela 14– Coeficientes do modelo (Regressão 1).....	111

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Processos decorrentes do comportamento de RSU a longo prazo	34
Figura 2 – Desenvolvimento de um aterro sanitário	36
Figura 3 – Área do aterro sanitário da CRVR em São Leopoldo – RS	61
Figura 4- Esquema conceitual do sistema de impermeabilização de base e taludes – alternativa 1	62
Figura 5 - Esquema conceitual do sistema de impermeabilização de base e taludes – alternativa 2	63
Figura 6 – esquema da cobertura final do aterro	63
Figura 7 – Delineamento experimental do estudo	64
Figura 8 – Equipamento de adensamento (a); amostra após ensaio (b)	67
Figura 9 – Marcos superficiais instalados no aterro sanitário	70
Figura 10 – Etapas de desenvolvimento do modelo matemático.....	73
Figura 11 – Coleta de amostras de RSU em julho/2017 no aterro da CRVR/SL.....	76
Figura 12– Caracterização gravimétrica da amostra de resíduos aterrados (Fase 1, aterrado a aproximadamente 5 anos).....	77
Figura 13 – Caracterização gravimétrica realizada pela CRVR/SL, de 16 amostras de diferentes localidades	77
Figura 14 – Caracterização gravimétrica dos RSU de São Leopoldo, estudo de Ogliari (2015).....	78
Figura 15 – Gráficos Deformação (mm) x tempo (min).....	83
Figura 16 – Gráficos Índice de vazios x raiz do tempo ($\sqrt{\text{min}}$)	84
Figura 17 – Gráficos Índice de vazios x logaritmo do tempo (min)	85
Figura 18 – Gráfico Índice de vazios x logaritmo da pressão (kPa).....	86
Figura 19 – Monitoramento de DBO e DQO, do lixiviado bruto CRVR.....	92
Figura 20 – Monitoramento de pH, do lixiviado bruto CRVR	93
Figura 21 – Monitoramento de Metais do lixiviado bruto CRVR	94
Figura 22 – Ocorrência de recalques no aterro da CRVR, de 2014 a 2018.....	99

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Ag	Prata
Al	Alumínio
As	Arsênio
B	Boro
Ba	Bário
BMP	Potencial Bioquímico de Metano
CB	Contaminantes Biológicos
CQ	Contaminantes Químicos
C _c	Índice de compressão primária
C _α	Índice de compressão secundária
C' _c	Coeficiente de compressão primária
C' _α	Coeficiente de compressão secundária
C' _{α1}	Índice intermediário de compressão secundária
C' _{α2}	Índice intermediário de compressão secundária a longo prazo
Cd	Cádmio
CH ₄	Metano
Cl	Cloro
CO ₂	Dióxido de carbono
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
Cr	Cromo

CRR	Central de Resíduos do Recreio
CRVR	Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO/DQO	Relação DBO/DQO
DQO	Demanda Química de Oxigênio
e	Índice de vazios
e ₀	Índice de vazios inicial
EPA	Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental)
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
EUA	Estados Unidos da América
Fe	Ferro
GB	Geocomposto Betonítico
H	Espessura da camada de resíduos
H ₂	Hidrogênio molecular
ha	Hectare
Hg	Mercúrio
K	Potássio
kPa	Quilo-Pascal
LCVMat	Laboratório de Caracterização e Valorização de Materiais
m ³	Metro cúbico
MEV-EDS	Microscopia Eletrônica de Varredura por Espectroscopia de Energia Dispersiva
min	Minuto
Mn	Manganês
MS	Marco Superficial

MSW	Municipal Solid Waste (Resíduos Sólidos Urbanos)
N ₂	Nitrogênio molecular
Na	Sódio
NBR	Normas Brasileiras de Regulação
NH ₃ -N	Nitrogênio amoniacal
NH ₄	Cátion amônia
Ni	Níquel
NT	Nitrogênio total
O ₂	Oxigênio molecular
°C	Graus Celsius
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
Pb	Chumbo
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
PO ₄	Fosfato
R	Coeficiente de correlação entre a variável dependente e as variáveis independentes
R ²	Coeficiente de determinação ou explicação
RS	Rio Grande do Sul
RPS	Resíduos Sólidos Putrescíveis
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
S _(t)	Recalque
Se	Selênio
SL	São Leopoldo
SMEWW	Standard Methods of Examination of Water and Waste Water
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
SV	Sólidos Voláteis
t	Tonelada
t ₍₂₎	Tempo para completar a compressão intermediária
t ₍₃₎	Período de tempo que se deseja prever um recalque
t _(t)	Tempo para completar a compressão inicial
WCI	Waste Compressibility Index (Índice de compressibilidade dos resíduos)
Zn	Zinco
$\Delta\sigma$	Aumento da tensão vertical

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	26
2 OBJETIVOS	30
2.1 OBJETIVO GERAL	30
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	30
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	32
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	32
3.2 ATERROS SANITÁRIOS.....	33
3.2.1 Considerações sobre biodegradação	33
3.2.2 Fases da degradação biológica	35
3.3 CONSIDERAÇÕES GEOTÉCNICAS	37
3.3.1 Recalques em aterros sanitários	38
3.3.1.1 Compressibilidade de resíduos sólidos.....	44
3.3.1.2 Propriedades físico-químicas que caracterizam o aterro sanitário	48
3.4 MODELOS MATEMÁTICOS DE PREDIÇÃO DE RECALQUES	54
3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	56
3.5.1 Regressão linear para desenvolvimento do modelo matemático	57
4 ESTUDO DE CASO	60
4.1 ÁREA DE ESTUDO	60
4.1.1 Operação do aterro	60
5 METODOLOGIA	64
5.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU.....	65
5.2.1 Caracterização gravimétrica	65
5.2.2 Teor de umidade	65
5.2.3 Peso específico dos grãos	66
5.2.4 Ensaio de adensamento	66
5.3 MONITORAMENTO DE RECALQUES E LIXIVIADO.....	67
5.3.1. Análises do lixiviado	67
5.3.2 Monitoramento de recalques	69
5.4 APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS JÁ EXISTENTES.....	71
5.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	72
5.5.1 Desenvolvimento de modelo matemático para predição de recalques	72
5.5.1.1 Etapas de desenvolvimento do modelo	72

6 RESULTADOS	76
6.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU	76
6.1.1 Caracterização Gravimétrica	76
6.1.2 Teor de umidade e peso específico dos grãos	80
6.1.3 Ensaio de adensamento	82
6.1.4 Aplicação de modelos matemáticos já existentes (Sowers, 1973) e Bjarngard; Edgers (1990).....	88
6.2 MONITORAMENTO DE RECALQUES E LIXIVIADO	91
6.2.1 Dados de análise de lixiviado.....	91
6.2.2 Aplicação de modelos matemáticos já existentes (Gomes; Caetano, 2010)	97
6.2.3 Monitoramento de recalques.....	98
6.3 DESENVOLVIMENTO DO MODELO MATEMÁTICO DE PREVISÃO DE RECALQUES	100
6.3.1 Correlação.....	100
6.3.2 Análise fatorial.....	105
6.3.3 Regressão linear múltipla.....	109
6.3.3.1 Modelo matemático	114
7 CONCLUSÃO	116
REFERÊNCIAS	118

1 INTRODUÇÃO

Devido à contínua geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) pela população, com potencial aumento em função do consumismo, uso excessivo de embalagens, descarte constante de materiais, e expansão dos centros urbanos, torna-se necessário o tratamento e correta destinação destes rejeitos.

Em 2016, a geração *per capita* de RSU, no Brasil, resultou num valor médio de 0,94 kg/hab.dia. De acordo com informações dos órgãos municipais que responderam à pesquisa do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) 2016, se tem conhecimento da destinação final de 85,2% da massa de resíduos coletada no país, onde 59,0% é destinada à aterros sanitários. (BRASIL, 2018).

O uso de aterros sanitários como sistema de disposição final de resíduos sólidos é comum em diversos países e, no Brasil, é a alternativa mais utilizada, porém ainda existe uma grande parcela de RSU sendo destinada incorretamente, para aterros controlados, lixões, e uma fração da qual não se tem informação. Portanto, verifica-se que aproximadamente 28% dos resíduos, comprovadamente, são destinados de maneira incorreta, e o restante, sem informação, é provável que também seja. (BRASIL, 2018).

Visto que os aterros sanitários detêm a maior parcela de destinação final dos RSU no Brasil, é importante salientar sua viabilidade técnica e econômica como sistema de disposição final, tanto para quem opera quanto para quem destina os resíduos. Porém, estas áreas possuem uma vida útil de 20 a 30 anos apenas, sendo necessários estudos que visem aumentar o tempo de utilização das mesmas.

Os RSU, quando aterrados, apresentam comportamentos mecânicos, físicos, químicos e biológicos ao longo do tempo, que influenciam diretamente em suas condições operacionais, como geração de lixiviado, biogás, e ocorrência de recalques. Todas estas características modificam a estrutura do aterro. (DENARDIN, 2013; MELO *et al.*, 2014; SOUTO, 2009).

A geração de lixiviado ocorre durante toda a vida útil do aterro. Sua composição é influenciada pelas características físicas, químicas e biológicas dos resíduos, sendo esta última a predominante. Por isto, é necessário realizar estudos de caracterização dos RSU e do lixiviado, a fim de compreender o comportamento do aterro, a longo prazo. (AMARAL *et al.*, 2008; SOUTO, 2009).

O aumento de vida útil das áreas destinadas à disposição final de resíduos sólidos urbanos é uma maneira de diminuir o impacto ambiental causado por esta atividade. Neste caso, a ocorrência de recalques (devido a diversos fatores como método de operação, degradação dos resíduos aterrados e geração de lixiviado), mostra ser uma solução para reduzir a ocupação de novas áreas para aterros, em função do aproveitamento da mesma para este fim.

Os recalques ocorrem devido à compactação dos RSU por processos mecânicos de operação do aterro; decomposição da massa aterrada; nível de lixiviado; características dos resíduos como massa específica e teor de matéria orgânica; sistema de drenagem e fatores ambientais não controláveis. O tempo de aterramento dos resíduos e sua composição podem determinar a possível ocorrência de recalques, sendo que quanto mais antigo o aterro, menor é este potencial. (ALCÂNTARA; JUCÁ, 2010).

O estudo de recalques, somado às características físicas e químicas dos componentes do aterro, visa compreender o comportamento interno do maciço, já que esta é uma maneira de monitoramento. A deformabilidade do aterro influencia na avaliação de elementos como camada de cobertura final, sistemas de drenagem de gases e líquidos, previsão de aumento de capacidade da área de disposição de RSU, e consequente aumento da vida útil da área. (MELO *et al.*, 2014; NASCIMENTO, 2007).

O monitoramento de aterros sanitários inclui a deformação mecânica do maciço. Uma maneira de monitorar previamente a ocorrência de recalques é a aplicação de modelos matemáticos de predição, que utilizam das características dos aterros a fim de monitorar a modificação da altura e volume da massa aterrada, em função dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no local. (GOMES; CAETANO, 2010).

Os recalques, se bem estimados, podem garantir a segurança estrutural, aumento de tempo de uso do aterro e auxiliar na concepção de componentes como cobertura final do maciço. (GOURC; ARIF; OLIVIER, 2007). Entre outras vantagens, a previsão de recalques, através de simulações e relações matemáticas aplicáveis à área estudada, pode auxiliar na fase de desenvolvimento de projeto do aterro, permitindo calcular previamente a ocorrência de recalques, planejando o uso do espaço extra criado por estes fenômenos, aumentando a vida útil da área. Além disso, as curvas que reproduzem a evolução dos recalques no aterro, representam um

método auxiliar para o monitoramento físico-químico e de decomposição dos resíduos, podendo ser úteis na avaliação do maciço. (GOMES; CAETANO, 2010). Assim, a previsão de recalques em aterros sanitários, onde ocorrem reduções significativas de volume da massa aterrada devido à decomposição e compressão dos resíduos, é uma ferramenta de importante contribuição na área de geotecnia. (ALCÂNTARA; JUCÁ, 2010).

Deste modo, o presente trabalho buscou desenvolver um modelo de predição de recalques diferenciais, aplicado ao aterro sanitário da Companhia Riograndense de Valorização de Resíduos (CRVR), na cidade de São Leopoldo - RS. Foram realizados ensaios de adensamento em RSU e, também, utilizados e analisados os dados de monitoramento geotécnico e análises de lixiviado do aterro, ao longo do tempo, buscando aplicar estas propriedades ao modelo desenvolvido, baseado em modelos já existentes e a partir das características que mais influenciam a ocorrência de recalques, por meio de análise estatística e uso de correlação e regressão linear.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Desenvolver um modelo matemático de predição de recalques diferenciais para estudar o comportamento geotécnico do aterro sanitário da CRVR, Unidade de São Leopoldo – RS, possibilitando garantir a estimativa de ampliação da vida útil do mesmo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Aplicar dados primários, de ensaios laboratoriais de adensamento, aos modelos de Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990);
- b) Aplicar dados secundários, de monitoramento de lixiviado e recalques do aterro da CRVR, ao modelo de Gomes; Caetano (2010);
- c) Desenvolver um modelo matemático que estime a ampliação da vida útil do aterro sanitário da CRVR.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Neste capítulo está apresentada uma revisão bibliográfica especificando os tópicos centrais pertinentes ao assunto da pesquisa desenvolvida. No mesmo, é abordado um panorama geral das atuais condições de geração, tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos; considerações geotécnicas e físico-químicas de aterros sanitários; decomposição dos resíduos e sua relação com a geotecnia; análise estatística no tratamento de dados e alguns dos modelos matemáticos já existentes e utilizados, para previsão de recalques em aterros sanitários. Entremeio à revisão, já serão abordados os trabalhos consagrados e os mais atuais, relacionados a cada assunto da pesquisa.

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Conforme sua origem, os resíduos sólidos podem ser classificados em diferentes grupos, dentre eles, os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), onde “se enquadram os residenciais, comerciais, de varrição, de feiras livres, de capinação e poda.”. (BIDONE; POVINELLI, 1999).

Os RSU são, em geral, compostos por papel/papelão, plástico, metais ferrosos e não-ferrosos, matéria orgânica putrescível, podas de árvores e gramados e materiais inertes. O fator determinante das características dos resíduos pode estar relacionado ao clima de cada região, densidade demográfica e as condições socioeconômicas da população que o gerou. (CASSINI, 2003).

Dependendo do tipo de materiais presentes nos resíduos sólidos urbanos, sua decomposição ocorre de maneira diferente, seja por processos físicos, químicos ou biológicos. Cada material, quando decomposto, gera diferentes substâncias que, quando em contato com o conjunto, podem modificar suas propriedades. (NASCIMENTO, 2007).

No Brasil, 59,0% dos resíduos coletados são destinados à aterros sanitários. No Rio Grande do Sul, de 497 municípios, pelo menos 399 destinam seus resíduos de forma adequada, para o mesmo fim, o que representa 80% dos municípios do Estado. Somente na região sul do Brasil foram destinadas 6.308.329 toneladas de resíduos para aterros sanitários, no ano de 2016. (BRASIL, 2018).

Em função do volume de resíduos gerados pela população estar crescendo em demasia, a destinação e disposição final deste material tem sido considerada como um problema ambiental no país. É imprescindível uma correta gestão destas áreas, pois há uma necessidade crescente de locais com maior capacidade de disposição de resíduos sólidos, é preciso o desenvolvimento de métodos de concepção, implantação, operação e monitoramento, com a finalidade de prevenir e/ou reduzir os impactos ambientais relacionados à esta atividade. A procura por soluções inclui a recuperação e reestruturação adequada de depósitos de RSU, tanto no âmbito ambiental, como técnico e social. (ALBERTE; CARNEIRO; KAN, 2005; DENARDIN, 2013).

3.2 ATERROS SANITÁRIOS

Há anos os aterros sanitários são estudados a fim de entender as reações químicas e biológicas que ocorrem após os resíduos serem aterrados. Mas o comportamento, a longo prazo, de um aterro dependerá principalmente da parcela inicial de matéria orgânica constituinte do resíduo. (BOZKURT; MORENO; NERETNIEKS, 2000; KJELDSEN *et al.*, 2002).

Os RSU são formados por materiais inorgânicos e orgânicos, com características químicas e físicas. Dentro do aterro, ao longo do tempo, o material inorgânico passa por mudanças na composição e estrutura devido à lixiviação e outros mecanismos. Já o material orgânico passa por processos de degradação anaeróbia e/ou aeróbia, onde é hidrolisado em compostos de baixo peso molecular, principalmente, e pode ser degradado biologicamente em CO₂ e água ou metano. (BOZKURT; MORENO; NERETNIEKS, 2000).

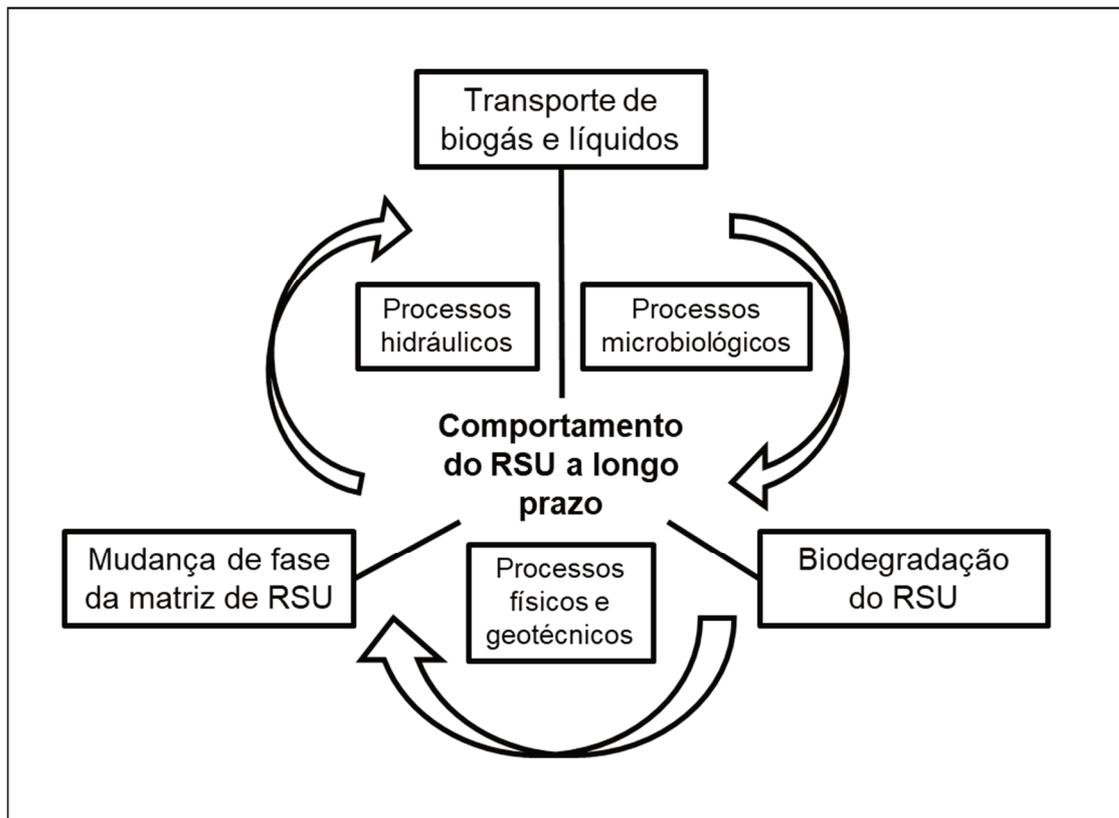
3.2.1 Considerações sobre biodegradação

Nos estudos sobre aterros sanitários, a biodegradação é apontada como fator determinante para a ocorrência de recalques, porém, não pode ser considerada sua única causa, pois existem diversos parâmetros físicos, mecânicos e químicos que interferem nesta ocorrência, além da idade de aterramento dos resíduos. (ALCÂNTARA; JUCÁ, 2010; BENSON *et al.*, 2007). Mas, de qualquer forma, frisa-se a importância do estudo de recalques e degradação de resíduos, para avaliar o

comportamento de aterros sanitários, bem como a ampliação de sua vida útil e potenciais usos após seu encerramento. (AL-YAQOUT; HAMODA, 2007).

Estudos já realizados representam a relação da decomposição de RSU com a ocorrência de recalques em aterros sanitários, para exemplificar o comportamento dos resíduos a longo prazo. A Figura 1 apresenta esta relação.

Figura 1 – Processos decorrentes do comportamento de RSU a longo prazo



Fonte: Adaptado de Fei; Zekkos; Raskin (2014).

Segundo Fei; Zekkos; Raskin (2014) a biodegradação dos RSU ocorre através da atividade metabólica de microrganismos e, como resultado, ocorrem mudanças nas propriedades mecânicas e hidráulicas dos resíduos. Através da degradação biológica da porção orgânica dos RSU, ocorre a perda de massa e criação de vazios entre os sólidos. Como consequência, propriedades físicas como densidade e porosidade; e mecânicas, como compressibilidade e força de cisalhamento, mudam. Conforme decorre a atividade dos microrganismos presentes na massa aterrada, juntamente com os outros processos, ocorre a geração de gases e líquidos, distribuindo substratos para os microrganismos. Todas estas características, microbiológicas, físicas, mecânicas e hidráulicas dos RSU são interdependentes. Compreender a

mudança de cada uma delas requer uma compreensão entre todas estas propriedades. (FEI; ZEKOS; RASKIN, 2014).

3.2.2 Fases da degradação biológica

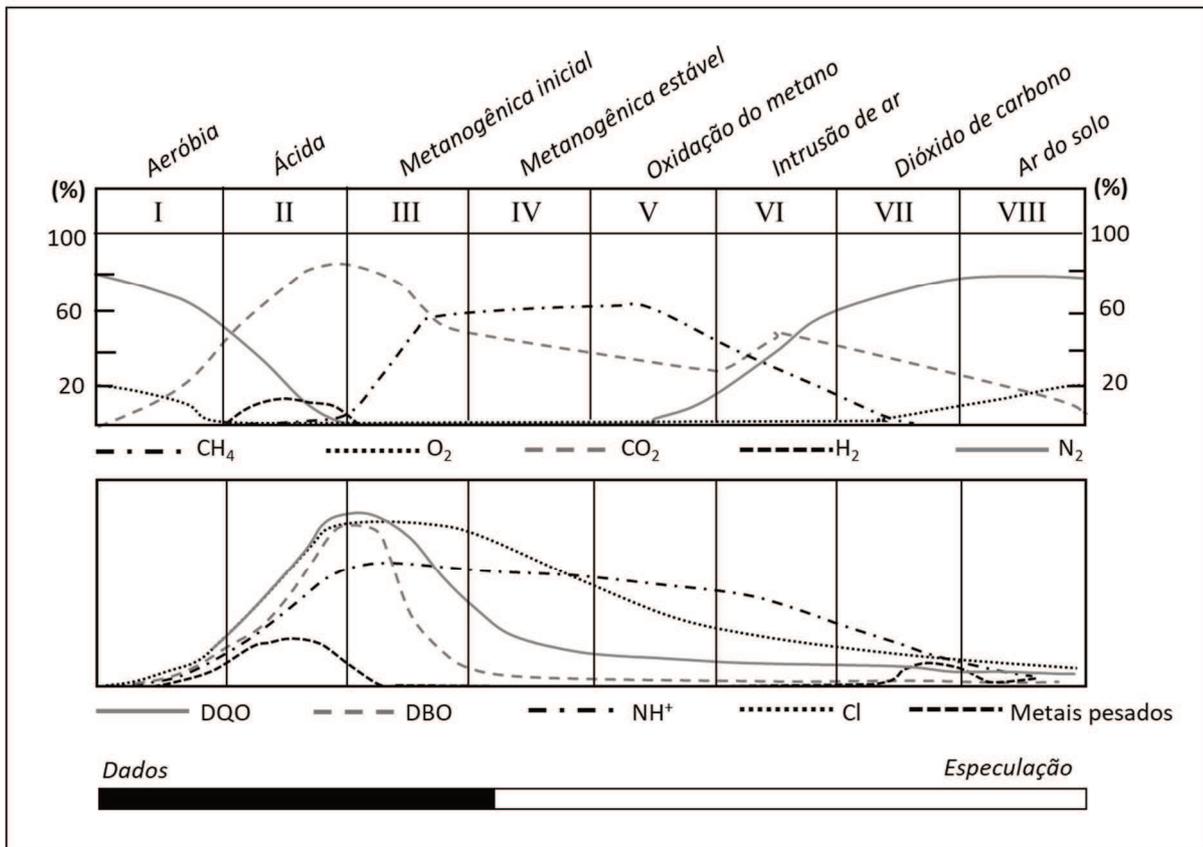
Como os resíduos são aterrados durante muitos anos, em diferentes células e com diversas idades de aterramento, é comum que partes do aterro estejam em fases de decomposição distintas. (KJELDEN *et al.*, 2002).

Usualmente, estudos consideram como característica da degradação biológica quatro fases (aeróbia, acetogênica, metanogênica inicial e metanogênica estável). (FARQUHAR; ROVERS, 1973; ALCÂNTARA, 2007; BARLAZ; STALEY; DE LOS REYS, 2010). Porém, autores como Bozkurt; Moreno; Neretnieks (2000) e Kjeldsen *et al.* (2002), especulam que existam quatro outras fases, que compõem a “fase húmica”, composta pela oxidação do metano, intrusão de ar no aterro, formação de CO₂ e formação de ar no solo. Estas quatro últimas fases são tratadas apenas como especulações, pois não existem dados de aterros mais antigos do que trinta anos, portanto não possuindo estudos que tenham passado da fase metanogênica. (BOZKURT; MORENO; NERETNIEKS, 2000; KJELDEN *et al.*, 2002).

Como consequência da biodegradação dos resíduos, são gerados gás e lixiviado, e sua geração é influenciada pelas condições climáticas locais, composição dos resíduos, e a maneira como a área é operada. (BARLAZ; HAM, 1993). Inúmeros fatores limitam a degradação dos componentes biodegradáveis de um aterro, incluindo composição do resíduo e condições operacionais do local de disposição, como compactação do resíduo e sistemas de drenagem de lixiviado e gás. (ABREU; VILAR, 2017).

A Figura 2 exemplifica as diferentes fases de decomposição dos resíduos durante o desenvolvimento de um aterro sanitário, bem como a geração de biogás e lixiviado em cada etapa.

Figura 2 – Desenvolvimento de um aterro sanitário



Fonte: Adaptado de Kjeldsen *et al.*(2002).

Na fase aeróbia inicial, o oxigênio existente nos vazios dos resíduos recém aterrados é rapidamente consumido, produzindo CO₂. Esta fase dura somente alguns dias, pois não há reabastecimento de oxigênio após a cobertura. E o lixiviado produzido é proveniente da umidade dos resíduos e da ocorrência eventual de precipitação antes do aterramento. (BARLAZ; HAM, 1993; KJELDEN *et al.*, 2002).

Na fase ácida, que precede a metanogênese, ocorre o aumento da atividade microbiana, resultando em um acúmulo de ácidos orgânicos, uma maior produção de CO₂, e aumento considerável de DQO e DBO no lixiviado. Com o aumento de gás nitrogênio, ocorre a diminuição gradual do nível de amônia. (KJELDEN *et al.*, 2002; ALCÂNTARA, 2007).

Durante a fase metanogênica inicial, os produtos da degradação atuam como substratos para os microrganismos produtores de metano, produzindo um biogás constituído de CO₂ e CH₄. O pH do resíduo se torna aproximadamente neutro. As concentrações de DQO, DBO e metais pesados do lixiviado começam a decair e o pH aumenta conforme os ácidos são consumidos. Já na fase metanogênica estável, a

produção de metano é máxima, o pH continua aumentando, e a concentração de DQO é mínima no lixiviado, majoritariamente composta por compostos recalcitrantes, como ácidos húmicos e fúlvicos. A relação DBO/DQO cai para 0,1 nesta fase. (KJELDSEN *et al.*, 2002; ALCÂNTARA, 2007).

Após as quatro primeiras fases de degradação biológica em aterros sanitários, comumente tratadas na literatura, existe uma teoria de que a produção de metano continuará decaindo, através de sua oxidação; a partir deste momento, o material aterrado torna-se mais resistente à degradação, a atividade microbiológica decai e inicia-se a fase húmica, que é formada por componentes mais estáveis. Nesta fase, composta por quatro etapas, o aterro torna-se, novamente, aeróbio. (BOZKURT; MORENO; NERETNIEKS, 2000; KJELDSEN *et al.*, 2002).

A intrusão de oxigênio no aterro depende do restante de carbono orgânico degradável, da taxa de geração de biogás, das propriedades de cobertura e da topografia do aterro. A oxidação do metano ocorre principalmente no solo de cobertura ou na massa de resíduos próxima aos dutos de gás. Com a contínua diminuição na produção de metano e com a intrusão de ar, espera-se que as concentrações de dióxido de carbono aumentem; com isso, aumentam também as concentrações de nitrogênio, enquanto o oxigênio quase não é detectado, em função de seu rápido consumo. Durante a fase húmica, o material orgânico degradável disponível está esgotado ou as reações são muito lentas para o consumo do oxigênio que entra no aterro sanitário, assim, o aterro pode se tornar aeróbio e ácido, em função da formação do dióxido de carbono. (BOZKURT; MORENO; NERETNIEKS, 2000; KJELDSEN *et al.*, 2002).

3.3 CONSIDERAÇÕES GEOTÉCNICAS

Em diversos países do mundo, o aterro sanitário é utilizado como principal meio de disposição final de resíduos sólidos urbanos, sendo considerado como um tratamento ambientalmente adequado e economicamente viável. Estudos tem sido desenvolvidos, buscando soluções para a inertização dos RSU e o prolongamento da vida útil dos aterros. (ALBERTE; CARNEIRO; KAN, 2005; LANGE; AMARAL, 2009; MONTEIRO *et al.*, 2006).

O conhecimento das características dos aterros sanitários é importante em função dos problemas envolvendo a deformabilidade dos mesmos. A

compressibilidade dos resíduos durante a operação dos aterros, devido à decomposição da matéria orgânica, percolação de água da chuva, geração de lixiviado e compactação através de máquinas e caminhões deve ser estudada para prever o comportamento real do aterro sanitário, possibilitando a estimativa de estabilidade e vida útil do mesmo. (DENARDIN, 2013).

3.3.1 Recalques em aterros sanitários

Os recalques e a redução de volume dos resíduos depositados ocorrem devido à transformação dos componentes destes resíduos por processos mecânicos (colapso estrutural de partículas, preenchimento dos espaços vazios por partículas menores), processos físicos e químicos (corrosão, oxidação e combustão), e processos biológicos (fermentação aeróbia e anaeróbia, e decomposição), resultando na formação de gases e lixiviado. (CARVALHO; VILAR; KAIMOTO, 2000; SOWERS, 1973). Porém, a quantificação destas propriedades geotécnicas e a estimativa de recalques em aterros sanitários é muito complexa devido a fatores como variedade, heterogeneidade e processos de decomposição dos resíduos, compressibilidade individual de cada tipo de material e variações das condições climáticas da região. (BOWDERS *et al.*, 2000; CARVALHO; VILAR; KAIMOTO, 2000; CHEN *et al.*, 2009; PEREIRA, 2000).

A deformação mecânica dos resíduos envolve a reorientação de seus componentes, enquanto a biocompressão é atribuída à decomposição anaeróbia da fração orgânica dos resíduos. Depois que a biodegradação da fração de resíduos orgânicos é esgotada, a compressão dos RSU continuará como deformação mecânica dos resíduos restantes. (BAREITHER; KWAK, 2015). Em geral, em aterros sanitários, os recalques atingem cerca de 25% a 30% da altura teórica do aterro. (GANDOLA, 1994).

O Quadro 1 apresenta um resumo de alguns autores estudados para este tópico, sendo apresentada a discussão dos trabalhos logo após o referido quadro.

Quadro 1 – Resumo de alguns autores que já realizaram estudos de recalques

Autor	Dados	Tipo de aterro	Local/Fonte	Estudo realizado
Gomes; Caetano (2010)	Características físicas do aterro	Aterro de pequeno porte (12 t)	Presidente Lucena/RS	Aplicação ao modelo de Sowers (1973) e de Bjarngard & Edgers (1990), fundamentados em conceitos da mecânica dos solos
	Dados de compressão primária e secundária	Dados da literatura	Carvalho <i>et al.</i> (2000), Rao <i>et al.</i> (1977), Landva & Clark (1984, 1986, 1990), Wall & Zeiss (1995)	
	Dados de monitoramento físico e químico	Aterro de pequeno porte (12 t)	Presidente Lucena - RS	Desenvolveram e aplicaram um modelo matemático de regressão linear, para predição de recalques
Chen; Chen; Liu (2011)	Dados característicos de aterros	Dados da literatura	-	Desenvolvido um modelo numérico unidimensional para medir recalques mecânicos e processos de biodegradação de aterros de resíduos sólidos urbanos
	Dados de um marco de medição de recalques, com monitoramento de 1964 a 1981	Aterro de porte excepcional: Mission Canyon (15345 t/dia) (Klein, 1987)	Los Angeles - Califórnia	Realizada a comparação dos dados reais com o modelo numérico desenvolvido
	Dados de medição de recalques de 2001 a 2003, durante 730 dias	Aterro de porte excepcional: Sanzhuku (634 t/dia) (Lin; Li, 2009)	Taipei - Taiwan	
Denardin (2013)	Dados de recalques verticais medidos pela CRVR, durante 1800 dias, de 2007 a 2012	Aterro de porte excepcional: Central de Resíduos do Recreio (CRR) (3000 t/dia)	Minas do Leão-RS	Aplicação dos dados coletados aos modelos: Yen e Scanlon (1975), Ling <i>et al.</i> (1998), Edil; Ranguette e Wuellner (1990), Bjarngard e Edgers (1990), e Asaoka (1978).

(continua)

Autor	Origem dos dados	Tipo de aterro (capacidade)	Local/Fonte	Estudo realizado
Simões; Catapreta (2013)	Dados de um aterro experimental construído para o estudo	Aterro experimental: Planta de tratamento de resíduos sólidos em Belo Horizonte (8600 t)	Belo Horizonte - MG	Medição de recalques em 6 células de um aterro experimental e aplicação a três modelos: Reológico (Gibson; Lo, 1961); Hiperbólico (Ling et al., 1998) e modelo de compressão composto (Marques; Filz; Vilar, 2003).
Bareither; Kwak (2015)	Projeto piloto Yolo	Célula controlada, com características de aterros convencionais (7932 t) Célula aprimorada, com recirculação de lixiviado (7772 t)	Condado de Yolo - Califórnia	Avaliaram o desempenho e aplicabilidade de doze modelos de estudo de recalques (compressão imediata, deformação mecânica e biocompressão, logarítmicos e hiperbólicos)
	Biorreator Deer Track	Lisímetro que permitiu estudar a influência da adição de lixiviado nos comportamentos físicos, químicos e biológicos do RSU (0,3 t)	Aterro Deer Track Park (Watertown – Wisconsin)	
Teixeira (2015)	Dados de monitoramento de recalques em dois aterros sanitários	Aterro de porte excepcional: Central de Resíduos do Recreio (CRR) (3000 t/dia)	Minas do Leão - RS	Aplicação dos dados coletados a oito modelos de predição de recalques: Asaoka (1978), Bjarngard; Edgers (1990), Diaz <i>et al.</i> (1995), Edil; Ranguette; Wuellner (1990), Gandola (1994), Gibson; Lo (1961), Ling <i>et al.</i> (1998), Yen; Scanlon (1975).
		Aterro de porte excepcional: Central de Resíduos São Leopoldo (CRSL) (500 t/dia)	São Leopoldo - RS	
(Yepes-García; Villarraga-Herrera, 2018)	Dados de monitoramento de recalques em dois aterros sanitários	Aterro de porte excepcional: Curva de Rodas (operação de 1984 a 2002) (1142 t/dia)	Medellín – Bogotá	Aplicação dos dados coletados a dois modelos de predição de recalques: Gibson; Lo (1961) e Marques; Filz; Vilar (2003)
		Aterro de porte excepcional: La Pradera (2241 t/dia) (Empresas Varias de Medellín, 2014)	Medellín – Puerto Berrio	

(conclusão)

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

O porte dos aterros foi baseado nos valores disponíveis no site da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – RS, que classifica os aterros em: porte mínimo – até 5 t/dia; porte pequeno – 5 a 20 t/dia; porte médio – 20 a 70 t/dia; porte grande – 70 a 200 t/dia; e porte excepcional – acima de 200 t/dia .(FEPAM, 2018).

Gomes; Caetano (2010) desenvolveram e aplicaram modelos de predição de recalques baseados em dados coletados *in situ*, em aterro de pequeno porte na cidade de Presidente Lucena/RS. Primeiramente os autores aplicaram os modelos de Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990), fundamentados em conceitos da mecânica dos solos. Após, foram desenvolvidos modelos de regressão linear, baseado nos resultados de monitoramento físico e químico do aterro, a fim de estimar os recalques diferenciais. Os resultados mostraram que os dados aplicados aos modelos da teoria clássica de predição de recalques apresentaram diversos erros. Já dos modelos desenvolvidos, baseados em análise de regressão, mostraram-se mais realistas em termos de predição de recalques, possivelmente dado ao fato de que consideraram, também, características físicas e químicas do lixiviado.

Chen; Chen; Liu (2011) desenvolveram um modelo numérico unidimensional para medir recalques mecânicos e processos de biodegradação de aterros de resíduos sólidos urbanos. O modelo foi capaz de simular características típicas do comportamento de recalques em aterros, a curto e longo prazo. Primeiramente, dados característicos de aterros, baseados na literatura, foram aplicados ao modelo proposto. Após, foram coletados dados em dois aterros. No primeiro (Aterro de Mission Canyon, Los Angeles), foi escolhido um marco de medição de recalques, com dados de monitoramento de 1964 a 1981, e comparado ao modelo proposto, que mostrou que a simulação numérica se assemelhou aos dados medidos em campo. No segundo (Aterro de Sanzhuku, Taiwan), foram medidos recalques de 2001 a 2003, durante 730 dias; estes dados foram utilizados para comparação ao modelo proposto. O estudo do segundo aterro também mostrou resultados próximos, comparando a simulação numérica com os dados medidos em campo. O segundo estudo resultou em 13% de recalque (3% mecânico e 10% por biodegradação), indicando que a biodegradação é o mecanismo dominante para a ocorrência de recalques de longo prazo, em aterros sanitários.

Denardin (2013) realizou um estudo no Aterro de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS, onde foram analisados os dados de recalques verticais medidos

pela CRVR, durante 1800 dias, de 2007 a 2012, através de seis marcos superficiais com maior influência de recalques. Após, os dados analisados foram aplicados aos modelos matemáticos, de previsão de recalques, já existentes. Os resultados avaliados pela autora indicam deformações entre 11,5 e 24,2% (1,7 a 4,0 m), em relação à altura inicial dos resíduos. Estes dados foram aplicados aos modelos de Yen; Scanlon (1975), método observacional de Asaoka (1978), Bjarngard; Edgers (1990), Edil; Ranguette; Wuellner (1990) e Ling *et al.*(1998). Para a autora, o modelo de Bjarngard; Edgers (1990) e o modelo hiperbólico de Ling *et al.*(1998) foram os mais adequados ao monitoramento realizado.

Simões; Catapreta (2013) desenvolveram um aterro experimental em Belo Horizonte, contendo seis células para aterramento de resíduos, as quais foram monitoradas por seis anos. Os dados de monitoramento foram aplicados à três modelos de predição de recalques (reológico – Gibson; Lo (1961); hiperbólico - Ling *et al.*, (1998); e composto - Marques, Filz; Vilar (2003)). Os parâmetros obtidos na calibração dos dados foram aplicados aos modelos para comparar com o recalque real. Os autores observaram que, durante o período de seis anos de monitoramento, ocorreram recalques significativos (maiores que 31 %), em relação à altura inicial da camada de resíduos. Porém, os modelos reológico e hiperbólico apresentaram dados relativamente baixos se comparado às medições reais. Já o modelo de Marques, Filz; Vilar (2003) – composto, apresentou características semelhantes de recalques, se comparado aos dados reais. A análise dos autores é de que períodos mais longos de monitoramento apresentam melhores resultados quando aplicados, principalmente ao modelo composto.

Bareither; Kwak (2015) avaliaram o desempenho e aplicabilidade de doze modelos de estudo de recalques de RSU, baseado na análise de dados coletados em dois experimentos em escala de campo: (1) Projeto piloto do município de Yolo (uma célula controlada, com características de aterros convencionais; e uma aprimorada, com recirculação de lixiviado); e (2) Experimento biorreator Deer Track (lisímetro que permitiu estudar a influência da adição de lixiviado nos comportamentos físicos, químicos e biológicos do RSU), que utilizou resíduos coletados no aterro Deer Track Park, em Watertown, Wisconsin. Para a análise, foram considerados os modelos de recalques que utilizam uma variedade de comportamentos (compressão imediata, deformação mecânica e biocompressão, por exemplo). Os estudos mostraram que os modelos que consideram o método de otimização de mínimos quadrados, analisados

nos dois experimentos (Yolo e Deer Track), resultaram em um alto coeficiente para todos os modelos analisados, tendo $R^2 > 0,83$, na média. No entanto, os modelos empíricos (deformação, logarítmicos e hiperbólicos) mostraram não ser recomendáveis para o estudo de recalques devido a apresentarem comportamento não-representativo para recalques de RSU a longo prazo, pois utilizam dados e parâmetros limitados para aplicação dos modelos. Os autores concluíram que a combinação de compressão imediata, deformação mecânica e biocompressão em uma única função matemática forneceu representações precisas para os dois experimentos, sendo que o modelo apresentado por Gourc; Staub; Conte (2010) apresentou alto desempenho estatístico para todas as aplicações ($R^2 > 0,97$).

Teixeira (2015) baseou seu estudo no monitoramento de recalques em dois aterros sanitários: o Aterro Central de Resíduos do Recreio (CRR), em Minas do Leão-RS; e o Aterro da Central de Resíduos de São Leopoldo-RS. No aterro de Minas do Leão, a autora monitorou dez marcos superficiais, com dados de 1800 dias. Já no aterro de São Leopoldo, foram analisadas duas áreas: Aterro Remediado e Aterro Fase I; na primeira área, foram avaliados dados históricos de oito marcos superficiais, monitorados por 2809 dias; na segunda área (Fase I), foram estudados dados históricos de nove marcos superficiais, com monitoramento de 2006 a 2011. Teixeira (2015) aplicou os dados coletados a oito modelos de previsão de recalques, consolidados pela literatura nacional e internacional, sendo estes Gibson; Lo (1961), Yen; Scanlon (1975), Asaoka (1978), Edil; Ranguette; Wuellner (1990), Bjarngard; Edgers (1990), Gandola (1994), Diaz *et al.*(1995) e Ling *et al.*(1998), pois os mesmos adaptaram-se aos dados históricos coletados nos aterros. Os recalques avaliados pela autora variaram de 0,55 a 4,00 m no aterro de Minas do Leão, o que correspondeu a uma deformação de 4 a 24 %, em relação à altura inicial. No aterro de São Leopoldo ocorreram recalques entre 0,10 e 1,03 m (para o aterro remediado), com uma deformação de 1,0 a 5,8 %, apresentando valores incomuns em comparação à literatura estudada pela autora. Já no Aterro Fase I, ocorreram deformações entre 8,0 e 16,5 %, com recalques de 0,5 a 2,4 m. Teixeira (2015) constatou que os modelos mais adequados para a previsão de recalques nos dois aterros sanitários analisados foram os modelos de Gibson; Lo (1961), Edil; Ranguette; Wuellner (1990), Bjarngard; Edgers (1990), Diaz *et al.*(1995) e Ling *et al.*(1998).

Yepes-García; Villarraga-Herrera (2018) analisaram registros de piezômetros, dados de topografia, medição de lixiviado e dados meteorológicos nos aterros, de

grande porte, de *Curva de Rodas* e *La Pradera*, em Medellín. Os dados lidos foram aplicados a dois modelos de predição de recalques, desenvolvidos por Gibson; Lo (1961), e Marques, Filz; Vilar (2003). Os autores determinaram os índices físicos utilizados nos modelos e os aplicaram, constatando que o modelo de Marques; Filz; Vilar (2003) se aplicou de melhor forma, aproximando os dados estimados às medições em escala real, pois considerou compressão primária e secundária, tanto mecânica quanto por decomposição dos resíduos.

3.3.1.1 Compressibilidade de resíduos sólidos

Um fator importante que deve ser considerado na estimativa de recalques em aterros sanitários é a compressibilidade dos resíduos, que está relacionada às suas características de deformabilidade. (NASCIMENTO, 2007).

Os resíduos, quando dispostos no aterro sanitário, possuem uma estrutura que apresenta variações de forma e volume. Conforme ocorre a compressão dos resíduos através da operação do aterro, os materiais tendem a deformar, diminuir o volume e se deslocar horizontal e verticalmente. Com o passar do tempo continua ocorrendo a deformação mecânica dos resíduos, enquanto a matéria orgânica e materiais não inertes são decompostos. Para determinar os índices de compressão primária e secundária dos resíduos (C_c e C_α), que indicam o potencial de recalque que o aterro pode sofrer em função das diversas características de deformação dos materiais, tem-se empregado os conceitos da teoria clássica de adensamento de solos, com algumas adaptações, devido à dificuldade de quantificar os parâmetros necessários para estudar a compressibilidade dos RSU. Devido à heterogeneidade na composição e diversidade de forma e volume dos resíduos, tais estudos necessitam de equipamentos de grandes dimensões, que considerem os aspectos particulares que os RSU possuem. (CARVALHO; VILAR; KAIMOTO, 2000; MACHADO et al., 2005).

Neste sentido existem trabalhos na literatura que buscaram determinar estes parâmetros. O Quadro 2 resume alguns dos trabalhos já realizados que, após o quadro, serão comentados.

Quadro 2 – Resumo de alguns autores que já realizaram estudos de compressibilidade de resíduos sólidos urbanos

Autor	Ensaio		Equipamento experimental	Local/Fonte	Idade dos resíduos
Sowers (1973)	Campo	Índice de compressão primária e secundária	-	Diversos aterros	-
Carvalho; Vilar e Kaimoto, (2000)	Laboratório	Compressão confinada	Consolidômetro	Aterro Sanitário Bandeirantes, São Paulo - SP	15 anos de aterramento
	Campo	Monitoramento de recalques (1991 a 1998)	-		
Nascimento (2007)	Laboratório	Compressão triaxial e compressão confinada	Consolidômetro, Câmara de compressão e prensa	Aterro Metropolitano Centro Salvador - BA	RSU novo e RSU com 4 anos de aterramento
Reddy <i>et al.</i> (2009)	Laboratório	Compactação, condutividade hidráulica, compressibilidade e propriedades de resistência ao cisalhamento	Proctor padrão, Permeâmetro, Oedômetro, Equipamento para ensaio de cisalhamento.	Aterro Orchard Hills, EUA	RSU novos
Bareither; Benson e Edil (2012)	Laboratório	Efeitos de escala, tensão, segregação e decomposição de resíduos na compressão imediata	Células de compressão de pequenas dimensões	Aterro Deer Track Park, Watertown, Wisconsin	Resíduos novos (3 a 4 meses)
	Campo	Composição gravimétrica, massa específica, rendimento cumulativo de metano, teores de celulose (C), hemicelulose (H) e lignina (L), relação (C+H)/L, sólidos voláteis (SV), e potencial bioquímico de metano (BMP)	Biorreator		
Shi <i>et al.</i> (2016)	Laboratório	Determinação de índices de compressão primária e secundária	Oedômetro	RSU composto, baseado na composição gravimétrica da China	RSU novos (não aterrados)

Fonte: Elaborado pela autora (2018)

Sowers (1973) foi um dos precursores dos estudos da compressibilidade de resíduos sólidos em aterros sanitários, com base na teoria de adensamento de solos e, até hoje, é referência para diversos autores. O autor adotou a metodologia de adensamento da mecânica dos solos, considerando que os recalques primários ocorrem em menos de um mês e, posterior a isso, ocorrem os recalques a longo prazo, que tem influência da biodegradação. Segundo Sowers (1973), o índice de compressão primária é proporcional ao índice de vazios inicial do material e pode variar de acordo com a quantidade de matéria orgânica presente no resíduo e, também, com as condições climáticas às quais o resíduo está exposto. (SOWERS, 1973). Em seu estudo, Sowers (1973) determinou o índice de compressão primária e secundária de acordo com as características de resíduos. Os valores obtidos para a compressão primária foram $0,15e_0$ (resíduos contendo pouca matéria orgânica) e $0,55e_0$ (resíduos com altos níveis de matéria orgânica). O autor obteve, também, o índice de compressão secundária: $0,03e_0$ (condições desfavoráveis de degradação) e $0,09e_0$ (condições favoráveis de degradação). (SOWERS, 1973).

Carvalho; Vilar; Kaimoto, (2000), realizaram um estudo sobre a compressibilidade de resíduos sólidos urbanos, em escala laboratorial e em campo, no Aterro Sanitário Bandeirantes, em São Paulo. Em laboratório, foram realizados ensaios de compressão confinada, em um consolidômetro, com resíduos de aproximadamente 15 anos de idade de aterramento. Entre outros parâmetros determinados, foram realizados ensaios de compressão confinada, onde obtiveram-se resultados de índice de compressão primária (C_c) de 0,56 a 0,92 e coeficiente de compressão primária (C'_c) de 0,175 a 0,229. Os valores do índice de compressão secundária (C_α) variaram de 0,0213 a 0,0442 e coeficiente de compressão secundária (C'_α) de 0,0105 a 0,0160. Em campo, foi realizado o monitoramento de recalques, que durou sete anos (1991 a 1998). Neste estudo, somente foram obtidos valores de compressão secundária, envolvendo os processos de degradação do resíduo ao longo do tempo. Os valores médios de C'_α obtidos foram de 0,010 e 0,083, em dois trechos distintos. Esta pesquisa permite uma comparação entre parâmetros estimados em laboratório frente àqueles determinados em campo. Os autores concluíram que, mesmo não sendo completamente adequado, o conceito de Mecânica dos Solos é um ponto inicial para estudo do comportamento mecânico dos resíduos sólidos. Ainda que o efeito da degradação não possa ser totalmente mensurado em laboratório, é possível prever ensaios que são apropriados para reproduzir, em pouco tempo, a

degradação e averiguar qual a sua influência na compressibilidade e em outras características do resíduo. Ainda, os estudos de recalques em campo são essenciais para analisar as características geotécnicas do aterro, pois as medidas realizadas em campo consideram todos os possíveis comportamentos dos resíduos sólidos.

Nascimento (2007) apresentou um estudo das características de resistência e deformabilidade dos resíduos sólidos urbanos. Os resíduos foram coletados no Aterro Metropolitano Centro, localizado em Salvador – BA, onde foram analisados resíduos com quatro anos de aterro e, também, resíduos novos, recém aterrados. Com estes resíduos, foram realizados ensaios de compressão confinada e triaxial em equipamentos de grandes dimensões. O valor de peso específico das partículas do resíduo novo ficou entre 1,72 e 1,76 g/cm³. E para o resíduo com quatro anos de aterro ficou em 2,03 g/cm³. Os ensaios de compressão confinada foram realizados somente para os resíduos novos. O valor do índice de compressão primária (C_c) obtido foi de 1,459 e o coeficiente de compressão primária (C'_c) foi de 0,284. O índice de compressão secundária (C_α) calculado ficou em 0,079 e o coeficiente de compressão secundária (C'_α) em 0,024, valores médios.

Reddy *et al.*(2009), realizaram um estudo das propriedades geotécnicas de RSU novos, coletados no aterro *Orchard Hills*, nos EUA, em sua fase de utilização. Este estudo objetivou realizar ensaios mecânicos em laboratório, com resíduos novos e triturados, sem prévia segregação. Além de outros parâmetros, foi analisado o índice de compressão primária do resíduo, através de testes de compressão confinada em um Oedômetro, variando o teor de umidade do resíduo em 44%, 60%, 80% e 100%. Para cada incremento de carga, as leituras de Tensão *versus* Tempo foram registradas, até a compressão primária ser completada. Os resultados de compressibilidade não mostraram nenhuma alteração dada a variação do teor de umidade, obtendo valores de 0,24 a 0,33 para o índice de compressão primária, com uma média de $0,27 \pm 0,04$.

Bareither; Benson; Edil (2012) propuseram uma avaliação dos efeitos de escala, tensão, segregação e decomposição de resíduos sólidos na compressão imediata. Em laboratório, foram realizados experimentos em células de compressão de pequenas dimensões, com resíduos novos e já degradados. Em campo, foi realizado um experimento com um biorreator, ambos com resíduos de mesma composição e propriedades. Foi desenvolvida uma metodologia para determinar a tensão de compressão final imediata, que é aplicável tanto aos dados de laboratório quanto aos

de escala de campo. O coeficiente de compressão (C_c) obtido nos testes realizados nas células de pequenas dimensões, em laboratório, foi de 0,22 a 0,28 na faixa de tensão de 25 a 100 kPa. Um valor de C_c de 0,23 foi obtido para o experimento em escala de campo, com uma faixa de tensão de 20 a 67 kPa. Segundo os autores, a variação entre os índices de compressão determinados em laboratório e em campo está relacionada ao Índice de Compressão do Resíduo (WCI, sigla em inglês), que é uma função do teor de água do resíduo em peso seco, peso seco unitário e percentual de resíduos orgânicos biodegradáveis (papel/papelão, restos de alimentos putrescíveis, resíduos de poda). Uma compilação dos dados de laboratório, obtidos neste estudo, com os dados da literatura, mostrou uma relação preditiva para o C_c e o WCI, onde o C_c pode ser estimado dentro de $\pm 0,087$ para um determinado WCI, usando esta relação.

Shi *et al.* (2016) realizaram ensaios de compressão em um Oedômetro, a fim de determinar os coeficientes de compressão primária e secundária, de amostras de um resíduo composto pelos autores, baseado na composição gravimétrica da China. Os ensaios foram realizados com o resíduo submetido a um ambiente inibido por degradação, através da utilização de vinagre. Os autores puderam determinar os coeficientes de compressão primária (C_c), de 0,12 a 0,68 – com um valor médio de 0,45; e secundária (C_a), de 0,0342 a 0,0494 – com um valor médio de 0,042. Também determinaram que, após a compressão secundária, 60% da compressão total ocorre por degradação dos resíduos. Os ensaios foram realizados por 197 dias e, de acordo com os resultados, os autores constataram que a compressão por degradação é a parte principal da compressibilidade de RSU.

3.3.1.2 Propriedades físico-químicas que caracterizam o aterro sanitário

Aterros sanitários possuem tendência a compactar/adensar e existem vários mecanismos, atuando simultaneamente, que contribuem para esta compactação. Em primeiro lugar, os materiais soltos e com espaços vazios entre os sólidos compactam e ocorre uma variação no volume do aterro. O segundo mecanismo é menos perceptível e ocorre com um movimento esporádico dos materiais nos vazios abertos, que pode ser induzido pela infiltração de água através do solo, vibração, ou modificações induzidas por decomposição química ou biológica. Por fim, o terceiro mecanismo é a decomposição, que ocorre tanto por meios químicos, quanto

biológicos; esta decomposição é acompanhada pela produção de gás e lixiviado, o que reduz substancialmente o volume dos resíduos no aterro sanitário. (SOWERS, 1968).

De acordo com Carvalho, Vilar; Kaimoto (2000),

Pode-se pressupor que os recalques são influenciados por fatores tais como a massa específica ou o índice de vazios, a composição e a umidade do resíduo, a altura do aterro, a disponibilidade de nutrientes para crescimento microbológico, os detalhes de projeto e operação do aterro (compactação durante ou após o lançamento do resíduo, existência de cobertura diária, drenagem de percolado e de gases, etc.) e condições climáticas (precipitação, evaporação, etc.).

As propriedades físico-químicas, mecânicas e biodegradativas dos resíduos são importantes para entender a geotecnia de aterros sanitários, sendo assim diversos autores realizaram estudos relacionando características de resíduos e lixiviado, em escala laboratorial e de campo, para compreender o comportamento dos aterros a longo prazo. O Quadro 3 apresenta alguns exemplos de trabalhos já realizados e, após o quadro, segue a explanação sobre estes estudos.

Quadro 3 – Resumo dos estudos já realizados para caracterizar aterros através de análises físicas, químicas e biológicas em RSU e lixiviado

Autor	Estudo	Caracterização	Propriedades	Tipo de experimento (capacidade)
Monteiro <i>et al.</i> (2006)	Biodegradação de resíduos em lisímetro	Físico-química, biológica	pH, DBO, DQO, NH ₃ -N, umidade, SV	Amostras coletadas de aterro de porte excepcional (2800 t/dia)
Barlaz <i>et al.</i> (2010)	Desenvolvimento de biorreatores	Química	pH, DQO, DBO, NH ₃ -N	Coleta do lixiviado gerado no biorreator
Bareither <i>et al.</i> (2010)	Decomposição de resíduos em lisímetros	Física	Composição gravimétrica, tamanho e forma das partículas, SV	Amostras coletadas de um lisímetro (0,3 t)
Gomes e Caetano (2010)	Previsão de recalques	Físico-química	pH, ST, DQO, NT, NH ₃ -N, PO ₄	Amostras coletadas em aterro de pequeno porte (12 t)
Melo (2010)	Biodegradabilidade dos RSU, com inoculação de lodo	Física, biológica, química	DBO, DQO, teor de umidade, COT, SV	Amostras coletadas de aterro de porte excepcional (2800 t/dia)
Santos <i>et al.</i> (2012)	Decomposição de resíduos	Física	Teor de umidade, composição gravimétrica, ST e SV	Amostras coletadas de aterro de porte excepcional (2500 t/dia)
Feij; Zekkos e Raskin (2014)	Degradação dos resíduos em simuladores	Física, geotécnica	Tensão, massa específica, índice de compressão a longo prazo	Amostras coletadas de aterro de porte excepcional (2500 t/dia)
		Bioquímica	pH, alcalinidade e DQO	Coleta do lixiviado gerado
Abreu e Vilar (2017)	Influência da composição e degradação na resistência ao cisalhamento	Física, química	Perda de massa, COT, DBO, DQO e COD, teor de umidade, massa específica, índice de vazios	Coleta em aterro experimental, lixão e aterro sanitário (sem informação de capacidade)
Naveen <i>et al.</i> (2017)	Processos de transformação química	Físico-química, biológica e elementar	pH, Condutividade Elétrica, DBO, DQO, STD, Sulfatos, Cloretos, Cálcio, Alcalinidade, NH ₃ -N	Amostras coletadas de aterro de porte excepcional (1000 t/dia)

Fonte: Elaborado pela autora (2018)

Monteiro *et al.*(2006) avaliaram o processo de biodegradação de resíduos sólidos urbanos, provenientes do Aterro de Muribeca, localizado na Região Metropolitana do Recife, em uma célula experimental (lisímetro), construída para este fim. Os autores realizaram medições periódicas de recalques e temperatura da célula, e realizaram a caracterização físico-química e microbiológica dos resíduos. Os parâmetros analisados foram: pH, DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, metais, umidade, sólidos voláteis, entre outros, e ainda a quantificação de fungos e bactérias. (MONTEIRO *et al.*, 2006). Através do monitoramento das fases de degradação dos resíduos, durante 140 dias, foram verificadas “fases aeróbia e anaeróbia (hidrólise, acidogênicas e acetogênica)”, que foram “representadas através de parâmetros como pH, sólidos voláteis, temperatura, contagem de microrganismos e recalques.”. (MONTEIRO *et al.*, 2006).

Barlaz *et al.*(2010) analisaram o desenvolvimento de cinco aterros biorreatores na América do Norte, abordando aspectos biológicos e químicos do biorreator, incluindo análises químicas do lixiviado. Segundo os autores, a composição do lixiviado é um dos mecanismos mais comuns para monitorar os aterros sanitários. Este estudo apresentou a análise de alguns parâmetros importantes para monitorar o lixiviado: pH, DQO, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio amoniacal, alguns metais pesados como arsênio (As), bário (Ba), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), selênio (Se), zinco (Zn), cádmio (Cd) e mercúrio (Hg). Os autores concluíram que conforme o pH e a relação DBO/DQO aumentaram, cresceu também a atividade biológica nos biorreatores. As concentrações de amônia também aumentaram ao longo do tempo. Em se tratando de metais pesados e produtos químicos orgânicos específicos, não há indícios de que o lixiviado gerado em biorreatores de resíduos seja significativamente diferente do lixiviado de aterros convencionais. (BARLAZ *et al.*, 2010).

Bareither *et al.*(2010) realizaram uma avaliação da caracterização de resíduos sólidos retirados de um aterro sanitário de grande porte, em laboratório. A caracterização física foi feita através da composição do material, distribuição de tamanho e forma das partículas. O potencial de degradabilidade dos resíduos foi avaliada através de análises de sólidos voláteis (SV), potencial bioquímico de metano (BMP), celulose (C), hemicelulose (H) e lignina (L). A degradação foi avaliada pela decomposição dos resíduos em vários reatores (lisímetros), em condições anaeróbias. Neste estudo, os autores constataram que a degradabilidade dos

resíduos sólidos pode ser quantificada medindo SV e BMP para calcular a relação BMP/SV, que mostrou ser indiretamente proporcional à degradabilidade. (BAREITHER *et al.*, 2010).

Gomes; Caetano (2010) realizaram um estudo de recalques em um aterro de pequena escala na cidade de Presidente Lucena-RS, incluindo a caracterização físico-química e microbiológica dos resíduos e do lixiviado. Os seguintes parâmetros foram medidos semanalmente no lixiviado gerado: potencial hidrogeniônico (pH), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (NA), fosfato (PO₄), cromo (Cr), ferro (Fe), chumbo (Pb), cádmio (Cd) e zinco (Zn). Também semanalmente, foram medidos recalques em seis pontos diferentes do aterro, além da contagem de microrganismos anaeróbios totais. Os dados regionais de condições climáticas como chuvas, umidade relativa do ar e temperatura foram considerados. Através do monitoramento dos parâmetros físicos e químicos, bem como dos recalques medidos no aterro, foi confirmada a relação entre a decomposição da matéria orgânica e o adensamento dos resíduos, admitindo a degradação bioquímica como um dos mecanismos responsáveis pela compressibilidade de RSU dispostos em aterros sanitários. (GOMES; CAETANO, 2010).

Melo (2010) estudou a biodegradabilidade dos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos, através de ensaios BMP. Para tanto, a autora coletou RSU no Aterro de Muribeca, em Jaboatão dos Guararapes-PE, inoculou o resíduo com lodo de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), e realizou análises físicas, biológicas, químicas e bioquímicas dos materiais (DBO, DQO, composição elementar, teor de umidade, carbono orgânico total (COT), SV, entre outras). A autora afirma que a mistura substrato-inóculo proporcionou um balanceamento de nutrientes, de substâncias biodegradáveis e de água favorecendo a decomposição dos materiais estudados.

Santos *et al.*(2012) determinaram parâmetros como teor de umidade, composição gravimétrica, sólidos totais e voláteis e teor de lignina para resíduos sólidos coletados no Aterro Sanitário Metropolitano Centro, Salvador - BA, com o objetivo de determinar o potencial bioquímico de metano. Os dados foram analisados estatisticamente e os autores consideraram que o método foi eficiente para determinação da fase de decomposição dos resíduos, já que apresentou ser simples,

de baixo custo e dependente de pouco tempo para realização, se comparado à análise da degradação *in loco*.

Fei; Zekkos; Raskin (2014) desenvolveram dois simuladores de aterro sanitário, sob condições anaeróbias, em laboratório, para caracterização física, geotécnica e bioquímica simultânea de RSU submetidos a biodegradação. Uma amostra de resíduo com três meses de aterramento foi coletada de um aterro em Austin, Texas e foi estudado por um ano, dentro dos simuladores, que possuíam pontos de amostragem para caracterização do resíduo e do lixiviado. Para o resíduo, os autores mediram tensão, massa específica e índice de compressão a longo prazo; já para o lixiviado gerado, foram analisados: pH, alcalinidade e DQO. Também foi analisada a composição do biogás gerado. Os autores identificaram alta repetibilidade dos resultados para ambos os simuladores e identificaram três fases sequenciais de biodegradação do RSU. Segundo Fei; Zekkos; Raskin (2014), as mudanças nas propriedades do lixiviado e do biogás ocorreram principalmente nas fases de transição e biodegradação ativa. Já as mudanças nas propriedades físicas e geotécnicas foram observadas durante estas fases e continuaram ocorrendo na terceira fase de degradação.

Abreu; Vilar (2017) realizaram um estudo da influência da composição e degradação na resistência ao cisalhamento dos resíduos sólidos urbanos, com amostras coletadas de três diferentes locais de disposição: um aterro experimental, um lixão e um aterro sanitário localizado em São Carlos, Brasil. Os resíduos coletados continham de 2 a 25 anos de aterramento. Foram realizadas análises físicas e químicas para quantificar a degradação dos resíduos; os parâmetros químicos analisados foram: perda de massa, COT, DBO, DQO e Carbono orgânico dissolvido (COD); os parâmetros físicos analisados foram: teor de umidade, massa específica seca e úmida, e índice de vazios. Baseados nos ensaios físicos e químicos os autores concluíram que os resíduos que haviam sido aterrados há apenas dois anos estavam claramente menos degradados do que aqueles com 5 a 25 anos de aterramento, quando foram coletados. Os resultados dos ensaios de resistência ao cisalhamento indicaram que conforme o resíduo “envelhece”, o material perde coesão, mas demonstra ganhos em ângulo de fricção, ao longo do tempo. Os autores ressaltam que a coleta e os métodos de preparação das amostras influenciaram na composição dos resíduos antigos, que perderam resistência, já os resíduos menos degradados ganharam resistência, nestes ensaios. Frisou-se também, que a resistência ao

cisalhamento dos resíduos com menos tempo de aterramento assemelhou-se mais à realidade, pois a composição do resíduo estava mais próxima às amostras quando coletadas. (ABREU; VILAR, 2017).

Naveen *et al.*(2017) realizaram a caracterização físico-química, biológica e elementar do lixiviado coletado no aterro sanitário Mavallipura, em Bangalore, Índia. Foram analisados pH, condutividade elétrica, DBO, DQO, sólidos dissolvidos totais (SDT), sulfatos, cloretos, cálcio, alcalinidade, Fe, Cu, prata (Ag), Cd, Cr, Pb, Zn, níquel (Ni), sódio (Na), potássio (K), nitratos, NH₃-N; também foram realizadas análises de Microscopia Eletrônica de Varredura com Espectroscopia por dispersão de raios X (MEV-EDS), e análise microbiológica. Os autores concluem que a composição dos resíduos, tempo de aterramento, temperatura, umidade e disponibilidade de oxigênio influenciam diretamente na qualidade do lixiviado, além disso, também são grandes influenciadores o clima de cada região e as condições operacionais de cada aterro. (NAVEEN *et al.*, 2017).

3.4 MODELOS MATEMÁTICOS DE PREDIÇÃO DE RECALQUES

Diversas pesquisas têm sido desenvolvidas, desde a década de 1970, para determinar o comportamento dos aterros sanitários. Um exemplo destes estudos é a aplicação de modelos matemáticos para prever recalques.

Sowers (1973) desenvolveu um modelo de predição utilizando uma função multilinear do método de regressão. Neste estudo, o autor utilizou propriedades mecânicas do comportamento dos resíduos, como índices de compressão, tensão vertical, índice de vazios e altura inicial da camada de resíduos; também empregou o parâmetro de tempo, no modelo. A Equação 1 apresenta o modelo desenvolvido por Sowers (1973).

Bjarngard; Edgers (1990) desenvolveram um modelo de predição com adaptações ao modelo de Sowers (1973), utilizando uma função bilinear do método de regressão, também levando em consideração parâmetros de deformação mecânica e o tempo de compressão, porém, além disso foi considerado o tempo ideal para prever um recalque. A Equação 2 apresenta o modelo desenvolvido por Bjarngard; Edgers (1990).

$$S_{(t)} = \frac{H}{1+e_0} \left[C_c \log \frac{\sigma'_{0+\Delta\sigma}}{\sigma'_0} + C_\alpha \log \frac{t}{t_{(1)}} \right] \quad \text{Eq. (1)}$$

$$\frac{S_{(t)}}{H} = C'_c \log \frac{\sigma'_{0+\Delta\sigma}}{\sigma'_0} + C'_{\alpha 1} \log \frac{t_{(2)}}{t_{(1)}} + C'_{\alpha 2} \log \frac{t_{(3)}}{t_{(2)}} \quad \text{Eq. (2)}$$

Onde: $S_{(t)}$ = Recalque ocorrido no tempo t ; H = Espessura da camada inicial; e_0 = índice de vazios inicial; C_c = índice de compressão primária; $C'_c = C_c/(1 + e_0)$ = coeficiente de compressão primária; C_α = índice de compressão secundária; σ_0 = tensão vertical inicial; $\Delta\sigma$ = aumento da tensão vertical; $t_{(1)}$ = tempo para completar a compressão inicial; $t_{(2)}$ = tempo para completar a compressão intermediária; $t_{(3)}$ = período de tempo que se deseja prever um recalque; $C'_{\alpha 1}/(1 + e_0)$ = índice intermediário de compressão secundária; $C'_{\alpha 2} = C_{\alpha 1}/(1 + e_0)$ = índice intermediário de compressão secundária, a longo prazo.

Gomes; Caetano (2010), primeiramente, utilizaram os modelos de Bjarngard; Edgers (1990) e Sowers (1973), aplicando os parâmetros das equações 1 e 2, baseados em um aterro de pequeno porte, a fim de verificar a semelhança com os dados reais medidos no aterro, porém, notaram que os modelos que utilizam somente propriedades mecânicas apresentaram um erro alto em relação ao recalque real. Após, os autores desenvolveram um modelo a partir do método de regressão linear múltipla, utilizando os dados monitorados no aterro em estudo. Foi criada uma matriz de correlação de dados para analisar a linearidade dos parâmetros, identificando quais possuíam correlações mais significativas, para serem aplicados ao modelo. Para realizar a regressão linear, os autores utilizaram o software SPSS 1.5 para Windows, que gerou os coeficientes do modelo, bem como a significância de cada um deles. Foram gerados cinco modelos, e o que apresentou menor erro foi o escolhido, possuindo variáveis físico-químicas de monitoramento do lixiviado, sendo esta a principal diferença dos modelos tradicionais que relacionam apenas parâmetros geotécnicos. (GOMES; CAETANO, 2010). A Equação 3 apresenta o modelo desenvolvido pelos autores.

$$S = -0,1359486 + 0,0002756A + 0,0000310B + 0,0173660C + 0,0005716D + 0,0220027E$$

Eq. (3)

Onde: S = Recalque; A = tempo (dias); B = Fósforo (mg/L); C = Recirculação de lixiviado; D = Nitrogênio total (mg/L) / Fósforo (mg/L); E = pH.

Gomes; Caetano (2010), concluíram que o modelo de regressão linear que considera, também, dados de caracterização físico-química do aterro é mais realista em termos de predição de recalques, pois pondera mais propriedades do aterro.

3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Em trabalhos acadêmicos, o uso da estatística é muito comum. Usualmente, são aplicados conceitos de estatística descritiva (média, desvio padrão e coeficiente de variação). Os conceitos de Regressão linear e correlação são normalmente aplicados quando se trata de modelos matemáticos, por exemplo.

A correlação é a relação entre duas variáveis. Utiliza-se normalmente os gráficos de dispersão para determinar visualmente se existe uma correlação linear entre as duas variáveis. O coeficiente de correlação linear de Pearson, é uma medida de relação linear entre duas variáveis quantitativas. Quanto mais próximo de -1 ou 1, maior será a associação entre as duas variáveis. (DOWNING; CLARK, 2011; GIANOTTI, 2011).

A análise de regressão se aplica à situação de causa e efeito entre duas ou mais variáveis quantitativas, onde se deseja expressar matematicamente essa relação. Na análise de regressão linear simples se verifica se o comportamento da variável y está relacionado ao comportamento da variável x . Na análise de regressão linear múltipla a variável dependente pode ser afetada por mais de uma variável independente, portanto, haverá a variável dependente y e várias variáveis independentes ($x_1, x_2, x_3...$). (DOWNING; CLARK, 2011; GIANOTTI, 2011).

A correlação entre as variáveis pode ser do tipo fraca, moderada ou forte. A correlação fraca é considerada na faixa de $0 < r < 0,3$; moderada na faixa de $0,3 < r < 0,7$; e forte acima de 0,7 (positivo ou negativo, para todos os casos). r é o coeficiente de correlação linear de Pearson, que “é uma medida de relação linear entre duas

variáveis quantitativas [...], ou grau de associação entre duas características a partir de uma série de observações.”. (GIANOTTI, 2011, p. 89).

3.5.1 Regressão linear para desenvolvimento do modelo matemático

Segundo Peternelli (2013), p. 3,

A análise de regressão consiste na realização de uma análise estatística com o objetivo de verificar a existência de uma relação funcional entre uma variável dependente com uma ou mais variáveis independentes. Em outras palavras consiste na obtenção de uma equação que tenta explicar a variação da variável dependente pela variação do(s) nível(is) da(s) variável(is) independente(s).

Em estatística, a análise de regressão linear é trabalhada em conjunto com a análise de correlação. Enquanto a correlação “fornece uma estatística que resume o grau e tipo de relacionamento entre as duas variáveis”, a regressão linear “fornece uma equação (um modelo) que descreve o comportamento de uma variável em função do comportamento da outra.”. (KORZENOWSKI, 2017).

Para o desenvolvimento de um modelo matemático de regressão linear são necessários dois tipos de variáveis: a variável dependente; e as variáveis independentes. No caso de várias variáveis independentes, a regressão será do tipo múltipla, podendo ser linear ou não linear. A relação de linearidade é avaliada sob duas perspectivas: pela correlação (força) e pela regressão (forma). Para verificar qual modelo melhor se ajusta aos dados reais medidos, é necessário testar a significância dos parâmetros analisados. (PETERNELLI, 2013; KORZENOWSKI, 2017).

Autores como Bjarngard; Edgers (1990); Gomes; Caetano (2010); e Sowers (1973), utilizaram o método estatístico da regressão para formular seus modelos. Sowers (1973) utilizou uma função multilinear; Bjarngard; Edgers (1990) empregaram uma função bilinear e multilinear; e Gomes e Caetano (2010) utilizaram um modelo de regressão linear múltipla. (NASCIMENTO, 2007; GOMES; CAETANO, 2010).

Alguns problemas relacionados à colinearidade de variáveis podem surgir durante uma análise de regressão linear múltipla. Este problema é conhecido como multicolinearidade, que é a correlação entre três ou mais variáveis independentes. Além dos efeitos na explicação, a multicolinearidade pode provocar efeitos negativos na estimativa do modelo. (HAIR *et al.*, 2009; MILOCA; CONEJO, 2009).

Para sanar a interferência da multicolinearidade dos dados no modelo de regressão, pode-se utilizar a ferramenta de Análise Fatorial, que é um método estatístico que aborda o problema das correlações de dados, quando há um número muito grande de variáveis. Esta análise realiza um resumo e redução dos dados, diminuindo as variáveis a um número menor de critérios, criando assim os fatores, que são grupos que englobam algumas variáveis que se relacionam entre si. (HAIR *et al.*, 2009).

Na Análise fatorial, dentre outras ferramentas, existe o critério Varimax, que é uma abordagem rotacional que maximiza a soma das variâncias de cargas exigidas da matriz fatorial. É considerado um método mais invariante quando diferentes variáveis são analisadas e tem tido muito sucesso quando da abordagem analítica para a obtenção de uma rotação ortogonal de fatores. (HAIR *et al.*, 2009).

4 ESTUDO DE CASO

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A empresa de estudo é a Companhia Rio-grandense de Valorização de Resíduos (CRVR) que opera no Estado do Rio Grande do Sul, com foco na disposição final e valorização de resíduos sólidos urbanos. É uma subsidiária da *holding* Solví, que opera no Brasil, em mais de 170 municípios, e no exterior em 14 municípios, localizados na Argentina, Bolívia e Peru. (CRVR, 2017).

No Estado do Rio Grande do Sul, a empresa possui 04 unidades sendo que a unidade de estudo para este projeto de pesquisa é a de São Leopoldo. Esta, por sua vez, possui uma área de 135 hectares e utiliza 60 para a disposição de resíduos. A capacidade atual do aterro sanitário é de 1000 (mil) toneladas/dia e possui uma vida útil estimada em 20 anos. (CRVR, 2017).

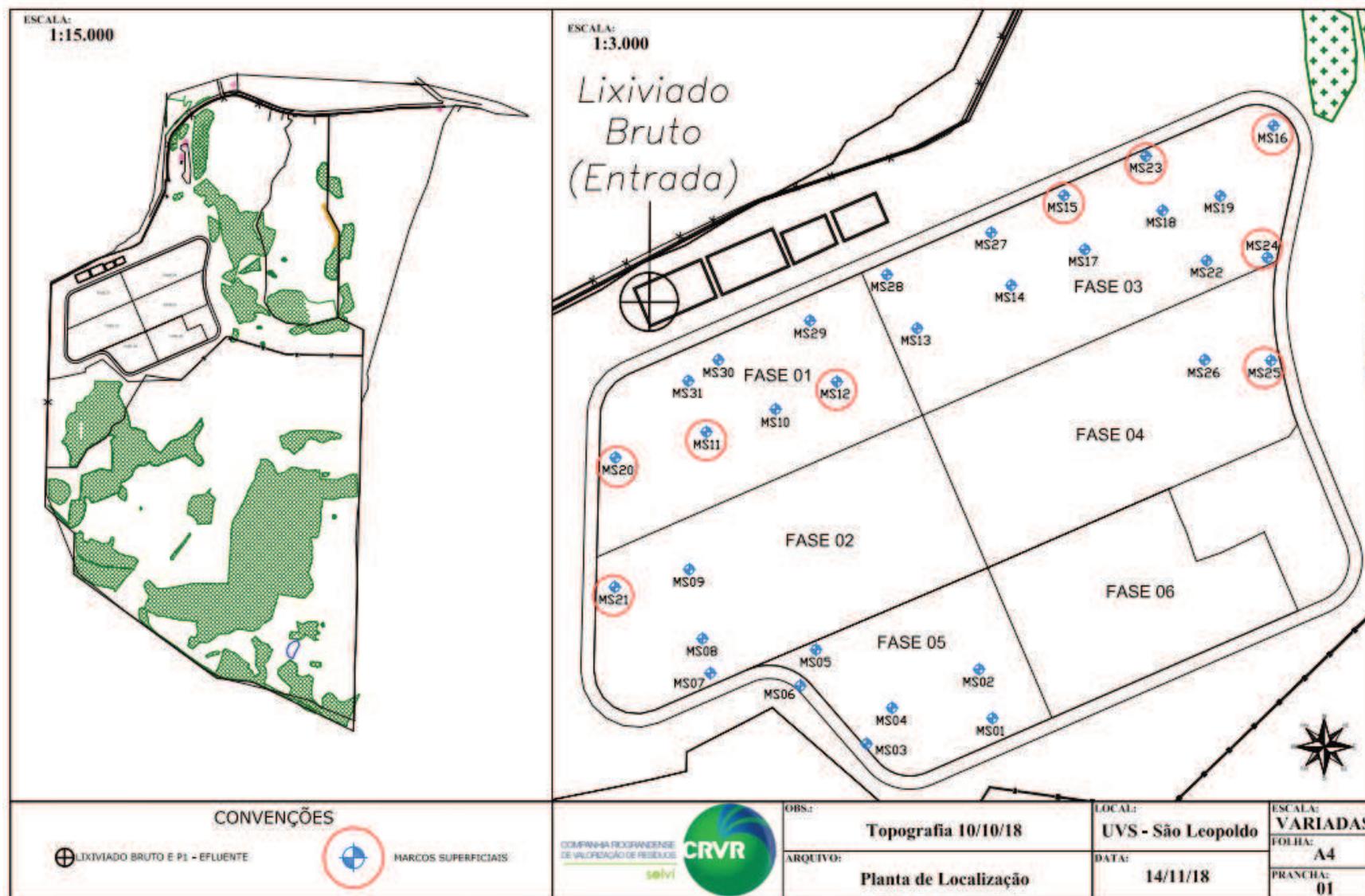
4.1.1 Operação do aterro

Atualmente, o aterro possui cinco fases encerradas. A sexta fase está em operação desde abril de 2018. O aterro iniciou suas atividades no final de 2011 e, desde então, recebe resíduos de diversos municípios da região do Vale dos Sinos. A Figura 3 mostra a planta geral da área de 135 hectares com a demarcação da área utilizada para o aterramento de resíduos (60 ha).

Mensalmente a área recebe cerca de 30.000 m³ de resíduos, em média, sendo esta quantidade controlada na balança quando da entrada de caminhões.

Como pode ser visto na figura, a área conta também com quatro lagoas de armazenamento de lixiviado, para posterior tratamento em empresa terceirizada. O aterro possui monitoramento mensal de recalques verticais e horizontais; monitoramento trimestral de lixiviado; e pontos de amostragem de águas superficiais e subterrâneas.

Figura 3 – Área do aterro sanitário da CRVR em São Leopoldo – RS



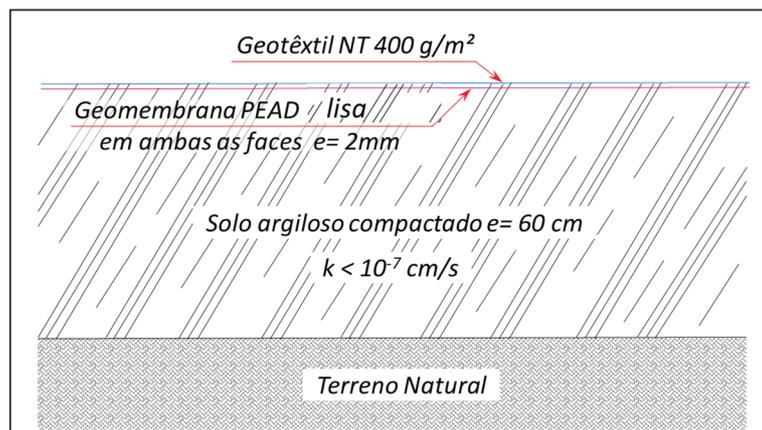
Fonte: Adaptado de CRVR (2018).

O aterro foi construído com duas alternativas de sistema de impermeabilização. A primeira alternativa, utilizada nas fases de 1 a 5, possui sistema de impermeabilização de fundo e taludes composto, da parte inferior a superior, pelos elementos:

1. Camada de solo argiloso de espessura mínima de 60 cm e permeabilidade não superior a 1×10^{-7} cm/s;
2. Geomembrana de PEAD 2mm, lisa em ambas as faces; e
3. Geotêxtil não tecido de 400 g/m² de proteção da geomembrana.

A Figura 4 apresenta o sistema de impermeabilização da alternativa 1.

Figura 4- Esquema conceitual do sistema de impermeabilização de base e taludes – alternativa 1



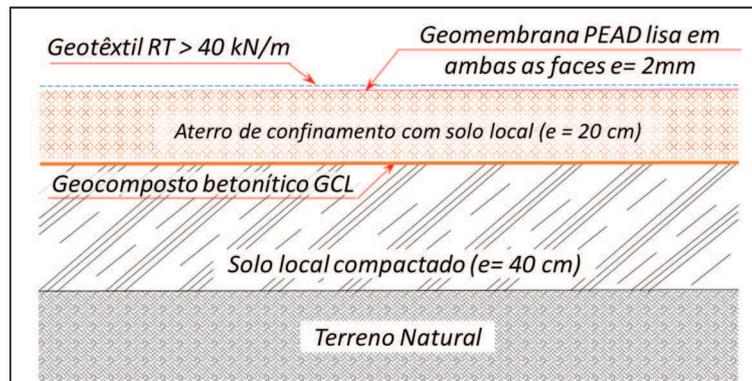
Fonte: Adaptado de CRVR (2018).

Como o sistema tradicional de impermeabilização de aterros sanitários depende da disponibilidade de solos locais com coeficiente de permeabilidade adequado, quando compactado, foi estipulada uma segunda alternativa, pela empresa, para realizar a impermeabilização de base e taludes, que utilizou as seguintes camadas, da parte inferior a superior:

1. Solo argiloso local compactado de espessura mínima de 40 cm;
2. Geocomposto betonítico (GCL) com permeabilidade máxima de 5×10^{-11} m/s;
3. Aterro de confinamento com solo local de espessura de 20 cm;
4. Geomembrana de PEAD texturizada em ambas as faces 2mm; e
5. Geotêxtil de proteção da geomembrana $RT > 40$ kN/m.

A Figura 5 apresenta o sistema de impermeabilização da alternativa 2, utilizada na Fase 6.

Figura 5 - Esquema conceitual do sistema de impermeabilização de base e taludes – alternativa 2



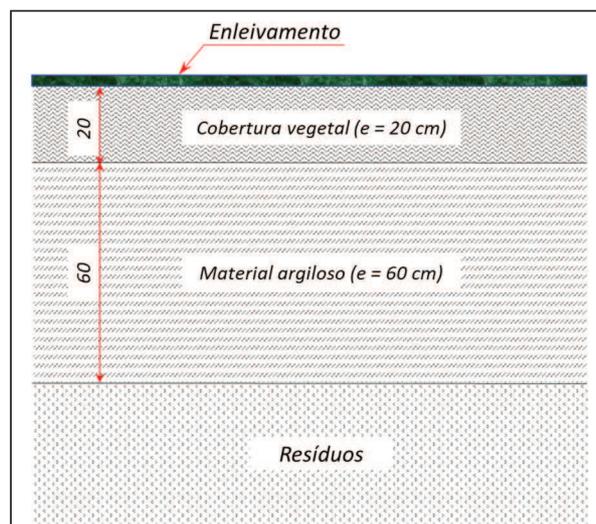
Fonte: Adaptado de CRVR (2018).

O sistema de cobertura final do aterro é constituído das seguintes camadas:

1. Material argiloso impermeabilizante de espessura não inferior a 60 cm;
2. Camada top-soil (material orgânico), de espessura não inferior a 20 cm;
3. Revestimento vegetal composto por enleivamento.

A Figura 6 apresenta um esquema da cobertura final do aterro.

Figura 6 – esquema da cobertura final do aterro

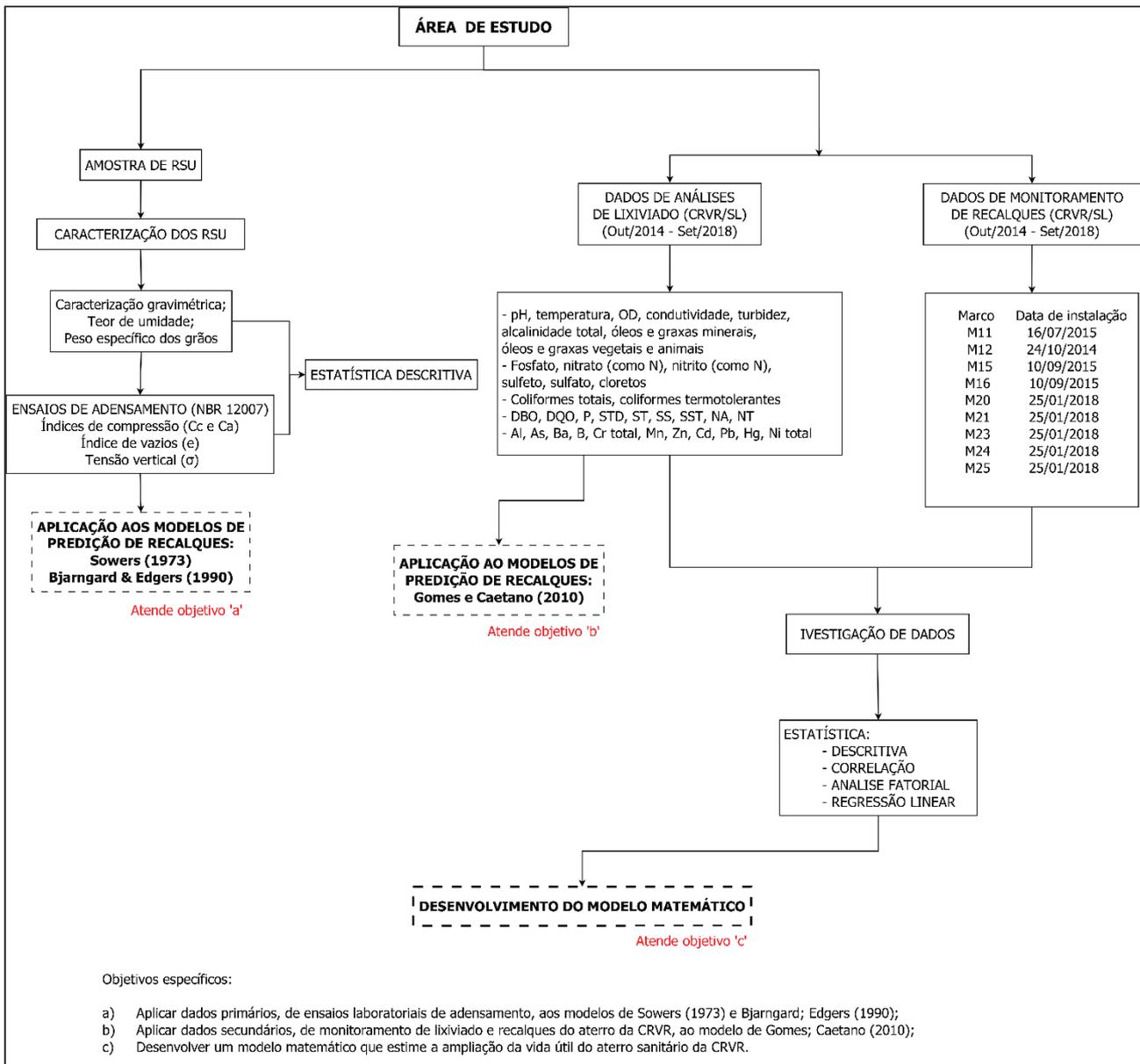


Fonte: Adaptado de CRVR (2018).

5 METODOLOGIA

Este capítulo abordará a metodologia utilizada para desenvolver um modelo de predição de recalques diferenciais no aterro sanitário da CRVR/SL, empregando dados primários e secundários. A Figura 7 apresenta o delineamento experimental do estudo.

Figura 7 – Delineamento experimental do estudo



Fonte: Elaborado pela autora (2018).

5.2 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU

5.2.1 Caracterização gravimétrica

Anterior aos ensaios de adensamento foi realizada a caracterização gravimétrica da amostra de resíduos coletada em julho/2017, aterrada na Fase 1 desde dezembro/2011, segregando os mesmos pela sua composição e realizando a pesagem de cada fração, em massa em base úmida. Após, o resíduo foi homogeneizado e foi realizado o quarteamento, conforme NBR 10007 (ABNT, 2004). Esta etapa foi realizada no Anexo 2 do Laboratório de Saneamento Ambiental, localizado junto à Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Unisinos. Após a caracterização dos resíduos, os mesmos foram triturados no moinho de facas do laboratório de Construção Civil e Materiais, da Unisinos, para a realização dos ensaios seguintes. A granulometria não foi medida, sendo que os resíduos foram utilizados conforme o tamanho triturado pelo equipamento (furo da peneira ~ 20 mm).

A CRVR também realizou uma caracterização gravimétrica, em outubro de 2018. Esta caracterização, no entanto, serviu apenas para título de conhecimento neste trabalho. A metodologia foi realizada da seguinte forma: recebimento dos resíduos no caminhão de coleta; separação de uma parte do total de resíduos contidos no caminhão (sem quarteamento); segregação dos resíduos pelos tipos; pesagem de cada fração, para obter a gravimetria. Com o estudo em andamento, foi possível coletar dados da gravimetria de 16 diferentes cidades, com geração de 1.000 até 100.000 t/mês de resíduos. Foi feita a média da gravimetria realizada pela empresa e obteve-se o resultado da caracterização dos resíduos recebidos e aterrados pela CRVR/SL.

É importante ressaltar que os resíduos foram classificados em recicláveis (papel/papelão, plástico, tetrapak, metais, vidros, etc), rejeitos (matéria orgânica, contaminantes biológicos e contaminantes químicos), têxtil, isopor, e outros materiais não recicláveis, para ambas as caracterizações.

5.2.2 Teor de umidade

Foi realizado ensaio de teor de umidade nas amostras de resíduo coletadas, utilizando a metodologia de Mecânica dos solos, pelo método da estufa, conforme NBR 6457 (1986), que emprega a secagem do resíduo a 105°C - 110°C. Este ensaio foi realizado no Laboratório de Solos da Unisinos, pois o ensaio de adensamento também segue a

metodologia da Mecânica dos Solos. Foram utilizados os conceitos de base seca e base úmida.

5.2.3 Peso específico dos grãos

Foi realizado o ensaio de peso específico dos grãos no Laboratório de Caracterização de Materiais (LCVMat), que necessitou que a amostra estivesse em base seca, portanto foi utilizada amostra pós ensaio de teor de umidade. O ensaio foi realizado no equipamento Picnômetro a gás Hélio, modelo AccuPyc® II 1340, da marca Micromeritics.

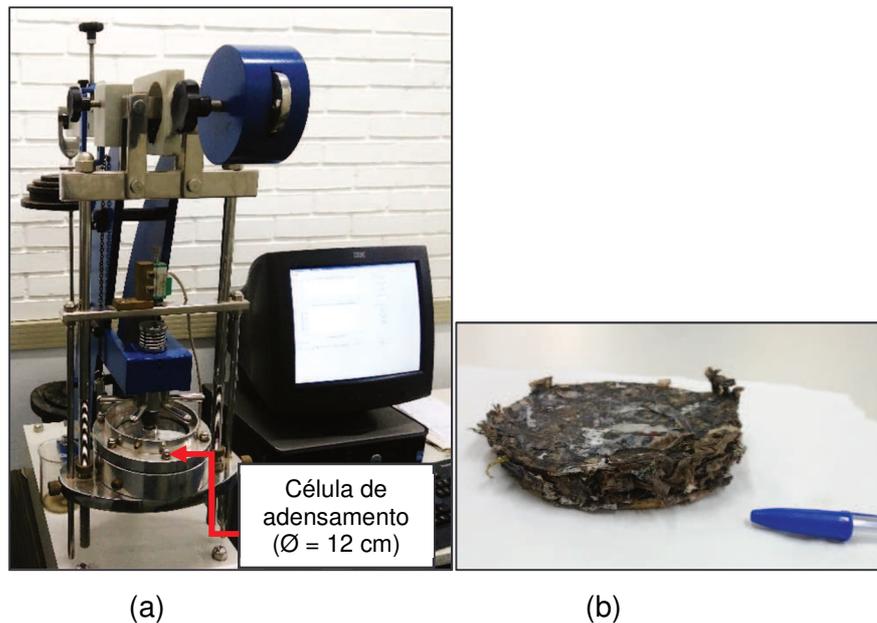
5.2.4 Ensaio de adensamento

Os parâmetros como compressão primária C_c ($C_c = e_1 - e_2 / \log \sigma_2 - \log \sigma_1$), compressão secundária C_α ($C_\alpha = \Delta e / \Delta \log t$) e índice de vazios ($e = \frac{H}{H_s} - 1$), foram determinados no Laboratório de Solos da Unisinos, através do ensaio de adensamento, conforme NBR 12007 – MB 3336 (ABNT, 1990).

O método e o equipamento utilizados seguiram a norma de adensamento de solos, pois não existe uma metodologia definida para ensaios de adensamento em resíduos. A norma foi adaptada para as condições das amostras de RSU, que foram utilizadas com umidade natural, conforme coleta, porém, com os resíduos triturados. Foram aplicadas as cargas de 20, 40, 80, 160, 320 e 640 kPa. Após, foi realizado novamente o ensaio de teor de umidade, para determinar a perda de água durante o adensamento.

Foram realizados dois ensaios de compressão no equipamento de adensamento, apresentado na Figura 8 (a), bem como a forma dos resíduos após a compressão - Figura 8 (b). Antes da aplicação das cargas pré-definidas, foi aplicada a carga de pré-adensamento de 113,3 kPa durante 5 min (cálculo apresentado na Equação 4), considerando o adensamento já ocorrido no aterro sanitário (aproximadamente 12 ton de carga da escavadeira hidráulica), com o intuito de acomodar o resíduo. Esta também foi uma adaptação da NBR 12007.

Figura 8 – Equipamento de adensamento (a); amostra após ensaio (b)



Fonte: Arquivo pessoal (2018).

$$\text{Carga de pré - adensamento} = 11,55 \frac{\text{t}}{\text{m}^2} * 1000 \frac{\text{kgf}}{\text{t}} * 9,80665 \frac{\text{N}}{\text{kgf}} * \frac{1\text{kN}}{1000 \text{ N}} = 113,3 \text{ kPa}$$

Equação (4)

Obs: 1 kgf = 9,80665 N

1 kN/m² = 1 kPa

A partir dos resultados dos ensaios foi possível obter os parâmetros de compressibilidade, bem como gráficos do comportamento dos RSU em função da aplicação de cargas.

5.3 MONITORAMENTO DE RECALQUES E LIXIVIADO

5.3.1. Análises do lixiviado

Foram investigados os parâmetros de monitoramento do lixiviado bruto, coletado na entrada da primeira lagoa, realizados trimestralmente pela CRVR/SL, através de laboratórios terceirizados e cadastrados na FEPAM, com análises datadas de outubro/2014 a setembro/2018. Esta investigação foi efetuada para avaliar a qualidade do lixiviado e para aplicar os dados ao modelo matemático de Gomes; Caetano (2010) e ao modelo matemático que foi desenvolvido. Os parâmetros monitorados nas análises estão apresentados no Quadro 4.

Quadro 4 – Parâmetros analisados para lixiviado - análises trimestrais da CRVR/SL

Parâmetro	Método*	Parâmetro	Método*
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	SMEWW 2320 B, 23 ^a ed.	Mercúrio (mg/L)	SMEWW 3112 B, 23 ^a ed.; Prep: EPA 7471, 1992
Alumínio (mg/L)	SMEWW 3111, 23 ^a ed.; Prep.: SMEWW 3030 E, 23 ^a ed.	Níquel (mg/L)	SMEWW 3111, 23 ^a ed.; Prep: SMEWW 3030 E, 23 ^a ed.
Arsênio (mg/L)	SMEWW, 3120 B 22 ^a ed.	Nitrato (mg/L)	ABNT NBR 12620 - Determinação de Nitrato.
Bário (mg/L)	SMEWW, 3120 B 22 ^a ed.	Nitrito (mg/L)	SMEWW, 4500 B 22 ^a ed.
Boro (mg/L)	SMEWW, 3120 B 22 ^a ed.	Nitrogênio amoniacal (mg/L)	SMEWW 4500 NH ₃ -B, C, 23 ^a ed.
Cádmio (mg/L)	SMEWW 3111, 23 ^a ed.; Prep: SMEWW 3030 E, 23 ^a ed.	Nitrogênio total Kjeldahl (mg/L)	SMEWW 4500 NH ₃ -B, C, 23 ^a ed.
Chumbo (mg/L)	SMEWW 3111, 23 ^a ed.; Prep: SMEWW 3030 E, 23 ^a ed.	Óleos e graxas minerais (mg/L)	SMEWW, 5520 D 22 ^a ed.
Cloretos (mg/L)	SMEWW 4500 Cl-C, 23 ^a ed	Óleos e graxas vegetais e animais (mg/L)	SMEWW, 5520 D 22 ^a ed.
Cobre (mg/L)	SMEWW 3111, 23 ^a ed.; Prep: SMEWW 3030 E, 23 ^a ed.	Oxigênio dissolvido (mg/L)	SMEWW 4500 O-G, 23 ^a ed.
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	SMEWW 9221-B, E, 23 ^a ed.	pH	SMEWW 4500 H+ B, 23 ^a ed.
Coliformes totais (NPM/100mL)	SMEWW 9221-B, E, 23 ^a ed.	Sólidos sedimentáveis (mL/L)	SMEWW 2540-F, 23 ^a ed.
Condutividade (µS/cm)	SMEWW 2510 B, 23 ^a ed.	Sólidos suspensos totais (mg/L)	SMEWW 2540-D, E, 23 ^a ed.
Cromo total (mg/L)	SMEWW 3111, 23 ^a ed.; Prep: SMEWW 3030 E, 23 ^a ed	Sólidos totais (mg/L)	SMEWW 2540-B, 22 ^a ed.
DBO (mg/L)	SMEWW 5210-B, 23 ^a ed	Sólidos totais dissolvidos (mg/L)	SMEWW 2540-C, 22 ^a ed.
DQO (mg/L)	SMEWW 5220-B, 23 ^a ed	Sulfato (mg/L)	SMEWW 2540-D, E, 23 ^a ed
DBO/DQO	-	Sulfeto (mg/L)	SMEWW 4500-S2 C e D, 23 ^a ed.
Ferro (mg/L)	SMEWW 3111, 23 ^a ed.; Prep: SMEWW 3030 E, 23 ^a ed	Temperatura (°C)	SMEWW 4500-S2 C e D, 23 ^a ed.
Fósforo total (mg/L)	SMEWW 4500 P-B, E, 23 ^a ed	Turbidez (NTU)	SMEWW 2130-B, 22 ^a ed.
Manganês (mg/L)	SMEWW 3110, 23 ^a ed.; Prep: SMEWW 3030 E, 23 ^a ed	Zinco (mg/L)	SMEWW 4500-S2 C e D, 23 ^a ed.

Legenda: *SMEWW (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater); EPA (Environmental Protection Agency)

Fonte: Elaborado pela autora com base nos dados de CRVR (2018).

5.3.2 Monitoramento de recalques

O monitoramento de recalques, dos marcos superficiais analisados, foi realizado pela CRVR/SL no período de outubro/2014 a junho/2018. Atualmente, o aterro conta com 31 marcos superficiais instalados e monitorados mensalmente. Já houve outros marcos, mas devido à operação do aterro os mesmos foram retirados para abrir estradas ou iniciar nova disposição de RSU. O Quadro 5 apresenta a numeração e o nome dos marcos superficiais que foram analisados neste estudo, com a data de início (instalação) e término do monitoramento para cada um deles. A Figura 9 apresenta a localização dos marcos instalados nas Fases 1, 2, 3, 4 e 5 do aterro, já encerradas. Os marcos circulados são os que foram analisados.

Quadro 5 – Nomenclatura e data de início dos marcos superficiais monitorados

Nome	Data de início do monitoramento	Data de término do monitoramento*
MS 11	16/07/2015	17/09/2018
MS 12	24/10/2014	14/03/2018
MS 15	10/09/2015	17/09/2018
MS 16	10/09/2015	17/09/2018
MS 20	25/01/2018	17/09/2018
MS 21	25/01/2018	17/09/2018
MS 23	25/01/2018	17/09/2018
MS 24	25/01/2018	17/09/2018
MS 25	25/01/2018	17/09/2018

Legenda: *Os marcos superficiais com término datado em 17/09/2018 ainda estão em monitoramento, somente para este estudo foram utilizados os dados até esta data.

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Figura 9 – Marcos superficiais instalados no aterro sanitário



Fonte: Adaptado de CRVR (2018).

5.4 APLICAÇÃO DE MODELOS MATEMÁTICOS JÁ EXISTENTES

Nesta etapa foram considerados os dados de recalques monitorados pela CRVR/SL, conforme item 5.3.2; dados de monitoramento do lixiviado, conforme 5.3.1; e caracterização geotécnica dos resíduos, conforme item 5.2.

Os dados primários, relacionados à caracterização geotécnica, foram aplicados aos modelos de Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990). Enquanto os dados secundários, obtidos através da CRVR/SL, foram aplicados ao modelo de Gomes; Caetano (2010). Os três modelos já foram mencionados no referencial bibliográfico e estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1– Modelos matemáticos para predição de recalques

Eq.	Modelo	Referência
(1)	$S_{(t)} = \frac{H}{1 + e_0} \left[C_c \log \frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma}{\sigma'_0} + C_\alpha \log \frac{t}{t_{(1)}} \right]$	Sowers (1973)
(2)	$\frac{S_{(t)}}{H} = C'_c \log \frac{\sigma'_0 + \Delta\sigma}{\sigma'_0} + C'_{\alpha 1} \log \frac{t_{(2)}}{t_{(1)}} + C'_{\alpha 2} \log \frac{t_{(3)}}{t_{(2)}}$	Bjarngard; Edgers (1990)
(3)	$S = -0,1359486 + 0,0002756A + 0,0000310B + 0,0173660C + 0,0005716D + 0,0220027E$	Gomes; Caetano (2010)

Fonte: Elaborado pela autora (2017).

Onde:

Eq. (1) e Eq. (2): $S_{(t)}$ -Recalque ocorrido no tempo t ; H - Espessura da camada inicial; e_0 - índice de vazios inicial; C_c - índice de compressão primária; $C'_c = C_c/(1 + e_0)$ = coeficiente de compressão primária; C_α - índice de compressão secundária; σ_0 - tensão vertical inicial; $\Delta\sigma$ - aumento da tensão vertical; $t_{(1)}$ - tempo para completar a compressão inicial; $t_{(2)}$ - tempo para completar a compressão intermediária; $t_{(3)}$ - período de tempo ideal para prever um recalque; [C'_α ou $C'_{\alpha 1} = C_\alpha/(1 + e_0)$] - coeficiente de compressão secundária; [$C'_{\alpha 2} = C_{\alpha 1}/(1 + e_0)$] - coeficiente de compressão secundária, a longo prazo.

Eq. (3): S - Recalque; A - tempo (dias); B - Fósforo (mg/L); C - Recirculação de lixiviado; D - Nitrogênio total (mg/L)/Fósforo (mg/L); E - pH.

Para os modelos clássicos de adensamento (Sowers, 1973; e Bjarngard; Edgers, 1990), optou-se por aplicar os dados de recalques medidos em campo separadamente, pois cada marco superficial possuía características diferentes.

Portanto, comparou-se separadamente os marcos MS 11, 12, 15, 16, 20, 21, 23, 24 e 25.

5.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foram realizadas análises estatísticas simples, como cálculo de média, desvio padrão e coeficiente de variação para os dados de caracterização da amostra de resíduos coletada no aterro e dados de adensamento. E análises mais completas de correlação, análise fatorial e regressão linear para os dados de monitoramento de lixiviado e recalques, a fim de desenvolver o modelo matemático.

5.5.1 Desenvolvimento de modelo matemático para predição de recalques

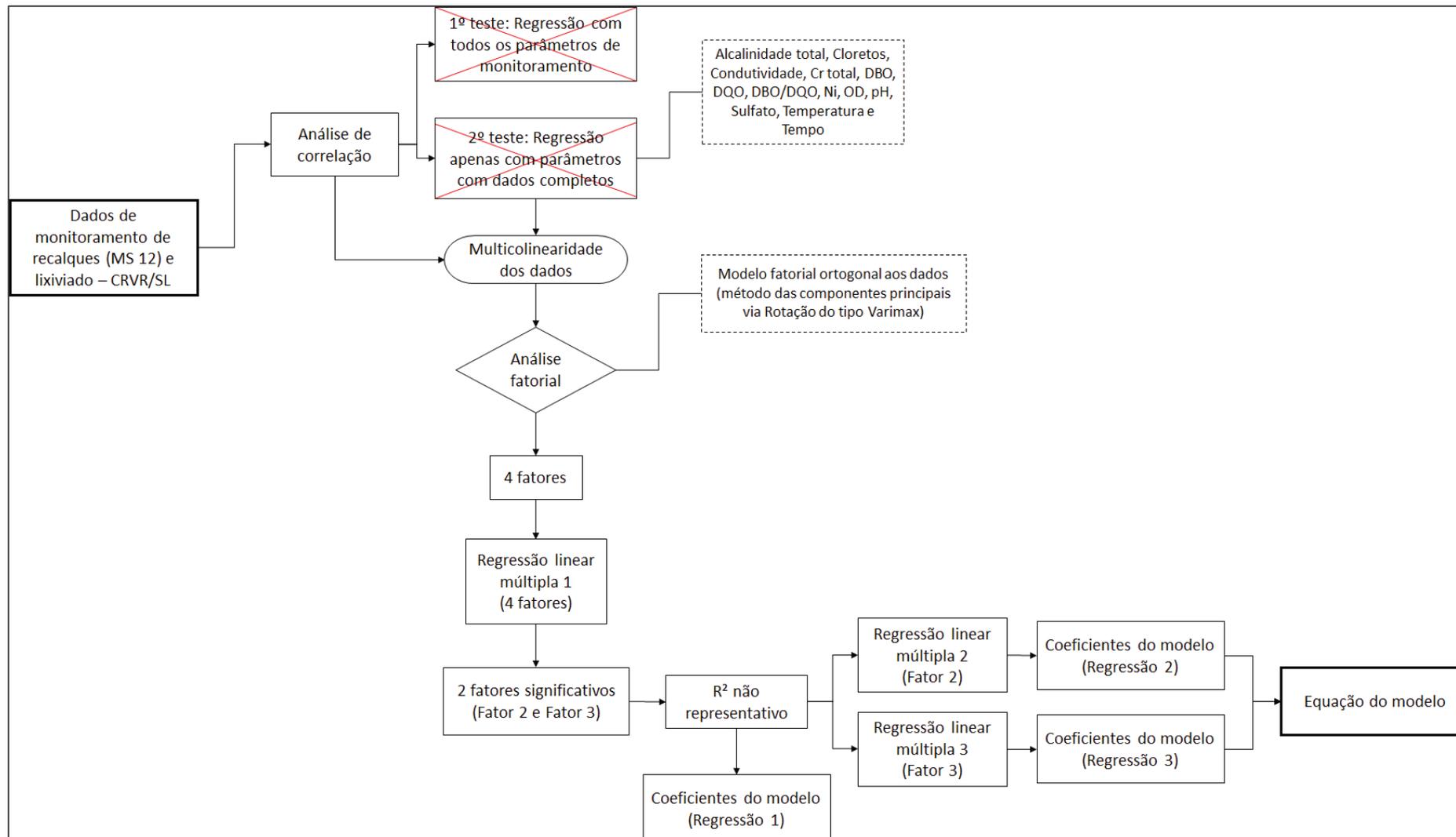
Conforme Hair *et al.* (2009), a proporção mínima de observações para cada variável independente deve ser de 5 para 1, sendo que a mais adequada é de 15 para 1. Neste estudo, a variável dependente considerada foi o recalque (utilizando apenas os dados do MS 12, devido à quantidade de observações ser a mais coerente para o estudo). As variáveis independentes consideradas foram todos os parâmetros de monitoramento do lixiviado bruto da CRVR/SL. Para os dados disponíveis, foi possível atingir uma proporção de 49 observações ao todo, considerando que a CRVR faz análises trimestrais do lixiviado, portanto, os dados dos meses em que não houve coleta foram replicados. Analisando a Resolução CONSEMA 01/98 e a LO da CRVR (nº 6186/2018, item 8.8), que exige laudo de análise apenas a cada três meses, até o final de janeiro, abril, julho e outubro, verificou-se que as mesmas consideram que no período sem análise, entre os meses monitorados, os valores se assemelham.

Para o desenvolvimento do modelo matemático, portanto, foi utilizado o Software IBM® SPSS Statistics®, versão 22. Empregou-se os dados do marco superficial MS 12 e os parâmetros de monitoramento do lixiviado, ambos datados de out/2014 a set/2018.

5.5.1.1 Etapas de desenvolvimento do modelo

A Figura 10 explica as etapas de desenvolvimento do modelo, e após a mesma está descrito o que foi realizado em cada etapa.

Figura 10 – Etapas de desenvolvimento do modelo matemático



Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Primeiramente, com todos os dados de monitoramento mencionados (incluindo células vazias – sem medição), foi realizada uma análise de correlação dos dados, para verificar a colinearidade dos mesmos. Após, foi realizada a análise de regressão linear, pelo método “inserir”, que se mostrou ineficiente para a geração do modelo, pois mostrava que nenhum parâmetro era significativo. Após a primeira tentativa, foi optado por rodar a regressão somente com os parâmetros que possuíam todas as observações, que não tivessem nenhum valor faltante. Foram estes: Alcalinidade total, Cloretos, Condutividade, Cromo total, DBO, DQO, DBO/DQO, Níquel, OD, pH, Sulfato, Temperatura e Tempo. Todas as análises foram rodadas com 95% de confiança.

Avaliando novamente a matriz de correlação, verificou-se que diversas variáveis independentes possuíam coeficiente de correlação de Pearson maior que 0,3, portanto apresentaram indícios de estarem relacionadas (HAIR *et al.*, 2009). Na tentativa de rodar novamente a regressão sem estas variáveis, não foi obtido sucesso. Verificou-se, então, a característica de multicolinearidade dos dados.

Para resolver o problema da multicolinearidade dos dados, foi necessária a aplicação de uma análise fatorial, cujo objetivo principal é reunir dois ou mais parâmetros em um fator comum, que represente os parâmetros analisados, e é criado conforme a correlação dos parâmetros que ele contém.

Aplicou-se, então, o modelo fatorial ortogonal aos dados, utilizando o método das componentes principais via Rotação do tipo Varimax. Optou-se por suprimir coeficientes menores de 0,5, para avaliar somente correlações mais fortes.

A matriz de componente rotativa gerou quatro fatores, sendo estes utilizados na regressão linear múltipla. A regressão mostrou que dois dos fatores foram significativos, sendo estes utilizados para desenvolver o modelo.

Na equação gerada do primeiro modelo, considerando o R^2 ajustado, não foi possível obter uma boa representação das variáveis independentes por seus coeficientes. Optou-se, então, em rodar novamente a análise de regressão, desta vez para cada um dos dois fatores gerados, com suas variáveis independentes correspondentes, a fim de obter coeficientes com um percentual maior de explicação para a relação das variáveis independentes com a variável dependente. Sendo assim, a equação gerada foi a soma das três análises de regressão realizadas.

6 RESULTADOS

6.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU

No mês de julho/2017, foi coletada uma amostra de resíduos aterrados, no aterro da CRVR São Leopoldo, correspondentes à Fase de operação número um (Fase 1), iniciada em dez/2011 e finalizada em set/2012, possuindo aproximadamente 5 anos de aterramento, a cerca de um metro (1m) de profundidade, desde a camada de cobertura. Para a coleta foi utilizada uma escavadeira hidráulica.

A Figura 11 mostra o momento de coleta das amostras em julho/2017, onde a flecha vermelha aponta para o local onde estavam aterrados os resíduos.

Figura 11 – Coleta de amostras de RSU em julho/2017 no aterro da CRVR/SL

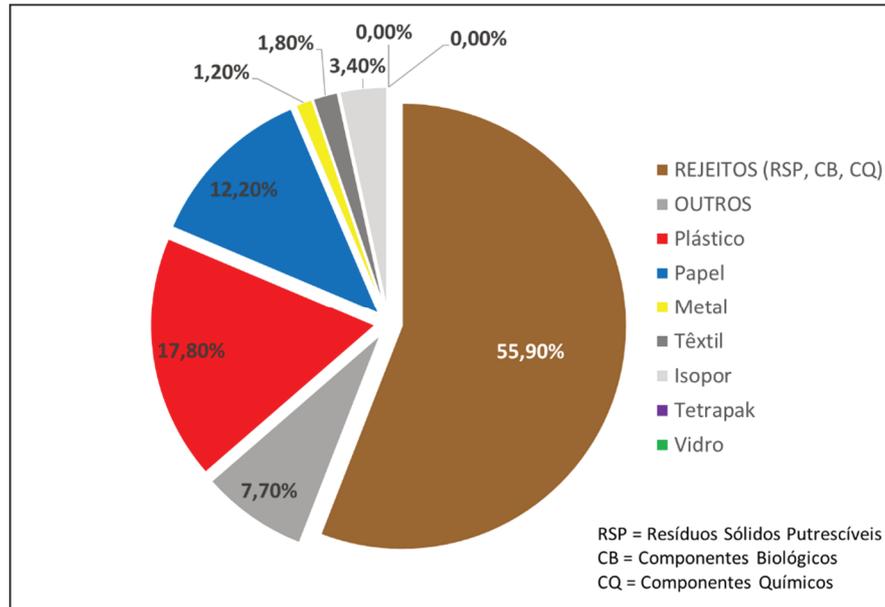


Fonte: Arquivo pessoal (2017).

6.1.1 Caracterização Gravimétrica

Após a coleta foi determinada a composição gravimétrica dos resíduos aterrados há cinco anos, que está apresentada na Figura 12.

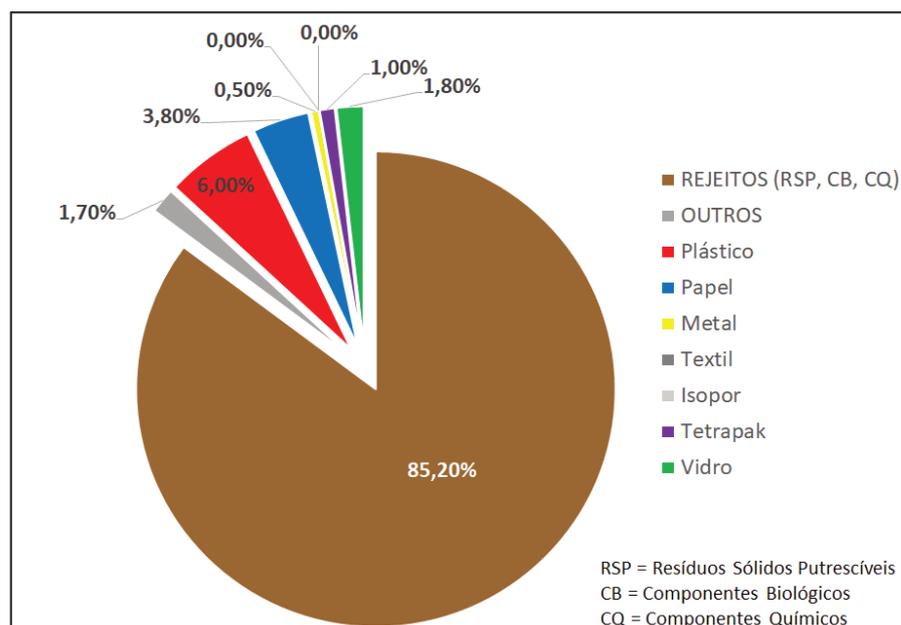
Figura 12– Caracterização gravimétrica da amostra de resíduos aterrados (Fase 1, aterrado a aproximadamente 5 anos)



Fonte: Elaborado pela autora (2017).

Já a Figura 13 mostra a caracterização gravimétrica realizada pela CRVR/SL em outubro de 2018, onde foram segregados os resíduos recicláveis e o restante foi considerado como rejeitos (resíduos sólidos putrescíveis e contaminantes biológicos, neste caso).

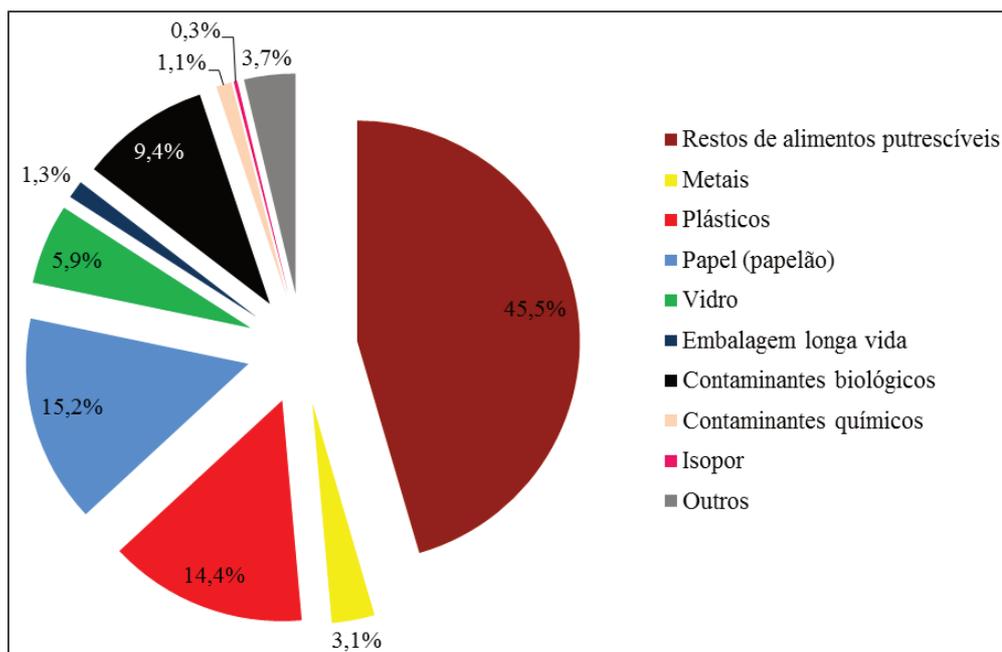
Figura 13 – Caracterização gravimétrica realizada pela CRVR/SL, de 16 amostras de diferentes localidades



Fonte: Elaborado pela autora, com base nos dados de CRVR (2018).

A Figura 14 apresenta a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos caracterizados por Ogliari (2015), para o município de São Leopoldo. Os RSU foram selecionados na chegada do caminhão de coleta à cooperativa de triagem.

Figura 14 – Caracterização gravimétrica dos RSU de São Leopoldo, estudo de Ogliari (2015)



Fonte: OGLIARI, 2015.

Comparando as três figuras (12, 13 e 14), verifica-se algumas diferenças entre caracterizações. Isto ocorreu devido ao fato de que a caracterização da amostra de resíduos aterrados refere-se a uma pequena parcela, que possivelmente pertencia somente à uma localidade/município. Já a caracterização realizada pela CRVR/SL, com amostras da frente de trabalho do aterro, refere-se à uma amostragem de 16 localidades diferentes e sua metodologia não seguiu a NBR 10007. E, por fim, a amostragem realizada por Ogliari (2015), foi realizada em uma cooperativa de triagem da cidade de São Leopoldo, seguindo a metodologia da NBR 10007.

É interessante frisar a diminuição dos rejeitos, se comparadas as amostras de resíduo coletadas na frente de trabalho do aterro da CRVR com a amostra já aterrada (5 anos). Já a diferença entre os valores de resíduos inertes pode ser atribuída ao tipo de amostragem, considerando que a de resíduos aterrados pertencia a uma parcela menor de material e devido às diferentes metodologias de amostragem.

Da amostragem dos resíduos aterrados, em comparação ao estudo de Ogliari (2015), verifica-se próxima a quantidade de rejeitos, se somadas as parcelas de resíduos sólidos putrescíveis, contaminantes biológicos e contaminantes químicos; bem como dos resíduos de papel e plástico, em ambos os estudos.

A Tabela 2 apresenta uma comparação entre as gravimetrias do aterro da CRVR e alguns autores estudados.

Tabela 2 – Caracterização gravimétrica da literatura em comparação ao presente estudo

Autor Resíduo	¹Presente estudo - RSU aterrado (2017)	²Presente estudo – CRVR (2018)	Ogliari (2015)	Simões e Catapreta (2013)	³Nascimento (2007)	Reddy et al.(2009)
Papel/papelão	12,2	3,8	14,4	10,0	5,5	21,5
Plástico	17,8	6,0	15,2	11,0	34,25	11,0
Metal	1,2	0,5	3,1	2,0	2,55	4,4
Vidro	-	1,8	5,9	3,0	3,55	4,4
Têxtil	1,8	-	-	4,0	3,30	3,5
Isopor	3,4	-	0,3	-	-	-
Tetrapak	-	1,0	1,3	-	-	-
Outros	7,7	1,7	3,7	5,0	-	3,5
Rejeitos ⁵	55,9	85,2 ⁴	56,0 ⁴	-	23,21	20,1
Localidade	São Leopoldo - RS	São Leopoldo - RS	São Leopoldo - RS	Belo Horizonte - MG	Salvador - BA	EUA

Legenda: ¹Amostra coletada em julho/2017 para ensaios de adensamento (dados primários); ²Caracterização realizada através da amostragem de resíduos recebidos no aterro de 16 localidades (pela CRVR/SL); ³Resíduos com 4 anos de aterramento; ⁴Soma das parcelas de matéria orgânica, contaminantes biológicos, contaminantes químicos, etc. ⁵Rejeitos = Resíduos sólidos putrescíveis, contaminantes biológicos, contaminantes químicos.

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

O resíduo estudado (amostra coletada no aterro em julho/2017, com 5 anos de aterramento) apresenta 55,9% de rejeitos (resíduos sólidos putrescíveis, contaminantes biológicos e contaminantes químicos). Já a amostragem realizada pela CRVR em outubro/2018 conta com uma parcela maior de rejeitos, de 85,2%. Considerando as características apresentadas, verifica-se a característica de

decomposição dos resíduos, se comparada a amostragem na frente de trabalho com a de resíduos aterrados por cinco anos.

Ressalta-se que a amostragem do resíduo aterrado tem grande possibilidade de pertencer a apenas uma localidade/município, enquanto a amostragem realizada pela CRVR, com 16 localidades diferentes, com diferentes características entre municípios, e com uma metodologia diferente de amostragem, representa boa parte do que é disposto no aterro. Portanto, os materiais inertes sofrem algumas alterações quando comparados, principalmente em função do método de amostragem.

A composição gravimétrica dos resíduos de cada cidade pode ter uma característica diferente. Sendo assim, justificam-se alguns valores encontrados, em comparação com a literatura. Por exemplo, para a amostra de resíduos aterrados, foi encontrada semelhança à caracterização de Ogliari (2015) para os resíduos de papel, plástico e rejeitos, na cidade de São Leopoldo, amostrados no caminhão de coleta.

Em comparação aos outros autores mencionados na Tabela 2, nota-se semelhança aos resíduos de plástico, metal, têxtil e outros para Simões e Catapreta (2013), estudo de Belo Horizonte; para Reddy *et al.* (2009) aproximam-se os valores de plástico, metal e têxtil, estudo dos EUA; e para o estudo de Nascimento (2007), Salvador - BA, assemelham-se os valores de metal e têxtil, chamando atenção para a grande quantidade de plástico neste trabalho (em torno de 35% do total), o que diferiu dos demais e também deste trabalho. Autores como Nascimento (2007) e Reddy *et al.* (2009) encontraram uma parcela menor de rejeitos do que os valores encontrados neste estudo, confirmando que cada aterro tem suas características que o diferencia dos demais, em função da cultura, clima, hábitos e sistemas de tratamento de resíduos, por exemplo.

6.1.2 Teor de umidade e peso específico dos grãos

Foi determinado o teor de umidade e o peso específico dos grãos da amostra, anterior aos ensaios de adensamento. O valor encontrado para o teor de umidade – anterior ao ensaio, pelo método da estufa utilizado em mecânica dos solos, foi de 157% (base seca – peso de líquidos sobre peso seco) e 61% (base úmida – peso de líquidos sobre peso úmido). Posterior aos ensaios de adensamento (pós compressão) também foi realizado o ensaio de teor de umidade, para cada ensaio, onde no Ensaio 1 o valor foi de 72,7% e do Ensaio 2 foi de 69,1%.

O valor de massa específica, obtido pelo equipamento picnômetro a gás Hélio, foi de 1,35 g/cm³.

A comparação dos resultados com a literatura encontra-se no Quadro 6.

Quadro 6 – Resultados de teor de umidade em comparação à literatura estudada

Autor	Sowers (1973)	Carvalho; Vilar e Kaimoto (2000)*		Marques; Filz e Vilar (2003)*	Nascimento (2007)*		Reddy <i>et al.</i> (2009)	Simões e Catapreta (2013)
		Antes ensaio	Após ensaio		Base seca	Novo		
Teor de umidade (%)	Valores sugeridos							
	10 – 50	95,4	42,4	146,0	135,0	63,0	70,0	60,0
Peso específico dos grãos (g/cm ³)	1,7 – 2,5	2,335		0,7	1,73	2,03	0,42	0,76*

Legenda: *Valores médios

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Verifica-se que os valores de teor de umidade, base seca, encontrados neste estudo (157%), se assemelham aos apresentados por Marques; Filz; Vilar (2003) para resíduos aterrados e o teor de umidade, base úmida (61%), assemelha-se ao valor apresentado por Simões; Catapreta (2013). Após os ensaios de compressão (72,7% e 69,1% - base seca), os valores decrescem e este mesmo comportamento pode ser observado nos valores de Carvalho; Vilar; Kaimoto (2000).

O valor de peso específico dos grãos (1,35 g/cm³) fica próximo da faixa proposta por Sowers (1973), na faixa de valores encontrados por Nascimento (2007), e relativamente próximo aos valores de Carvalho; Vilar; Kaimoto (2000). A heterogeneidade inerente dos resíduos é uma característica que influencia muito na discrepância entre os valores encontrados para cada estudo. É um motivo muito comentado pelos autores estudados, frisando que cada local tem suas particularidades e o valor de peso específico de resíduos de um aterro não deve ser aplicado a outro, somente a título de comparação.

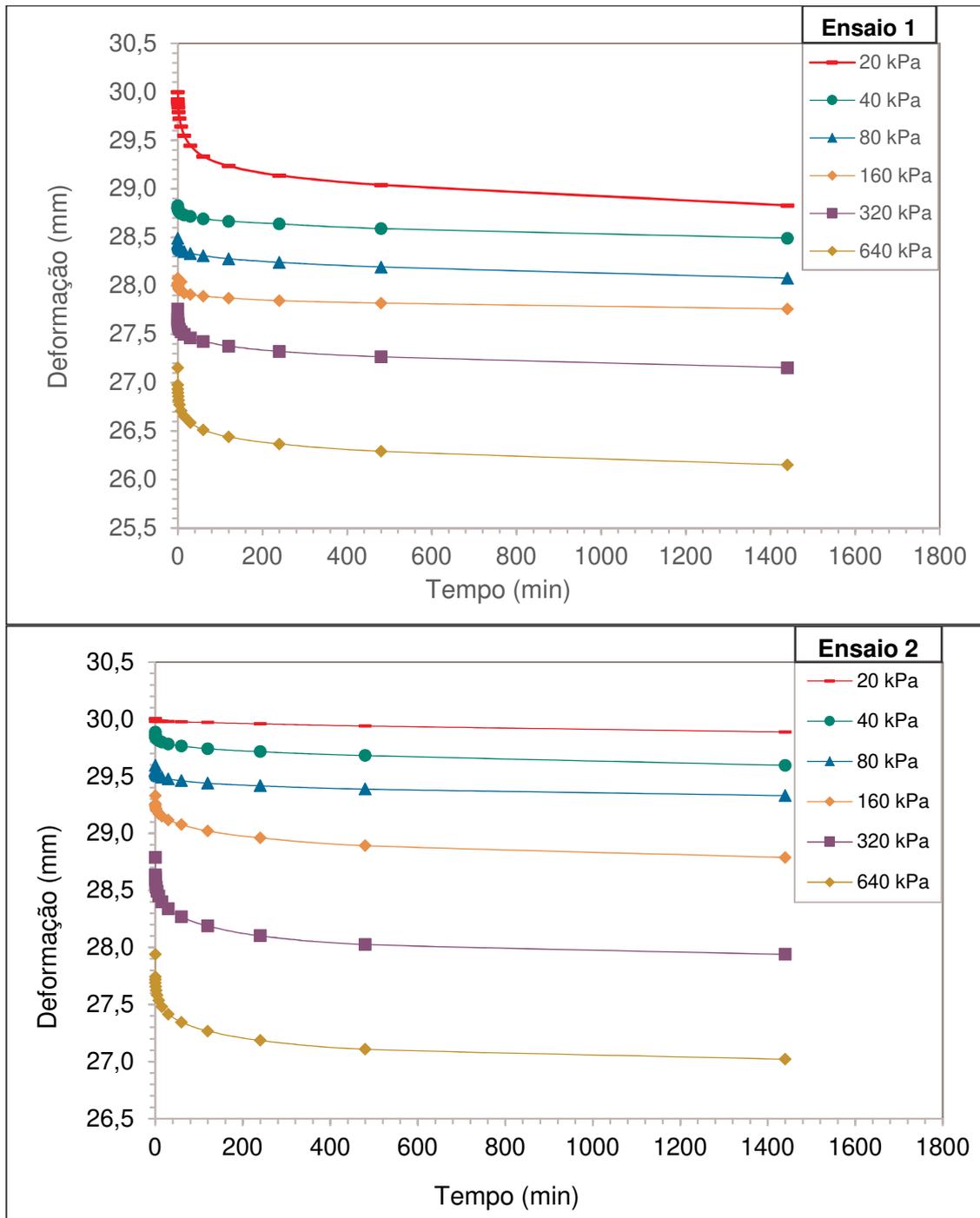
6.1.3 Ensaio de adensamento

Com os ensaios de adensamento para as amostras de RSU, gerou-se os gráficos apresentados nas Figuras 15, 16, 17 e 18, para os dois ensaios.

Com estes gráficos, somados aos parâmetros obtidos anteriormente aos ensaios (teor de umidade e peso específico dos grãos), foi possível obter os índices e coeficientes de compressão primária e secundária, índice de vazios inicial, tensão vertical, entre outros, apresentados resumidamente na Tabela 4, juntamente com os parâmetros da literatura, para aplicar aos modelos de Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990).

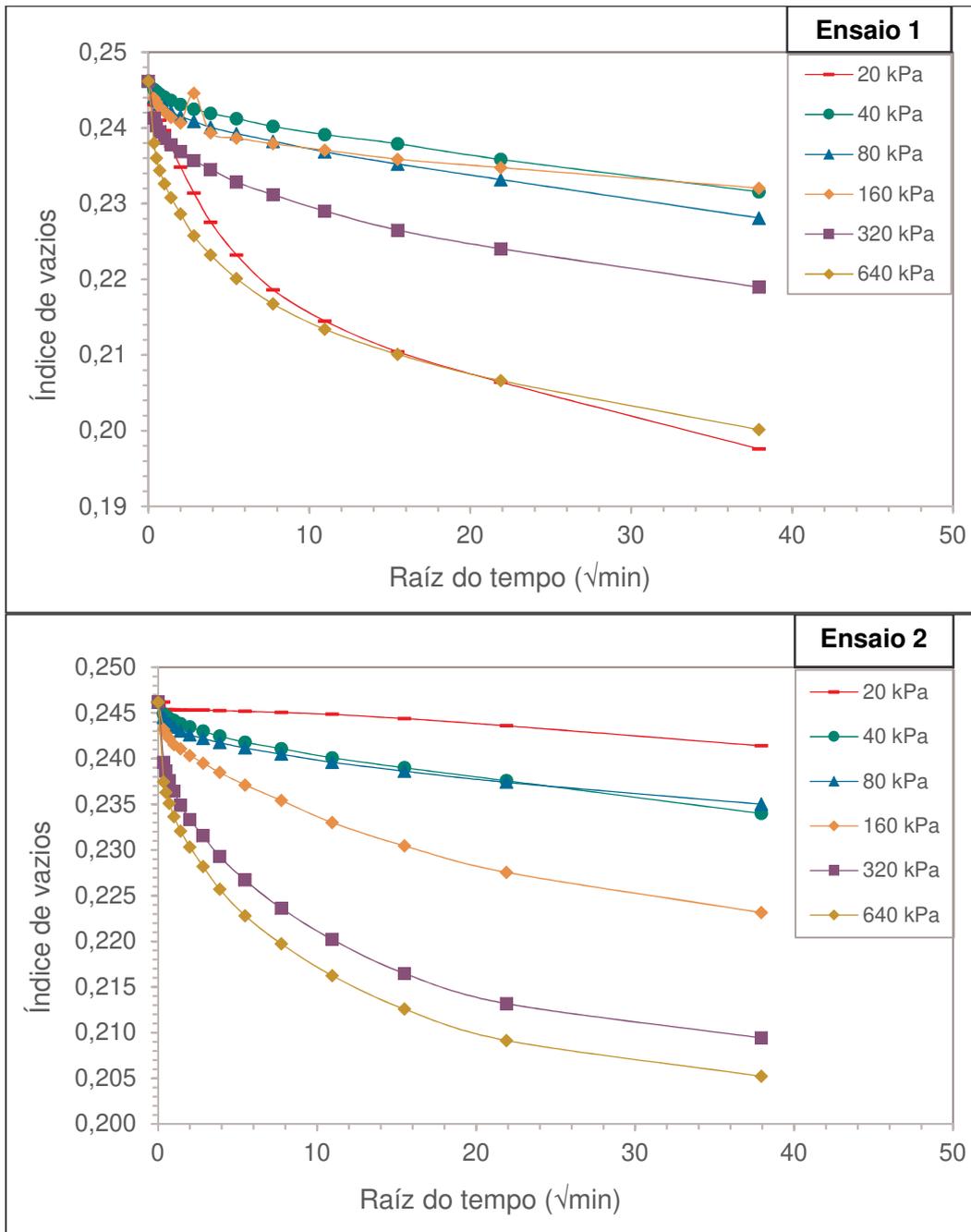
Pelo comportamento dos gráficos apresentados na Figura 15, a seguir, verifica-se que no carregamento de 20 kPa ainda ocorria o acomodamento do resíduo, mesmo tendo considerado a carga de pré-adensamento. Como nestes ensaios, que são baseados na metodologia de solos, ocorrem adaptações, possivelmente o tempo de 5 min para pré-adensar o resíduo não foi suficiente, sendo o restante acomodado nos carregamentos iniciais, principalmente no de 20 kPa, para ambos os ensaios, portanto, desconsiderou-se o carregamento de 20 kPa para os cálculos dos parâmetros de compressibilidade, dada sua instabilidade.

Figura 15 – Gráficos Deformação (mm) x tempo (min)



Fonte: Elaborado pela autora (2018).

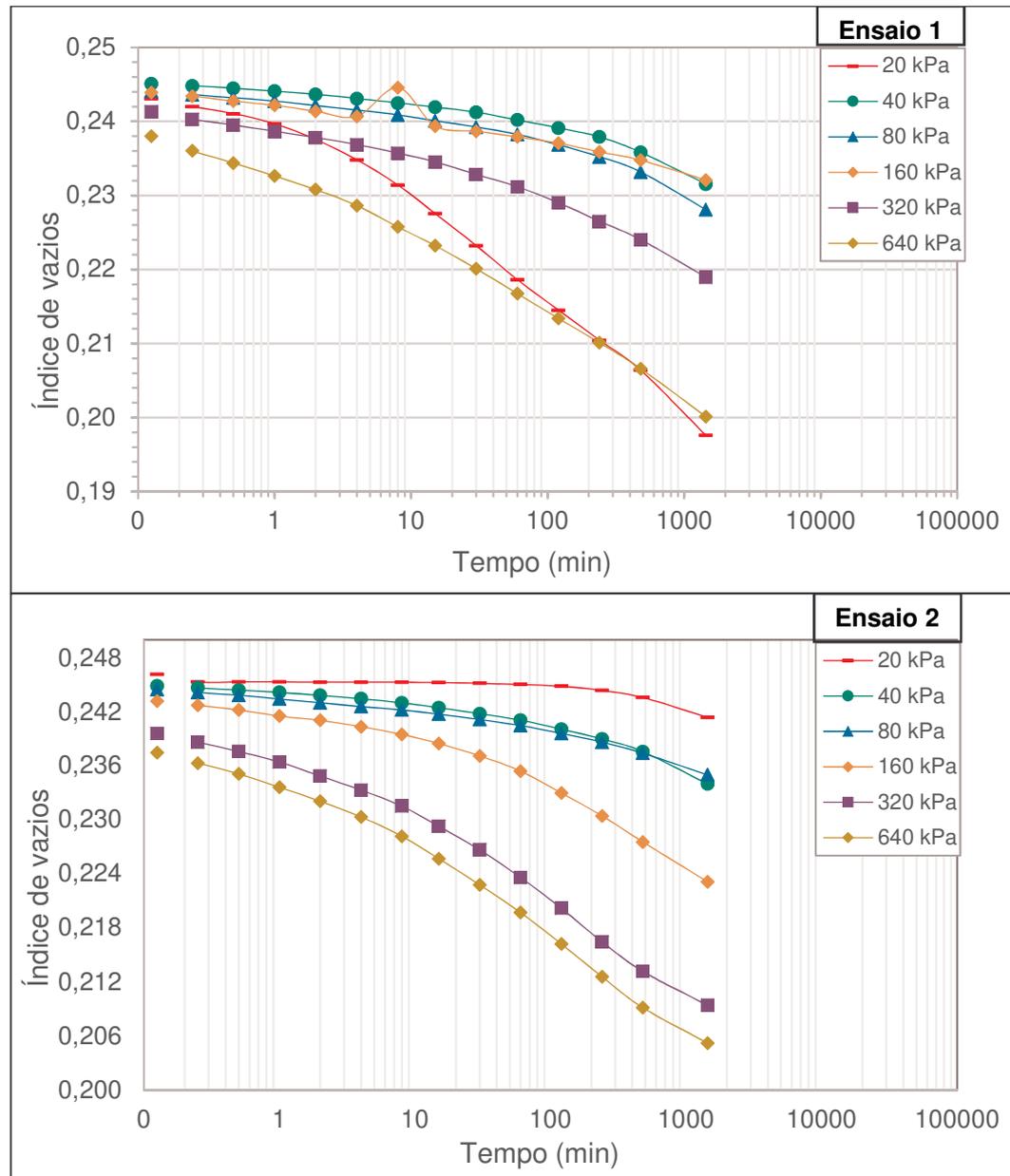
Pode-se observar nos gráficos da Figura 16, que a compressão primária, caracterizada pela curvatura mais acentuada, ocorre nos primeiros minutos de ensaio, sendo que o restante das deformações é caracterizado pela compressão secundária, pelo aumento do comportamento linear.

Figura 16 – Gráficos Índice de vazios x raiz do tempo ($\sqrt{\text{min}}$)

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Na Figura 17, o comportamento dos gráficos de índice de vazios versus o logaritmo do tempo (min), evidencia o processo de compressão secundária, associado a alta permeabilidade dos resíduos e à rápida dissipação da poro-pressão gerada pelo carregamento.

Figura 17 – Gráficos Índice de vazios x logaritmo do tempo (min)

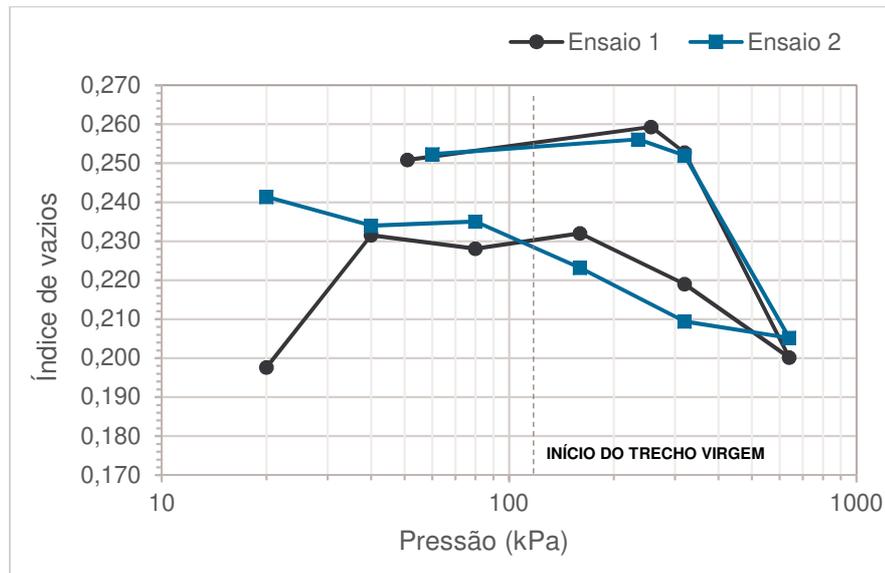


Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Nas Figuras 16 e 17 observa-se comportamento semelhante aos gráficos apresentados por Carvalho; Vilar; Kaimoto (2000), Nascimento (2007) e Shi *et al.* (2016), que realizaram estudos semelhantes, quanto ao comportamento dos resíduos em ensaios de compressão utilizando a metodologia de mecânica dos solos.

A Figura 18 apresenta o cruzamento dos dois ensaios no gráfico de índice de vazios versus o logaritmo da pressão (kPa).

Figura 18 – Gráfico Índice de vazios x logaritmo da pressão (kPa)



Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Conforme pode ser observado, nas primeiras cargas aplicadas o resíduo sofreu variações no índice de vazios, possivelmente devido ao leve acomodamento do material durante estes estágios de pressão. Posteriormente, a partir de 160 kPa para o ensaio 2, e 80 kPa para o ensaio 1, o formato das curvas se adequou ao esperado, apresentando o decréscimo do índice de vazios conforme aumentou a pressão aplicada e, quando reduzida a pressão, o índice de vazios novamente aumentou, apresentando comportamento semelhante aos estudos de Nascimento (2007) e Carvalho; Vilar; Kaimoto (2000).

É importante frisar que o trecho virgem das curvas na Figura 18, conforme a teoria de mecânica dos solos, inicia-se após a tensão de pré-adensamento destes ensaios (113,3 kPa), pois é o trecho que começa a partir de uma pressão que o resíduo ainda não sofreu. Vale ressaltar que, dado o tipo de amostra, qualquer ensaio pode apresentar características diferentes entre si, principalmente pela heterogeneidade dos resíduos. Através desta curva foi possível determinar o índice e o coeficiente de compressão primária (C_c ; C'_c).

A Tabela 3 apresenta os índices físicos obtidos através dos cálculos e gráficos gerados a partir dos ensaios de adensamento da amostra de resíduos, coletada no aterro sanitário da CRVR. Estes dados foram posteriormente aplicados aos modelos de Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990).

Tabela 3 – Índices físicos para as amostras de RSU – valores médios

Autor	Observação	e₀	e	C_c	C'_c	C_α	C'_α ou C'_{α1}	C'_{α2}
Presente estudo	Ensaio 1	0,246	0,224 – 0,241	0,17	0,14	0,0058	0,0047	0,0037
	Ensaio 2	0,246	0,226 – 0,245	0,53	0,43	0,0043	0,0034	0,0028
Sowers (1973)	Valores sugeridos	–	2-15	0,15 e ₀ – 0,55 e ₀	–	0,03 e ₀ – 0,09 e ₀	–	–
Bjarngard; Edgers (1990)	Laboratório e campo	-	-	0,05 – 0,26	-	0,003 – 0,056	-	-
Carvalho; Vilar; Kaimoto (2000)	Laboratório (umidade natural)	1,228	3,353	0,89	0,204	0,032	0,013	–
	Campo	–	–	–	–	–	0,010	0,083
Nascimento (2007)	Resíduo novo	4,134	–	1,459	0,284	0,079	0,024	–
Reddy (2009)	Resíduo novo	–	–	0,27	–	–	–	–
Shi <i>et al.</i> (2016)	Amostra preparada – resíduo novo	4,0		0,349		0,034 – 0,049		

Legenda: e₀ – Índice de vazios inicial; e – Índice de vazios; C_c – Índice de compressão primária; C'_c [C'_c=C_c/(1 + e₀)] – Coeficiente de compressão primária; C_α – Índice de compressão secundária; C'_α ou C'_{α1} [C'_α/(1+e₀)] – Coeficiente de compressão secundária; C'_{α2} – Coeficiente de compressão secundária, a longo prazo.

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Analisando os valores obtidos neste estudo, em comparação com a literatura, verifica-se que o índice de vazios inicial e final está abaixo dos valores apresentados pelos autores. Conforme confirmado por Bjarngard; Edgers (1990), Carvalho; Vilar; Kaimoto (2000) e Nascimento (2007), este parâmetro é de difícil obtenção, dada a heterogeneidade dos resíduos.

Entre os ensaios realizados, nota-se uma diferença nos valores de coeficiente e índice de compressão (C_c e C'_c), mesmo tratando-se da mesma amostra; confirmando a influência da heterogeneidade dos resíduos. Ainda assim, a faixa de valores obtida para a amostra analisada encontra-se dentro da faixa proposta por Sowers (1973), e próximo aos valores obtidos por Carvalho; Vilar; Kaimoto (2000), Reddy (2009) e Shi *et al.* (2016).

Os valores de coeficiente e índice de compressão secundária (C_α e C'_α) ficaram abaixo dos valores obtidos pelos autores analisados na Tabela 4, exceto para Bjarngard; Edgers (1990), em que os valores ficaram dentro da faixa obtida pelo autor. Como o equipamento utilizado somente realiza ensaios de 24h para cada carga aplicada, possivelmente o tempo de ensaio não foi suficiente para prever a compressão secundária a longo prazo, sendo assim, a compressão primária pôde ser medida corretamente, pois ocorreu nos primeiros minutos de ensaio, mas a compressão secundária, se houvesse a possibilidade, deveria ter sido ensaiada por mais tempo, para garantir os resultados, a longo prazo. Mesmo assim, os valores apresentados ficaram somente um pouco menores do que a maior parte da literatura estudada e, também, o comportamento da compressibilidade se confirma correto pelo delineamento das curvas apresentadas anteriormente.

6.1.4 Aplicação de modelos matemáticos já existentes (Sowers, 1973) e Bjarngard; Edgers (1990)

Após a análise e tratamento dos dados obtidos nos ensaios de adensamento e da obtenção dos índices físicos de compressibilidade dos resíduos estudados, os dados foram aplicados aos modelos clássicos de previsão de recalques, Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990), que consideram apenas o comportamento mecânico dos resíduos e o tempo. Os modelos foram apresentados detalhadamente na metodologia do trabalho. Para a comparação dos modelos aos recalques medidos em campo, foi necessário extrapolar os dados obtidos em laboratório para o tempo de

monitoramento em campo. Assim foi possível prever os recalques modelados com mais precisão.

A Tabela 4 apresenta os erros relativos à aplicação dos modelos em comparação ao recalque real, medido em campo (dados secundários). Os modelos foram aplicados com os dados dos dois ensaios, separadamente.

Tabela 4 – Erro relativo à aplicação dos modelos de Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990), para ambos os ensaios

Erro médio relativo (%) - Modelo x recalque real - Ensaio 1				
Marcos superficiais	Sowers (1973)		Bjarngard; Edgers (1990)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
MS 11	98,7%	3,12%	99,9%	0,11%
MS 12	94,1%	3,29%	99,7%	0,29%
MS 15	91,5%	5,06%	99,3%	1,74%
MS 16	93,8%	1,61%	99,6%	0,84%
MS 20	64,9%	18,09%	97,3%	0,95%
MS 21	96,4%	9,31%	99,5%	0,05%
MS 23	81,4%	11,95%	98,08%	1,39%
MS 24	97,3%	9,67%	99,3%	0,04%
MS 25	98,7%	5,97%	99,6%	0,02%

Erro médio relativo (%) - Modelo x recalque real - Ensaio 2				
Marcos superficiais	Sowers (1973)		Bjarngard; Edgers (1990)	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
MS 11	96,9%	1,86%	99,0%	1,40%
MS 12	96,6%	1,95%	96,7%	4,04%
MS 15	95,0%	2,93%	94,9%	7,92%
MS 16	96,4%	0,94%	96,9%	2,22%
MS 20	79,6%	10,63%	67,6%	11,74%
MS 21	97,9%	5,51%	93,5%	0,52%
MS 23	89,2%	7,00%	86,6%	4,68%
MS 24	98,5%	5,73%	91,9%	0,47%
MS 25	99,3%	3,54%	95,1%	0,34%

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Como pode ser observado na Tabela 4, o erro em relação aos modelos aplicados, em comparação ao recalque real, varia de 64,9% a 99,97% para ambos os ensaios. Os recalques no caso deste estudo foram subestimados, apresentando inclusive valores negativos para vários tempos, quando aplicado o modelo de Sowers (1973), significando que o recalque teria sido positivo, ou seja, que a altura da camada de resíduos teria aumentado ao invés de decrescer, o que não se aplicou aos dados reais.

Autores como Teixeira (2015), Bareither; Kwak (2015), Denardin (2013), Gomes; Caetano (2010) e Park; Park; Lee (2007) aplicaram os modelos de Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990) em seus estudos. O Quadro 7 apresenta a síntese da literatura, em comparação a este estudo.

Quadro 7 – Síntese dos resultados de aplicação dos modelos de Sowers (1973) e Bjarngard; Edgers (1990), literatura e este estudo

Autores	Modelo Sowers (1973)		Modelo Bjarngard; Edgers (1990)	
	Observação	Erros	Observação	Erros
Presente estudo (2018)	Valores subestimados em comparação ao recalque real	64,9 – 99,7%	Valores subestimados em comparação ao recalque real	67,6 – 99,9%
Bareither; Kwark (2015)	Modelos não recomendados para previsão de recalques, pois não é representativo. Pode levar à subestimação de recalques à longo prazo			
Teixeira (2015)	-	-	Boa aderência dos dados ao modelo	-
Denardin (2013)	-	-	Boa aderência dos dados ao modelo	-
Gomes; Caetano (2010)	Baixa aderência dos dados ao modelo	57 – 98 %	Baixa aderência dos dados ao modelo	57 – 98 %
Park; Park; Lee (2007)	-	-	Valores superestimados em comparação ao recalque real	-

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Neste estudo, verificou-se valores de coeficiente de compressão secundária abaixo dos valores comuns da literatura. Dado este fato, pode-se considerar que os erros na aplicação dos modelos aumentaram, em relação aos autores estudados, pois os recalques a longo prazo não puderam ser corretamente estimados.

6.2 MONITORAMENTO DE RECALQUES E LIXIVIADO

6.2.1 Dados de análise de lixiviado

Foram analisados os dados de monitoramento trimestral de lixiviado bruto, disponibilizados pela CRVR, datados de outubro/2014 a setembro/2018.

A Tabela 5 apresenta os padrões de lançamento conforme a Resolução CONAMA 430/2011 e a Resolução CONSEMA 355/2017, dos parâmetros apresentados em gráficos, nas Figuras 18, 19 e 20.

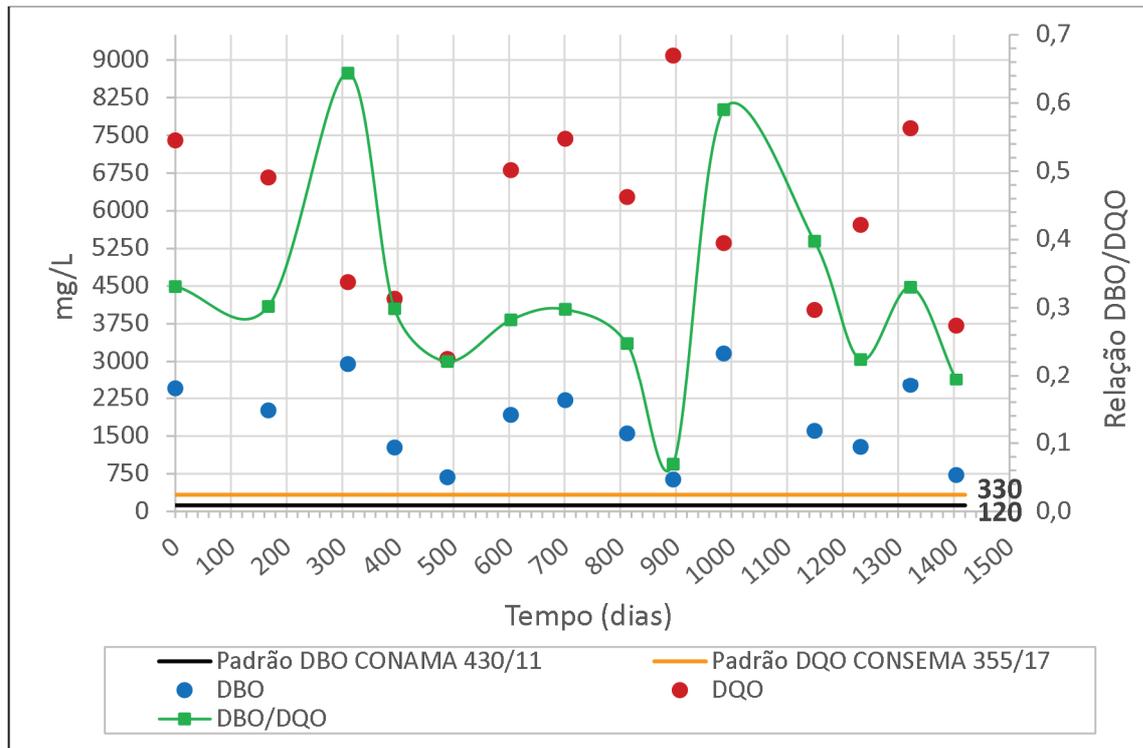
Tabela 5 – Padrões de lançamento para efluentes conforme legislação

Parâmetro	CONAMA	Un	CONSEMA	Un
	430/2011		355/2017	
DBO	120,0	mg/L	120,0	mg/L
DQO	-	mg/L	330,0	mg/L
pH	5,0 – 9,0	-	6,0 – 9,0	-
Alumínio		mg/L	10,0	mg/L
Arsênio	0,5	mg/L	0,1	mg/L
Bário	5,0	mg/L	5,0	mg/L
Boro	5,0	mg/L	5,0	mg/L
Cádmio	0,2	mg/L	0,1	mg/L
Chumbo	0,5	mg/L	0,2	mg/L
Cobre	-	mg/L	0,5	mg/L
Cromo total	-	mg/L	0,5	mg/L
Ferro	-	mg/L	10	mg/L
Manganês	-	mg/L	1,0	mg/L
Mercúrio	0,01	mg/L	0,01	mg/L
Nitrogênio amoniacal	20	mg/L	-	-
Níquel	2,0	mg/L	1,0	mg/L
Zinco	5,0	mg/L	2,0	mg/L

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

As Figuras 19, 20 e 21 apresentam os gráficos para alguns parâmetros que foram monitorados no período de out/2014 a set/2018, para o lixiviado bruto da CRVR, com os limites das Resoluções CONAMA 430/11 e CONSEMA 355/17.

Figura 19 – Monitoramento de DBO e DQO, do lixiviado bruto CRVR



Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Na literatura é comumente comentado que as características do lixiviado são variáveis ao longo da vida útil de um aterro sanitário, e que sua idade influencia ativamente na composição do mesmo. A Figura 18 mostra o comportamento das curvas de DBO e DQO, ao longo do monitoramento de Out/14 à Set/18, bem como a relação DBO/DQO do lixiviado.

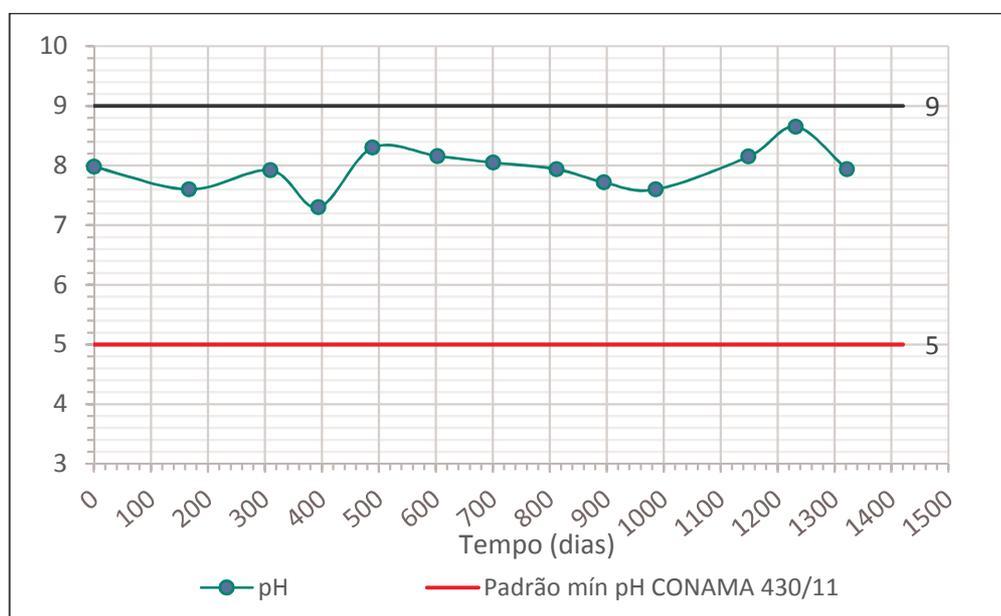
Neste estudo, os valores de DBO ficaram entre 620 e 3160 mg/L, e os de DQO na faixa de 3053 a 9085 mg/L, sendo que o valor para a relação DBO/DQO ficou entre 0,069 e 0,644, sendo que a média ficou em 0,316. Verificou-se também, que nenhum dos valores apresentados está abaixo do padrão de lançamento da CONAMA 430/11 ou da CONSEMA 355/17, necessitando assim de tratamento antes de qualquer lançamento ao corpo hídrico.

Lange; Amaral (2009), no livro do PROSAB 5, apresentam valores de DBO na faixa de 115 a 7830 mg/L, enquanto a DQO fica entre 1319 e 9777, para lixiviado de

São Leopoldo - RS. Já Gomes; Caetano (2010), verificaram valores na faixa de 152 a 5700 mg/L de DQO, para o aterro T1, em Presidente Lucena - RS. No estudo de Naveen *et al.*(2017), os autores apresentaram valores de relação DBO/DQO entre 0,1 e 0,5 para um aterro de média idade - entre 5 e 10 anos; enquanto Abreu; Vilar (2017) observaram a relação na faixa de 0,14 - 0,22; considerando resíduos bem degradados. Barlaz *et al.*(2010) verificaram o valor médio de 0,45 ($\pm 0,28$) de relação DBO/DQO, retratando a influência do resíduo novo nestes valores.

Autores como Abreu; Vilar (2017); Barlaz *et al.*(2010), Kjeldsen *et al.*(2002) e Naveen *et al.*(2017), entre outros, comentam que quanto maior o tempo de aterramento do resíduo, menor é a relação DBO/DQO, considerando valores acima de 0,5 para aterros de resíduos novos, com grande potencial de degradação, e na faixa de 0,1 a 0,5 para aterros já em fase de metanogênese estável, já com menor potencial de degradação. Considerando isto, observa-se que o aterro em estudo possui média idade (7 anos, em 2018 – relação DBO/DQO média = 0,316), e está no início da fase metanogênica estável. (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Figura 20 – Monitoramento de pH, do lixiviado bruto CRVR



Fonte: Elaborado pela autora (2018).

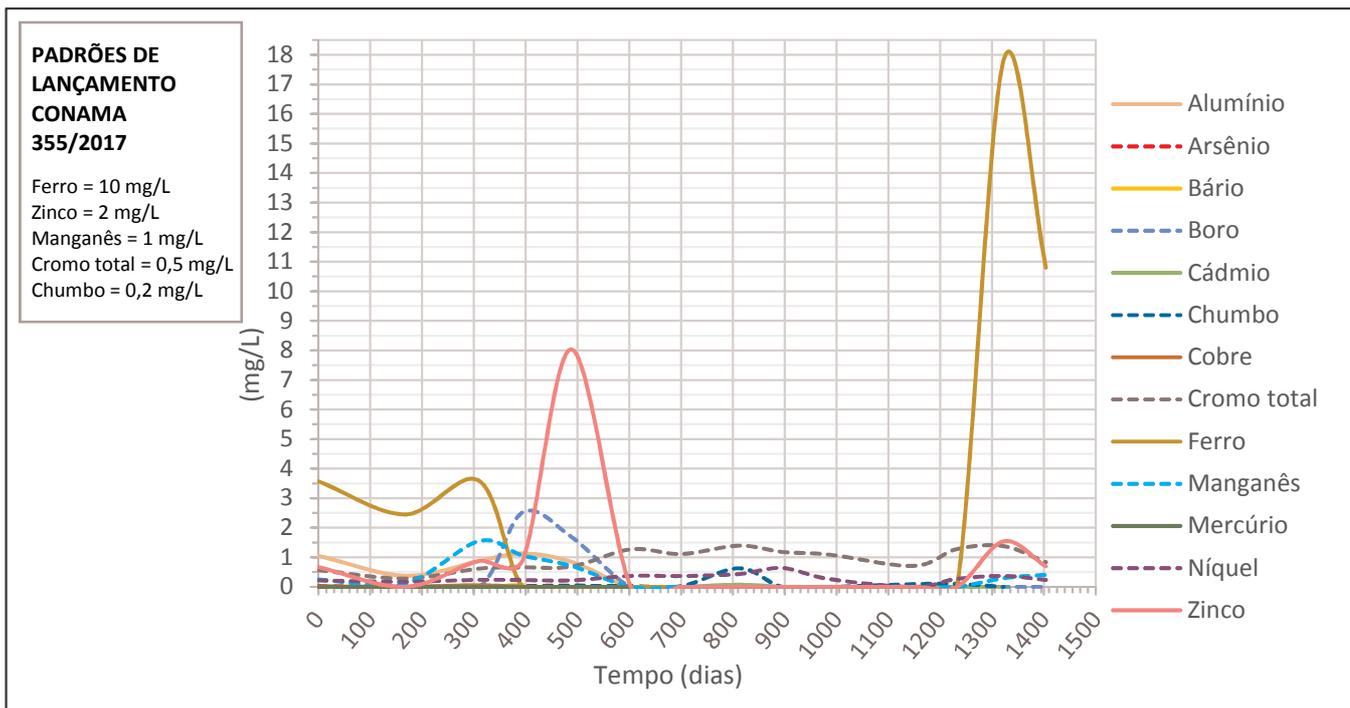
Os valores de pH para este estudo (Figura 20), mantiveram-se entre 7,3 e 8,65 o lixiviado também mostrou alta alcalinidade (6779 e 16690 mg/L CaCO_3), confirmando a característica da fase metanogênica estável, constatada pela relação DBO/DQO, anteriormente, conforme apresentado por Alcântara (2007) e Kjeldsen *et*

al.(2002). Verificou-se que, para o pH apresentado no gráfico da Figura 20, todos os valores ficaram dentro dos padrões de lançamento mínimos e máximos da CONAMA 430/11.

Na literatura, Naveen *et al.*(2017) também apresentaram valor acima da neutralidade (pH de 7,5) e lixiviado altamente alcalino (11000 mg/L CaCO_3), para um aterro de meia idade, semelhante a este estudo. Gomes; Caetano (2010), verificaram valores de pH na faixa de 6,1 a 7,4, mas não monitoraram alcalinidade para o aterro T1, de pequeno porte. Fei, Zekkos e Raskin (2014), observaram valores de pH em torno de 6,0 para ambos os reatores estudados em sua pesquisa, e alcalinidade de 2000 e 3000 mg/L CaCO_3 , para os reatores 1 e 2, respectivamente, reportando que a fase inicial de acidificação do lixiviado não ocorreu, passando diretamente para a fase metanogênica inicial. Lange; Amaral (2009) informam valores de pH na faixa de 7,0 a 9,0; e de alcalinidade na faixa de 589 a 13048 mg/L CaCO_3 , para lixiviado de São Leopoldo.

Avaliando os dados secundários, monitorados pela CRVR/SL, em comparação à literatura estudada, verifica-se a característica de um lixiviado que já está no início de sua estabilização, caracterizado pela fase metanogênica inicial, com valores de pH e alcalinidade altos, corroborando com a relação DBO/DQO encontrada neste estudo.

Figura 21 – Monitoramento de Metais do lixiviado bruto CRVR



Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Para os dados de monitoramento de metais (Figura 21), nota-se valores mais acentuados para Ferro, Zinco, Manganês, Cromo total e Chumbo. Estes parâmetros estão acima do padrão de lançamento da CONAMA 355/17. Os demais metais apresentados no gráfico possuem valores abaixo dos padrões de lançamento da mesma resolução.

Naveen *et al.*(2017), Gomes; Caetano (2010) e Barlaz *et al.*(2010) também monitoraram metais em suas amostras de lixiviado, avaliando Cd, Pb, Cu, Cr, Fe, Hg, Ni e Zn, por exemplo. Souto (2007) apresentou a faixa de valores para metais, e outros parâmetros, encontrados em lixiviados brasileiros. Naveen *et al.*(2017) comentam que os metais pesados encontrados no lixiviado de aterros sanitários são grandes poluentes e tóxicos ao meio ambiente e à saúde humana.

Os parâmetros apresentados nos gráficos, e discutidos a seguir, podem ser observados na Tabela 6, em valores máximos e mínimos, em comparação à literatura mencionada.

Tabela 6 – Monitoramento de lixiviado bruto da CRVR em comparação à literatura estudada.

Parâmetro	Unidade	Presente estudo		Naveen <i>et al.</i> (2017) ¹	Gomes; Caetano (2010) ²		Barlaz <i>et al.</i> (2010) ³		Souto e Povinelli (2007)	
		Valor mínimo	Valor máximo		Valor mínimo	Valor máximo	Valor mínimo	Valor máximo	Valor mínimo	Valor máximo
Tipo de aterro, localização		Aterro de grande porte, São Leopoldo – RS, Brasil (7 anos)		Aterro de grande porte (L3), Mavallipura, Bangalore, Índia (23 anos)	Aterro de pequeno porte (T1), Presidente Lucena – RS, Brasil (2 anos)		Aterro de grande porte (G) Centro da Pensilvânia, EUA (10 anos)		Variação da composição do lixiviado gerado em aterros brasileiros	
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	6779	16.690	11.000	-	-	-	-	750	11.400
pH	-	7,30	8,65	7,50	6,10	7,40	5,6	8,1	5,7	8,6
DBO	mgO ₂ /L	620	3.160	3.000	-	-	-	-	<20	30.000
DQO	mgO ₂ /L	4.024	9.085	10.800	152	5.700	-	-	190	80.000
DBO/DQO	-	0,15	0,35	0,28	-	-	0,45 (0,28) ⁴		-	-
Alumínio	mg/L	0,375	1,84	-	-	-	-	-	-	-
Arsênio	mg/L	0,0064	0,0400	-	-	-	-	-	-	-
Bário	mg/L	0,080	0,186	-	-	-	-	-	-	-
Boro	mg/L	1,68	2,52	-	-	-	-	-	-	-
Cádmio	mg/L	0,0004	0,0700	0,0240	0	0,9	-	-	0	0,026
Chumbo	mg/L	0	0,102	0,220	0,1	0,9	0	0,005	0,01	2,8
Cobre	mg/L	0,008	0,054	0,002	-	-	0,004	0,21	0,005	0,6
Cromo Total	mg/L	0,281	1,396	0,011	0,1	0,4	0,015	0,419	0,003	0,8
Ferro	mg/L	2,45	17,80	11,25	32,1	78,9	-	-	0,01	260
Manganês	mg/L	0,116	1,550	-	-	-	-	-	0,04	2,6
Mercúrio	mg/L	0	0,0023	-	-	-	0	0,00016	-	-
Níquel	mg/L	0	0,64	0,68	-	-	-	-	0,03	1,1
Zinco	mg/L	0,668	8,030	2,400	0,1	1,9	0,045	10,6	0,01	8,0

Legenda: ¹Valores do aterro L3, ²Valores do aterro T1; ³Aterro G (célula original); ⁴Desvio padrão

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

Conforme comentado por Lange; Amaral (2009), as características dos resíduos influenciam diretamente na composição do lixiviado. As autoras citam também que o potencial poluidor do lixiviado é inversamente proporcional ao tempo de aterramento do resíduo, apesar de terem constatado que nos aterros em operação não seja tão evidente esta característica.

6.2.2 Aplicação de modelos matemáticos já existentes (Gomes; Caetano, 2010)

Após a análise dos dados secundários de monitoramento de lixiviado, do aterro da CRVR/SL, foi possível aplicá-los ao modelo matemático desenvolvido por Gomes; Caetano (2010). O modelo possui as variáveis: Tempo (dias), Fósforo total (mg/L), Recirculação de lixiviado (L), Nitrogênio total/Fósforo total (mg/L) e pH. Foram aplicados exatamente estes parâmetros, levando em consideração que a recirculação de lixiviado não é monitorada pela CRVR, portanto, tal parâmetro foi considerado como zero em todas as datas. Os parâmetros de nitrogênio e fósforo foram monitorados somente em quatro datas, durante todo o período analisado, em função disto, para aplicar o modelo foram consideradas somente as datas que possuíam monitoramento de todos os parâmetros.

Para comparar os recalques com o modelo, foi utilizado apenas o MS 12, pois o mesmo possuía monitoramento de recalques para todos os dias de análise de lixiviado. Em alguns meses, a coleta de lixiviado não foi efetuada na mesma data que o monitoramento de recalques, portanto, foram selecionados os dados com data aproximada.

A Equação 3 apresenta o modelo desenvolvido por Gomes; Caetano (2010), o qual foi aplicado com os dados disponíveis, da CRVR/SL.

$$S = -0,1359486 + 0,0002756A + 0,0000310B + 0,0173660C + 0,0005716D + 0,0220027E \dots\dots\dots \text{Eq. (3)}$$

Onde: S = Recalque; A = tempo (dias); B = Fósforo (mg/L); C = Recirculação de lixiviado; D = Nitrogênio total (mg/L) / Fósforo (mg/L); E = pH.

A Tabela 7 apresenta os resultados da aplicação do modelo de Gomes; Caetano (2010).

Tabela 7 – Aplicação do modelo de Gomes; Caetano (2010)

Dias (recalque)	S (Modelo)	MS 12 (m)	Erro (m)	Erro %
0	-	-	-	-
164	0,074	0,186	0,112	60,2%
314	0,166	0,263	0,097	37,0%
1312	0,528	0,546	0,018	3,3%
1404	0,504	0,567	0,064	11,2%
Média	0,318	0,391	0,073	27,9%
Desvio Padrão	0,232	0,195	0,036	25,9%
Coeficiente de variação	0,730	0,498	0,495	-

Fonte: Elaborado pela autora (2018).

A aplicação do modelo de Gomes; Caetano (2010) apresentou média aderência para o marco superficial, com erro relativo na faixa de 3,3% a 60,2%.

Alguns parâmetros utilizados no modelo não foram monitorados no aterro em algumas datas (recirculação de lixiviado, nitrogênio e fósforo), sendo que nestas datas não foi aplicado o modelo, provavelmente sendo uma das razões dos percentuais de erro, considerando que quanto mais dados, maior é a confiança de análise do modelo.

Considera-se também que o modelo de Gomes; Caetano (2010) pode não ser exatamente adequado para o estudo de recalques em outro aterro, como já foi provado pelos próprios autores, na aplicação dos dados de outro aterro de características semelhantes. Na situação apontada no estudo dos autores, o erro de aplicação do modelo a outro aterro foi de 356%.

Portanto, considera-se que cada situação deve ser analisada separadamente, dado ao fato que até mesmo aterros de características semelhantes, mas que estão em regiões diferentes, podem ter diferente comportamento de recalques em função do clima da região e diferenças na operação do aterro sanitário. Sendo assim, é necessário desenvolver um modelo próprio para cada aterro, diminuindo a probabilidade de erros do modelo de predição em relação ao recalque real.

6.2.3 Monitoramento de recalques

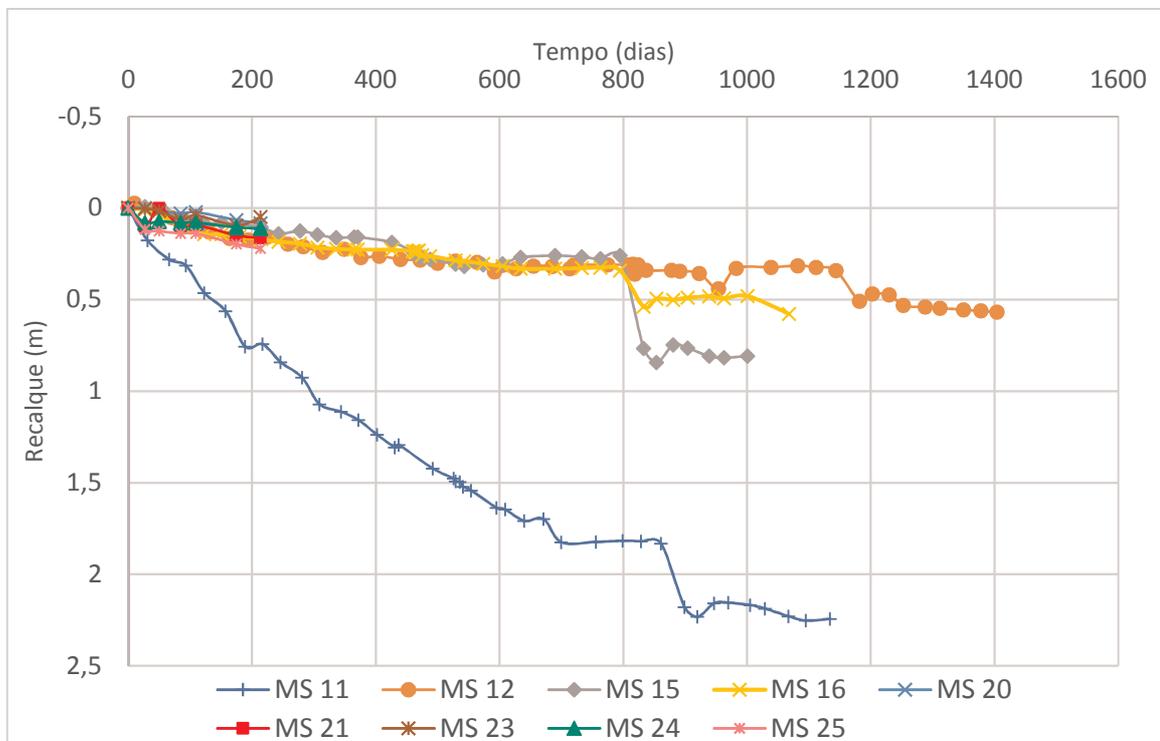
O monitoramento de recalques da CRVR, dos marcos superficiais instalados, ocorreu a partir de outubro de 2014. Para este estudo foram utilizados os dados de

monitoramento dos marcos superficiais de número 11, 12, 15, 16, 20, 21, 23, 24, 25, conforme apresentado na metodologia, na Figura 9.

Até o momento, todas as fases encerradas do aterro possuem instalação de marcos superficiais. A Fase 6 ainda está em andamento, portanto não possui instalação de marcos. Para este estudo, foram monitorados os marcos das fases 1, 2, 3 e 4, que tiveram início da disposição de resíduos em 2011 e término em 2015.

A Figura 22 apresenta os recalques ocorridos desde a instalação dos marcos estudados.

Figura 22 – Ocorrência de recalques no aterro da CRVR, de 2014 a 2018



Fonte: Elaborado pela autora (2018).

É possível verificar que o MS em que ocorreu o maior recalque foi o nº 11, instalado na Fase 1, com um monitoramento total de 1134 dias, apresentando 2,32 m de recalque total, a uma taxa de deformação média de 3,5 mm/dia, nos seis primeiros meses; seguido pelo MS 15, instalado na Fase 2, com um recalque total de 0,81 m, em 1001 dias, considerando que a taxa de deformação foi maior a partir dos 800 dias, com uma média de 2,1 mm/dia. Os demais marcos variaram de 0,02 m a 0,58 m de recalque vertical, com uma taxa de deslocamento na faixa de 0,2 a 0,8 mm/dia.

6.3 DESENVOLVIMENTO DO MODELO MATEMÁTICO DE PREVISÃO DE RECALQUES

Nos subcapítulos a seguir serão apresentados os resultados da análise estatística para desenvolvimento do modelo matemático.

6.3.1 Correlação

Conforme mencionado na metodologia e verificado em testes, não foi possível rodar a análise estatística com todos os parâmetros de lixiviado que foram analisados nos subcapítulos anteriores, pois havia diversas variáveis que possuíam valores zerados ou faltantes e isto influencia negativamente em uma análise estatística, visto que quanto maior o número de observações completas para cada variável, mais confiável é a análise.

Optou-se por rodar a análise apenas com as variáveis independentes que possuíam todas as observações. Foram as escolhidas: Tempo (dias), Alcalinidade total (mgCaCO_3/L), Cloretos (mg/L), Condutividade ($\mu\text{S/cm}$), Cromo total (mg/L), DBO (mg/L), DQO (mg/L), Relação DBO/DQO, Níquel (mg/L), Oxigênio Dissolvido (mg/L), pH, Sulfato (mg/L), Temperatura ($^{\circ}\text{C}$). A variável dependente foi o Recalque (m).

A Tabela 8 apresenta a correlação destes dados, com a variável dependente Recalque e entre as variáveis independentes.

Tabela 8 – Correlação de dados de monitoramento de lixiviado e recalques - estatística

		Tempo (dias)	Alcalinidade total (mgCaCo3/L)	Cloretos (mg/L)	Condutividade (µS/cm)	Cromo total (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	Níquel (mg/L)	Oxigênio dissolvido (mg/L)	pH	Sulfato (mg/L)	Temperatura (°C)	Recalque
Tempo (dias)	Correlação de Pearson	1	0,611**	0,246	0,124	0,779**	-0,272	0,010	-0,221	0,355*	-0,230	0,440**	-0,119	0,116	0,853**
	Sig. (2 extremidades)		0,000	0,089	0,396	0,000	0,059	0,948	0,126	0,012	0,112	0,002	0,414	0,427	0,000
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
Alcalinidade total (mgCaCo3/L)	Correlação de Pearson	0,611**	1	0,836**	0,370**	0,690**	-0,007	0,642**	-0,350*	0,528**	-0,618**	0,480**	-0,206	0,322*	0,574**
	Sig. (2 extremidades)	0,000		0,000	0,009	0,000	0,963	0,000	0,014	0,000	0,000	0,000	0,155	0,024	0,000
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
Cloretos (mg/L)	Correlação de Pearson	0,246	0,836**	1	0,456**	0,584**	0,144	0,831**	-0,345*	0,635**	-0,564**	0,369**	-0,018	0,318*	0,278
	Sig. (2 extremidades)	0,089	0,000		0,001	0,000	0,324	0,000	0,015	0,000	0,000	0,009	0,904	0,026	0,053
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
Condutividade	Correlação de Pearson	0,124	0,370**	0,456**	1	0,208	0,008	0,479**	-0,253	0,369**	-0,371**	-0,090	-0,210	0,180	0,044
	Sig. (2 extremidades)	0,396	0,009	0,001		0,151	0,959	0,000	0,080	0,009	0,009	0,538	0,148	0,215	0,763
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
Cromo total (mg/L)	Correlação de Pearson	0,779**	0,690**	0,584**	0,208	1	-0,155	0,259	-0,265	0,701**	-0,415**	0,724**	-0,059	0,320*	0,694**
	Sig. (2 extremidades)	0,000	0,000	0,000	0,151		0,288	0,072	0,066	0,000	0,003	0,000	0,689	0,025	0,000
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
DBO (mg/L)	Correlação de Pearson	-0,272	-0,007	0,144	0,008	-0,155	1	0,215	0,844**	-0,266	-0,279	0,003	-0,173	-0,174	-0,346*
	Sig. (2 extremidades)	0,059	0,963	0,324	0,959	0,288		0,138	0,000	0,065	0,052	0,983	0,235	0,231	0,015
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
DQO (mg/L)	Correlação de Pearson	0,010	0,642**	0,831**	0,479**	0,259	0,215	1	-0,280	0,594**	-0,557**	0,136	0,122	0,231	0,016
	Sig. (2 extremidades)	0,948	0,000	0,000	0,000	0,072	0,138		0,051	0,000	0,000	0,351	0,402	0,110	0,914
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49

(continua)

		Tempo (dias)	Alcalinidade total (mgCaCo3/L)	Cloretos (mg/L)	Condutividade (µS/cm)	Cromo total (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO/DQO	Níquel (mg/L)	Oxigênio dissolvido (mg/L)	pH	Sulfato (mg/L)	Temperatura (°C)	Recalque
DBO/DQO	Correlação de Pearson	-0,221	-0,350*	-0,345*	-0,253	-0,265	0,844**	-0,280	1	-0,479**	0,022	-0,057	-0,174	-0,326*	-0,321*
	Sig. (2 extremidades)	0,126	0,014	0,015	0,080	0,066	0,000	0,051		0,000	0,878	0,697	0,231	0,022	0,025
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
Níquel (mg/L)	Correlação de Pearson	0,355*	0,528**	0,635**	0,369**	0,701**	-0,266	0,594**	-0,479**	1	-0,286*	0,434**	0,265	0,472**	0,375**
	Sig. (2 extremidades)	0,012	0,000	0,000	0,009	0,000	0,065	0,000	0,000		0,046	0,002	0,066	0,001	0,008
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Correlação de Pearson	-0,230	-0,618**	-0,564**	-0,371**	-0,415**	-0,279	-0,557**	0,022	-0,286*	1	-0,310*	0,222	-0,161	-0,141
	Sig. (2 extremidades)	0,112	0,000	0,000	0,009	0,003	0,052	0,000	0,878	0,046		0,030	0,126	0,270	0,332
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
pH	Correlação de Pearson	0,440**	0,480**	0,369**	-0,090	0,724**	0,003	0,136	-0,057	0,434**	-0,310*	1	-0,147	0,382**	0,406**
	Sig. (2 extremidades)	0,002	0,000	0,009	0,538	0,000	0,983	0,351	0,697	0,002	0,030		0,314	0,007	0,004
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
Sulfato (mg/L)	Correlação de Pearson	-0,119	-0,206	-0,018	-0,210	-0,059	-0,173	0,122	-0,174	0,265	0,222	-0,147	1	-0,412**	-0,006
	Sig. (2 extremidades)	0,414	0,155	0,904	0,148	0,689	0,235	0,402	0,231	0,066	0,126	0,314		0,003	0,969
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
Temperatura (°C)	Correlação de Pearson	0,116	0,322*	0,318*	0,180	0,320*	-0,174	0,231	-0,326*	0,472**	-0,161	0,382**	-0,412**	1	0,140
	Sig. (2 extremidades)	0,427	0,024	0,026	0,215	0,025	0,231	0,110	0,022	0,001	0,270	0,007	0,003		0,338
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49
Recalque	Correlação de Pearson	0,853**	0,574**	0,278	0,044	0,694**	-0,346*	0,016	-0,321*	0,375**	-0,141	0,406**	-0,006	0,140	1
	Sig. (2 extremidades)	0,000	0,000	0,053	0,763	0,000	0,015	0,914	0,025	0,008	0,332	0,004	0,969	0,338	
	N	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49	49

** . A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades).

* . A correlação é significativa no nível 0,05 (2 extremidades).

(conclusão)

Fonte: Elaborado pela autora, gerado através do software IBM® SPSS® Statistics 22 (2018).

Conforme pode ser observado na Tabela 8, há correlações significativas no nível de 0,01 (grifadas em rosa) e outras no nível de 0,05. (grifadas em azul). As variáveis com nível de significância de 0,01 apresentam coeficiente de correlação acima de 0,355, positivos ou negativos (que influenciam direta ou indiretamente na relação de duas variáveis). As variáveis com nível de significância de 0,05 apresentam correlação mais fraca, até 0,355.

Avaliando a tabela de correlações dos dados, pode-se perceber correlação forte entre algumas variáveis, por exemplo: Cloretos e Alcalinidade total; DQO e cloretos; DBO e relação DBO/DQO; entre outros, apresentados no Quadro 8, em resumo.

Exemplificando estas correlações, com coeficientes acima de 0,3, segundo Hair *et al.* (2009), justificou-se a utilização de análise fatorial para poder prosseguir com a regressão linear múltipla. Do contrário, algumas variáveis poderiam ter “mascarado” o resultado, não apresentando a real significância de cada parâmetro, que é o problema causado pela multicolinearidade dos dados, onde três ou mais variáveis independentes possuem correlação entre si, e esta correlação pode interferir na construção do modelo, que é o caso deste estudo, onde diversas variáveis possuíam correlação moderada (0,3 – 0,7) a forte (0,7 – 1,0) entre si, causando uma “confusão” na interpretação dos dados pelo software de estatística.

Da mesma forma que neste estudo, Miloca e Conejo (2009), após verificarem multicolinearidade das variáveis, através da matriz de correlação, aplicaram o modelo fatorial ortogonal aos dados utilizando-se o método das componentes principais via Rotação Ortogonal do tipo Varimax, na análise fatorial realizada e, após, ajustaram um modelo de regressão linear múltipla. O método do tipo Varimax é um critério que maximiza os valores apresentados na matriz fatorial, sendo considerado o método menos variante e com mais sucesso na abordagem analítica de uma análise fatorial. Por isto foi o método escolhido, visando obter o melhor tratamento possível dos dados na análise estatística.

No Quadro 8 é possível verificar apenas as correlações com nível de significância de 0,01, considerando valores de correlação moderados (0,3 – 0,7), em amarelo, à fortes (0,7 – 1,0), em verde.

Quadro 8 – Resumo das correlações de maior nível

	Tempo (dias)	Alcalinidade total	Cloretos	Condutividade	Cromo total	DBO	DQO	DBO/DQO	Níquel	Oxigênio dissolvido	pH	Sulfato	Temperatura	Recalque
Tempo	0,611			0,779						0,440			0,853	
Alcalinidade total	0,611		0,836	0,370	0,690		0,642		0,528	-0,618	0,480			0,574
Cloretos		0,836		0,456	0,584		0,831		0,635	-0,564	0,369			
Condutividade		0,370	0,456				0,479		0,369	-0,371				
Cromo total	0,779	0,690	0,584						0,701	-0,415	0,724			0,694
DBO								0,844						
DQO		0,642	0,831	0,479					0,594	-0,557				
DBO/DQO						0,844			-0,479					
Níquel		0,528	0,635	0,369	0,701		0,594	-0,479			0,434		0,472	0,375
Oxigênio dissolvido		-0,618	-0,564	-0,371	-0,415		-0,557							
pH	0,440	0,480	0,369		0,724				0,434				0,382	0,406
Sulfato													-0,412	
Temperatura									0,472		0,382	-0,412		
Recalque	0,853	0,574			0,694				0,375		0,406			

Legenda:

	Correlação Moderada
	Correlação Forte

Fonte: Elaborado pela autora, gerado através do software IBM® SPSS® Statistics 22 (2018).

É possível verificar no Quadro 8, que existem mais correlações moderadas do que fortes, ainda assim existem correlações entre vários parâmetros, o que denota o fenômeno da multicolinearidade, onde mais de três variáveis estão correlacionadas. Por exemplo, Cromo total possui correlação forte com tempo, níquel e pH, na faixa de 0,701 a 0,779; que pode ser considerado um problema na regressão linear. Entre outros parâmetros, a Alcalinidade total, por exemplo, está relacionada com outros oito parâmetros (Cloretos, Condutividade, Cromo total, Níquel, Oxigênio dissolvido, pH, Tempo e DQO), sendo um deles de correlação forte (cloretos) e os demais de correlação moderada. Estas e outras correlações evidenciam a multicolinearidade, o que indica a necessidade de uso do método de análise fatorial.

6.3.2 Análise fatorial

Para a análise fatorial foi aplicado o método das componentes principais por rotação ortogonal do tipo Varimax.

A Tabela 9 apresenta as comunalidades da análise fatorial, que são as quantidades de correlações de cada variável, explicadas pelos fatores. Nesta análise são consideradas as comunalidades após a extração, que variam entre 0 e 1. Quando os fatores comuns explicam baixa ou nenhuma variância da variável, o valor fica mais próximo de zero; quando os fatores comuns explicam toda ou boa parte da variância, o valor fica mais próximo de um, que é o resultado esperado quando se utiliza fatores para explicar o modelo matemático.

Tabela 9 – Comunalidades da análise fatorial

Variáveis	Extração
DBO (mg/L)	0,939
Sulfato (mg/L)	0,927
Cromo total (mg/L)	0,925
DBO/DQO	0,913
DQO (mg/L)	0,905
Cloretos (mg/L)	0,879
Alcalinidade total (mgCaCo3/L)	0,828
Níquel (mg/L)	0,770
pH	0,716
Tempo (dias)	0,698
Temperatura (°C)	0,640
Oxigênio dissolvido (mg/L)	0,637
Condutividade	0,581

Método de Extração: Análise de Componente principal

Fonte: Elaborado pela autora, gerado através do software IBM® SPSS® Statistics 22 (2018).

Analisando a Tabela 9, pode ser observado que as variáveis DBO, Sulfato, Cromo total, DBO/DQO, DQO, Cloretos e Alcalinidade total, Níquel e pH são as variáveis que mais explicam a variância total, pois possuem forte correlação com os fatores retidos. As demais variáveis possuem correlação moderada, mas ainda assim explicam uma parte da variância total.

A Tabela 10 apresenta a variância total explicada que, baseada no critério de Kaiser, escolhe o número de fatores a serem retidos, em função do número de autovalores acima de 1. Interessa saber o percentual de fatores retidos que consegue explicar a variância dos dados na forma original.

Tabela 10 – Variância total explicada – análise fatorial

Componente	Valores próprios iniciais			Somadas de extração de carregamentos ao quadrado			Somadas rotativas de carregamentos ao quadrado		
	Total	% de variância	% cumulativa	Total	% de variância	% cumulativa	Total	% de variância	% cumulativa
1	5,125	39,423	39,423	5,125	39,423	39,423	3,599	27,682	27,682
2	2,170	16,695	56,118	2,170	16,695	56,118	3,027	23,286	50,968
3	1,749	13,456	69,574	1,749	13,456	69,574	2,241	17,237	68,205
4	1,312	10,091	79,665	1,312	10,091	79,665	1,490	11,460	79,665
5	0,971	7,467	87,132						
6	0,602	4,633	91,764						
7	0,426	3,273	95,037						
8	0,312	2,403	97,440						
9	0,154	1,182	98,622						
10	0,119	0,915	99,537						
11	0,056	0,430	99,967						
12	0,004	0,030	99,997						
13	0,000	0,003	100,000						

Método de Extração: Análise de Componente Principal.

Fonte: Elaborado pela autora, gerado através do software IBM® SPSS® Statistics 22 (2018).

Na Tabela 10, as componentes apresentadas na primeira coluna representam os grupos de variáveis que foram criados na análise fatorial. Na coluna “Total” das Somas rotativas de carregamentos ao quadrado, verifica-se que foram retidos quatro fatores com autovalor maior que um, e que estes conseguem explicar 79,665% da variância dos dados originais, conforme mostrado na coluna do percentual cumulativo.

Na Tabela 11 é possível verificar a matriz de componente rotativa, que apresenta a carga de cada parâmetro do lixiviado em relação a cada fator criado (componentes). Na geração da matriz foi optado por suprimir valores menores que 0,5; devido à priorização de fatores com carga mais alta.

Tabela 11 – Matriz de componente rotativa – análise fatorial

	Componentes			
	1	2	3	4
DQO (mg/L)	0,944			
Cloretos (mg/L)	0,871			
Alcalinidade total (mgCaCo3/L)	0,668	0,592		
Condutividade	0,666			
Oxigênio dissolvido (mg/L)	-0,657			
Níquel (mg/L)	0,583			
Cromo total (mg/L)		0,900		
pH		0,829		
Tempo (dias)		0,814		
DBO (mg/L)			-0,934	
DBO/DQO			-0,912	
Sulfato (mg/L)				0,933
Temperatura (°C)				-0,642

Método de Extração: Análise de Componente Principal.

Método de Rotação: Varimax com Normalização de Kaiser.^a

a. Rotação convergida em 6 iterações.

Fonte: Elaborado pela autora, gerado através do software IBM® SPSS® Statistics 22 (2018).

Verifica-se, então, a relação dos fatores conforme segue: Fator 1 – DQO, Cloretos, Alcalinidade total, Condutividade, Oxigênio dissolvido e Níquel; Fator 2 – Alcalinidade total, Cromo total, pH e tempo; Fator 3 – DBO e Relação DBO/DQO; Fator 4 – Sulfato e temperatura.

Como uma conclusão da análise fatorial, pode-se dizer que o primeiro fator está medindo os parâmetros mais gerais da qualidade do lixiviado, e conforme visto na matriz de correlação, os níveis de correlação mais fortes estão entre: DQO – cloretos; alcalinidade total – cloretos; condutividade – cloretos; e níquel – cloretos; níquel – oxigênio dissolvido (inversamente proporcional). Observa-se que a maioria dos parâmetros está mais fortemente relacionado com a variável cloretos, o que confirma a multicolinearidade dos dados, já que mais de três variáveis independentes estão relacionadas entre si, conforme Hair *et al.* (2009).

Já no segundo fator, os parâmetros com níveis de correlação maior são: Alcalinidade total – Cromo total; Cromo total – tempo; pH – tempo, estando mais relacionados com a degradabilidade do lixiviado e, indiretamente, o pH influencia na precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados (Ex: cromo). (OLIVEIRA; CUNHA, 2014).

No terceiro fator há somente duas variáveis, que são DBO e Relação DBO/DQO, que possuem correlação forte, justificando a ocorrência de biodegradabilidade, já apresentada anteriormente nos gráficos de lixiviado e confirmada por autores como Abreu; Vilar (2017), Naveen *et al.* (2017), Barlaz *et al.* (2010) e Kjeldsen *et al.* (2002).

E no quarto e último fator, as variáveis são Sulfato e temperatura. Estas sendo influenciadas uma pela outra indiretamente, ou seja, quando a temperatura aumenta a variável sulfato diminui, e vice-versa. Esta relação pode ser justificada pelo fato de a temperatura influenciar na solubilidade dos íons sulfato, conforme relatado por Brady; Russell; Holum (2000) e Aucélio; Teixeira (2010).

6.3.3 Regressão linear múltipla

Após a análise fatorial foi possível rodar a regressão linear múltipla com os quatro fatores que foram criados. A regressão foi realizada pelo método “inserir”, considerou como variável dependente o Recalque e as variáveis independentes foram os quatro fatores com os respectivos parâmetros de lixiviado, comentados anteriormente.

A Tabela 12 mostra o resumo do modelo, onde R (ou R múltiplo), corresponde ao coeficiente de correlação entre o Recalque e as variáveis independentes (quatro fatores); o R^2 corresponde ao poder preditivo do modelo; e o R^2 ajustado é uma

medida modificada do R^2 , que considera o número de variáveis independentes incluídas na equação de regressão e o tamanho da amostra. O erro padrão da estimativa é uma medida da variação nos valores previstos, e é semelhante ao desvio-padrão de uma variável em torno de sua média. (HAIR *et al.*, 2009; RAUPP, 2013).

Tabela 12 – Resumo do modelo de regressão linear múltipla (Regressão 1)

Modelo	R	R quadrado	R quadrado ajustado	Erro padrão da estimativa
1	0,778 ^a	0,606	0,570	0,089396

a. Preditores: (Constante), REGR fator 4, REGR fator 3, REGR fator 2, REG fator 1.

Fonte: Elaborado pela autora, gerado através do software IBM® SPSS® Statistics 22 (2018).

Analisando a Tabela 12, utilizando os conceitos de Raupp (2013), verifica-se que o R múltiplo apresentado (0,778), indica que há uma correlação direta e de forte intensidade entre o Recalque e as variáveis independentes selecionadas. O R^2 , coeficiente de determinação ou explicação, que informa o poder do modelo preditivo, mostra que 60,6% do Recalque é explicado pelo modelo de regressão. O R^2 ajustado, sofrendo um ajuste em função do número de variáveis independentes que foram colocadas no modelo, mostra que 57,0% do recalque é explicado pelo modelo.

A Tabela 13 apresenta a Análise de Variância (ANOVA) do modelo de regressão.

Tabela 13 – ANOVA do modelo de regressão (Regressão 1)

Modelo	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado Médio	Estatística do teste	Sig.
Regressão	0,540	4	0,135	16,901	0,000 ^b
Resíduo	0,352	44	0,008		
Total	0,892	48			

a. Variável Dependente: Recalque

b. Preditores: (Constante), REGR fator 4, REGR fator 3, REGR fator 2, REG fator 1.

Fonte: Elaborado pela autora, gerado através do software IBM® SPSS® Statistics 22 (2018).

O método ANOVA, apresentado na Tabela 13, é utilizado para testar a significância do modelo ajustado. Como o p-valor apresentado na coluna de significância está abaixo de 0,05, pode-se dizer que o modelo ajustado deste estudo é significativo ao nível de 5%, o que indica que se pode explicar, de forma significativa, o recalque a partir do conjunto de variáveis independentes utilizadas, conforme conceitos estudados em Raupp (2013).

A Tabela 14 apresenta os coeficientes do modelo, considerando a significância de cada variável.

Tabela 14– Coeficientes do modelo (Regressão 1)

Modelo	Coeficientes não padronizados		Coeficientes padronizados	t	Sig.
	B	Erro Padrão	Beta		
(Constante)	0,334	0,013		26,182	0,000
1 REGR fator 1	0,003	0,013	0,019	0,201	0,842
REGR fator 2	0,099	0,013	0,729	7,697	0,000
REGR fator 3	0,037	0,013	0,273	2,883	0,006
REGR fator 4	0,001	0,013	0,009	0,095	0,925

a. Variável Dependente: Recalque

Fonte: Elaborado pela autora, gerado através do software IBM® SPSS® Statistics 22 (2018).

Na Tabela 14, de coeficientes do modelo, observa-se que somente a constante e os fatores 2 e 3 são significativos, portanto, são estes que fazem parte da equação do modelo. Na coluna identificada por B, nos coeficientes não padronizados, estão apresentados os coeficientes para escrever a equação de regressão.

Conforme comentado na metodologia, com a equação gerada pelo primeiro modelo de regressão, o erro-padrão do modelo foi considerado alto para este estudo,

apesar deste modelo aproximar-se 60,6% dos dados reais, conforme R^2 , ainda foram realizadas novas análises, para propor uma predição melhor, pois os erros de percentual quando aplicado o modelo foram elevados (maiores que 1000%). Considerou-se então, a tentativa de realizar a regressão linear de cada fator significativo gerado na análise fatorial, visando obter coeficientes mais próximos à realidade das variáveis independentes e, assim, soma-los à primeira equação. Optou-se por realizar a nova regressão somente com os fatores que foram significativos na primeira tentativa, fator 2 e 3.

O Quadro 9 apresenta os resultados da regressão linear realizada para o Fator 2, onde o Fator 2 foi a variável dependente e os parâmetros que o compunham foram as variáveis independentes (alcalinidade total, cromo total, pH, tempo).

Quadro 9 – Regressão linear do Fator 2 (Regressão 2)

Resumo do modelo						
Modelo	R	R quadrado	R quadrado ajustado	Erro padrão da estimativa		
1	0,976 ^a	0,952	0,948	0,22840533		
a. Preditores: (Constante), Tempo (dias), pH, Alcalinidade total (mgCaCo3/L), Cromo total (mg/L)						
ANOVA ^a						
Modelo	Soma dos Quadrados	df	Quadrado Médio	Z	Sig.	
1	Regressão	45,705	4	11,426	219,022	0,000 ^b
	Resíduo	2,295	44	0,052		
	Total	48,000	48			
Coeficientes ^a						
Modelo	Coeficientes não padronizados		Coeficientes padronizados	t	Sig.	
	B	Erro Padrão	Beta			
1	(Constante)	-5,030	0,350		-14,351	0,000
	Alcalinidade total (mgCaCo3/L)	-3,734E-5	0,000	-0,102	-2,215	0,032
	Cromo total (mg/L)	0,684	0,203	0,255	3,369	0,002
	pH	0,530	0,054	0,490	9,821	0,000
	Tempo (dias)	0,001	0,000	0,463	8,327	0,000
a. Variável Dependente: REGR fator 2						
b. Preditores: (Constante), Tempo (dias), pH, Alcalinidade total (mgCaCo3/L), Cromo total (mg/L)						

Fonte: Elaborado pela autora, gerado através do software IBM® SPSS® Statistics 22 (2018).

Como pode ser observado no Quadro 9, o R^2 mostra que 95,2% do recalque é explicado pelo modelo de regressão do Fator 2. E o R^2 ajustado mostra que 94,8% do recalque é explicado pelo modelo. A ANOVA mostra que o modelo ajustado é significativo ao nível de 5%, o que indica que pode-se explicar, de forma significativa, o recalque a partir do conjunto de variáveis independentes utilizadas no Fator 2. A planilha de coeficientes afirma que todas as variáveis constantes no Fator 2 são significativas, ao nível de 5% de confiança, portanto, todas devem ser utilizadas na equação do modelo, com os coeficientes B apresentados.

O Quadro 10 apresenta os resultados da regressão linear realizada para o Fator 3, onde o Fator 3 foi a variável dependente e os parâmetros que o compunham foram as variáveis independentes (DBO e Relação DBO/DQO).

Quadro 10 – Regressão linear do Fator 3 (Regressão 3)

Resumo do modelo						
Modelo	R	R quadrado	R quadrado ajustado	Erro padrão da estimativa		
1	0,962 ^a	0,926	0,923	0,27831358		
a. Preditores: (Constante), DBO (mg/L), DBO/DQO						
ANOVA ^a						
Modelo	Soma dos Quadrados	df	Quadrado Médio	Z	Sig.	
1	Regressão	44,437	2	22,218	286,844	0,000 ^b
	Resíduo	3,563	46	0,077		
	Total	48,000	48			
Coeficientes ^a						
Modelo	Coeficientes não padronizados		Coeficientes padronizados	t	Sig.	
	B	Erro Padrão	Beta			
1	(Constante)	2,279	0,103		22,098	0,000
	DBO (mg/L)	-0,001	0,000		-7,628	0,000
	DBO/DQO	-3,224	0,563		-5,729	0,000
a. Variável Dependente: REGR fator 3						
b. Preditores: (Constante), DBO (mg/L), DBO/DQO						

Fonte: Elaborado pela autora, gerado através do software IBM® SPSS® Statistics 22 (2018).

Como pode ser observado no Quadro 10, o R^2 mostra que 92,6% do Recalque é explicado pelo modelo de regressão do Fator 3. E o R^2 ajustado mostra que 92,3% do recalque é explicado pelo modelo. A ANOVA mostra que o modelo ajustado é

significativo ao nível de 5%, o que indica que pode-se explicar, de forma significativa, o recalque a partir do conjunto de variáveis independentes utilizadas, no Fator 3. A planilha de coeficientes afirma que todas as variáveis constantes no Fator 3 são significativas, ao nível de 5% de confiança, portanto, todas devem ser utilizadas na equação do modelo, com os coeficientes B apresentados.

6.3.3.1 Modelo matemático

Conforme os coeficientes apresentados na Tabelas 14 e Quadros 9 e 10, escreveu-se a equação do modelo, em função da análise de regressão realizada para todos os fatores e com os Fatores 2 e 3 (Equação 4). No detalhamento da equação, apresentam-se os parâmetros que compõe cada fator (Equação 5).

$$\text{Recalque (m)} = 0,334 + (0,99 * \text{Fator 2}) + (0,037 * \text{Fator 3}) \quad (\text{Eq. 4})$$

$$\begin{aligned} \text{Recalque (m)} = & 0,334 + (0,099 * [-5,03 * (-0,00003734 * \text{alc}) + (0,684 * \text{Cr}) + (0,53 * \text{pH}) + \\ & (0,001 * \text{tempo})] + (0,037 * [2,279 * (-0,001 * \text{DBO}) + (-3,224 * \text{DBO/DQO})]) \end{aligned} \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

Parâmetros do Fator 2 → Constante; Alc = alcalinidade total; Cr = cromo total; pH; tempo;

Parâmetros do Fator 3 → Constante; DBO; DBO/DQO = relação DBO/DQO.

Como pode ser visto na Eq. 5, os fatores foram substituídos pelas variáveis que os representam e cada variável foi multiplicada pelo coeficiente correspondente à regressão realizada com os fatores.

Após escrever a equação, foram aplicados os valores dos parâmetros em suas variáveis e verificada a semelhança ao modelo. Foi verificado um erro médio de 20% (faixa de 0,3% - 54,9%), do recalque real em comparação ao modelo desenvolvido.

Os erros podem ser atribuídos à diversos fatores, mas os principais que podem ser mencionados são a replicação das variáveis (necessária para obter um número maior de observações), e a escolha somente das variáveis que possuíam todos os dados completos, no período analisado, para desenvolver a análise estatística. Teria

vido mais interessante, se possível, realizar a análise com todos ou quase todos os parâmetros de lixiviado que a CRVR monitora, mas devido ao grande número de lacunas no monitoramento, estas variáveis somente serviram como obstáculo para a geração do modelo, por isso, foram retiradas da análise.

Analisando este estudo, observou-se que modelo geral, gerado na primeira regressão, explicou apenas 60,6% da ocorrência de recalques. E após a análise de regressão para os fatores 2 e 3, os mais significativos, da soma destes resultados para gerar a equação do modelo, e de sua aplicação, verificou-se 80% de aderência média do modelo desenvolvido, em comparação aos dados reais de recalques, medidos pela CRVR.

7 CONCLUSÃO

A estimativa de recalques em aterros sanitários, através de modelos matemáticos, já se mostrou complexa em diversos estudos realizados, devido à heterogeneidade dos RSU, fatores que influenciam nas características de operação, clima, e particularidades de cada área, além da mensuração dos dados que varia em cada área estudada.

Neste estudo, foi possível verificar a baixa aderência dos dados monitorados no aterro da CRVR aos modelos da literatura (Sowers, 1973; Bjarngard, Edgers, 1990), que consideram apenas características baseadas nas teorias de mecânica dos solos, sendo genéricos e falhando na predição de recalques, com percentuais altos de erros. Foram evidenciados erros de 67,6% a 99,9%, na aplicação de dados obtidos através de ensaios laboratoriais de adensamento, aos modelos, quando comparados aos dados reais de recalques.

Já o modelo de Gomes; Caetano (2010), mostrou melhor aderência aos dados reais, com um erro médio de 27,9%, porém com coeficiente de variação de 49,5%. Tal modelo considerou dados de monitoramento físico-químico do lixiviado, onde foram aplicados os dados da CRVR, e este tipo de modelo pode demonstrar a questão da biodegradabilidade dos RSU, conforme analisado.

O modelo gerado através da análise estatística de regressão linear múltipla provou ser 80% adequado, em média, ao aterro da CRVR, considerando os parâmetros de lixiviado inclusos na análise. A geração do modelo através de uma análise estatística foi útil para a predição de recalques que não pode ser estimada em campo, antes de sua ocorrência e conseqüente monitoramento em campo.

A utilização de modelos de predição de recalques é adequada para a estimativa da vida útil dos aterros, desde que considerados alguns ajustes no monitoramento dos dados, levando em consideração a possibilidade de acompanhamento quinzenal ou mensal para todos os parâmetros, pois foi evidenciado grande parte do percentual de erros devido à falta de dados.

É interessante frisar que não existe um modelo matemático único para todos os aterros sanitários, pois cada um possui características intrínsecas e que não podem simplesmente serem replicadas para outra área, sem os devidos estudos.

Conclui-se, então, que os objetivos deste estudo foram atingidos, tanto para a aplicação de modelos de predição de recalques já existentes (Sowers (1973), Bjarngard; Edgers (1990) e Gomes; Caetano (2010)), quanto para o desenvolvimento do modelo matemático, utilizando a ferramenta de regressão linear múltipla.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 10.007**: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

_____. **ABNT NBR 12007**: Solo - Ensaio de adensamento unidimensional. Rio de Janeiro, 1990.

_____. **ABNT NBR 6457**: Amostras de solo - Preparação para ensaio de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 1986.

_____. **ABNT NBR 12620**: Águas - Determinação de nitrato - Métodos do ácido cromotrópico e do ácido fenoldissulfônico. Rio de Janeiro, 1992.

ABREU, A. E. S.; VILAR, O. M. Influence of composition and degradation on the shear strength of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 68, p. 263–274, 2017.

AL-YAQOUT, A. F.; HAMODA, M. F. Movement of unlined landfill under preloading surcharge. **Waste Management**, v. 27, n. 3, p. 448–458, 2007.

ALBERTE, E.; CARNEIRO, A.; KAN, L. Recuperação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Diálogos & Ciência** – Revista Eletrônica da Faculdade de Tecnologia e Ciências de Feira de Santana, a.3, n.5, p. 1-15, 2005.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, 2007, 366f.

ALCÂNTARA, P. B.; JUCÁ, J. F. T. Recalque em aterros: influência da composição dos resíduos sólidos urbanos, do clima e da biodegradação. **Geotecnia**, n. 118, p. 15–42, 2010.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 38–45, 2008.

APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23rd ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC. São Paulo: Pharmabooks, 2017, 1496 f.

ASAOKA, A. Observational Procedure of Settlement Prediction. **Soils and Foundations**, Japanese Society of Soil Mechanics and Foundation Engineering, v. 18, n. 4, p. 87–101, 1978.

AUCÉLIO, R. Q.; TEIXEIRA, L. R. S. **Solubilidade**. Sala de Leitura: Conteúdos.

BAREITHER, C. A.; BREITMEYER, R. J.; MEYER, L. L.; BENSON, C. H.; EDIL, T. B.; BARLAZ, M. A. Physical , Chemical , and Biological Characterization of Solid Waste Samples. 2nd Global Waste Management Symposium. **Anais eletrônicos...**San Antonio, 2010.

BAREITHER, C. A.; BENSON, C. H.; EDIL, T. B. Compression Behavior of Municipal Solid Waste: Immediate Compression. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 138, n. 9, p. 1047–1062, 2012.

BAREITHER, C. A.; KWAK, S. Assessment of municipal solid waste settlement models based on field-scale data analysis. **Waste Management**, v. 42, p. 101–117, 2015.

BARLAZ, M. A.; BAREITHER, C. A.; HOSSAIN, A.; SAQUING, J.; MEZZARI, I.; BENSON, C.; TOLAYMAT, T. M.; YAZDANI, R. Performance of North American Bioreactor Landfills. II: Chemical and Biological Characteristics. **Journal of Environmental Engineering**, v. 136, n. 8, p. 839–853, 2010.

BARLAZ, M. A.; STALEY, B. F.; DE LOS REYS, F. L. Anaerobic Biodegradation of Solid Waste. In: MITCHELL, R.; GU, J.-D. (Eds.). **Environmental Microbiology**. 2nd. ed. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc, 2010.

BARLAZ, M.; HAM, R. K. Leachate and gas generation. In: DANIEL, D. E. (Ed.). **Geotechnical Practice for Waste Disposal**. 1st. ed. London: Chapman & Hall, 1993. 683 p.

BENSON, C. H.; BARLAZ, M. A.; LANE, D. T.; RAWE, J. M. Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. **Waste Management**, v. 27, n. 1, p. 13–29, 2007.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. 1ed. São Carlos: EESC/USP, 1999.

BJARNGARD, A.; EDGERS, L. Settlements of municipal solid waste Landfills. 13th Annual Madison Waste Conference. **Anais...Madison**: 1990

BOWDERS, J. BOUAZZA, M.; LOEHR, E.; RUSSEL, M. Settlement of Municipal Solid Waste Landfills. 4th Kansai Int'l Geotechnical Forum, IIAS, **Anais... Kyoto**, Japão, 2000.

BOZKURT, S.; MORENO, L.; NERETNIEKS, I. Long-term processes in waste deposits. **Science of the Total Environment**, v. 250, n. 1–3, p. 101–121, 2000.

BRADY, J. E.; RUSSELL, J. W.; HOLUM, J. R.; **Química – A Matéria e Suas Transformações**; Rio de Janeiro: LTC, 3 ed. 2000, 2v.

BRASIL. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2016**. Brasília, Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS, , 2018. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2016>>. Acesso em: 22 nov. 2018.

CARVALHO, M. F.; VILAR, O. M.; KAIMOTO, L. S. A. Estudo de Compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos. **Solos e Rochas: Revista Latino-americana de Geotecnia**, v. 23, n. 1, p. 2000, 2000.

CASSINI, S. T. **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. 1ª ed. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CHEN, K.-S.; CHEN, R.-H.; LIU, C.-N. Modeling municipal solid waste landfill settlement. **Environmental Earth Sciences**, v. 66, n. 8, p. 2301–2309, 2011.

CHEN, Y. M.; ZHAN, Tony L. T.; WEI, H. Y.; KE, H. Aging and compressibility of municipal solid wastes. **Waste Management**, v. 29, n. 1, p. 86–95, 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho. Brasil, 2011.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CONSEMA). **Resolução CONSEMA nº 355/2017**. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2017.

COMPANHIA RIOGRANDENSE DE VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS (CRVR). **Central de tratamento de resíduos de São Leopoldo**. São Leopoldo, 2017. Disponível em: <<http://crvr.com.br/area-de-atuacao/central-de-tratamento-de-residuos-de-sao-leopoldo/>>. Acesso em: 15 jul. 2017.

_____. **Plantas baixas do aterro sanitário e planilhas de monitoramento de lixiviado e recalques**. São Leopoldo, 2018. Documento de uso exclusivo do setor de Meio Ambiente da empresa.

DENARDIN, G. P. **Estudo dos recalques do aterro sanitário da Central de Resíduos do Recreio – Minas do Leão/RS**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Santa Maria, 2013.

DIAZ, J.G.L.; NAREA, M.S.; SANCHEZ-ALCITURRI, J.M.; IBARRA, A.A.; MONZON, I.T.; GONZALEZ, J.P.; LAMIA, M.F. Estimating material losses in sanitary landfills through biological degradation. 5th International Landfill Symposium – Sardinia 95. **Anais...**Cagliari, Itália, 1995.

DOWNING, D.; CLARK, J. **Estatística Aplicada**. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 2011, 351 p.

EDIL, T. B.; RANGUETTE, V. J.; WUELLNER, W. W. Settlement of municipal refuse. **Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice**, p. 225–239, 1990.

EMPRESAS VARIAS DE MEDELLÍN, E.S.P. **Relleno sanitario La Pradera**, 2014. [online]. Disponível em: <<http://www.eevvm.com.co/SitePages/pradera.aspx>>. Acesso em: 17 nov. 2018.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 7471A: Mercury in solid or semisolid waste (manual cold-vapor technique)**. Washington, DC, U.S.A., 1992.

FARQUHAR, G. J.; ROVERS, F. A. Gas production during refuse decomposition. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 2, n. 4, p. 483–495, 1973.

FEI, X.; ZEKOS, D.; RASKIN, L. An experimental setup for simultaneous physical, geotechnical, and biochemical characterization of municipal solid waste undergoing biodegradation in the laboratory. **Geotechnical Testing Journal**, v. 37, n. 1, 2014.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESLER - RS (FEPAM). **Atividades de licenciamento ambiental: Aterro sanitário de RSU**.

Disponível

em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/licenciamento/area1/popup3.asp?titulo1=SANEAMENTO&titulo2=SERVICOS%20DE%20UTILIDADE&tipo=5&grupo=E35&origem=2&tabela=3>>.

Acesso em: 17 nov. 2018. Porto Alegre, 2018.

_____. **Licença de Operação nº 06186 / 2018 - DL da - CRVR - Riograndense Valorizacao de Residuos Ltda**. Disponível em:

<http://ww2.fepam.rs.gov.br/doclics/signed/2018/935994_signed.pdf>. Acesso em: 17 nov. 2018.

GANDOLA, M. A determinação dos efeitos do recalque sobre os depósitos de lixo sólido municipal. Simposio Internacional de Destinação do Lixo. **Anais...** Salvador - BA, 1994

GIANOTTI, R. C. **Estatística**. 1. ed. São Leopoldo: Editora Unisinos, 2011. 122p.

GIBSON, R. R.; LO, K. Y. A theory of consolidation for soils exhibiting secondary compression. **Acta Polytechnica Scandinavica**, v. 10, n. 296, p. 1–16, 1961.

GOMES, L. P.; CAETANO, M. O. Municipal Solid Waste Sanitary Landfill Compressibility Study with Linear Regression Application Study with Linear Regression Application. **Soils and Rocks**, v. 33, n. 3, p. 145–157, 2010.

GOURC, J. P.; ARIF, N.; OLIVIER, F. Long Term Settlement of Domestic Waste in Landfill : Ispm Method. 18th French Congress of Mechanics, **Anais eletrônicos...** p. 27–31, 2007.

GOURC, J. P.; STAUB, M. J.; CONTE, M. Decoupling MSW settlement into mechanical and biochemical processes - Modelling and validation on large-scale setups. **Waste Management**, v. 30, n. 8–9, p. 1556–1568, 2010.

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise Multivariada de dados**. 6.ed. Porto Alegre: Artmed, 2009

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297–336, out. 2002.

KLEIN, P. Bernardi Wants L.A. to Reopen Mission Canyon Landfill : Councilman Calls Valley's Trash Burden Unfair, but Homeowners Vow to Fight Proposal as They Did in Past. **Report: LA Times**. Los Angeles, 1987. Disponível em: <
http://articles.latimes.com/1987-01-31/local/me-2403_1_sunshine-canyon-landfill>. Acesso em> 17 nov. 2018.

KORZENOWSKI, A. L. **Análise de Regressão Linear Simples e Múltipla**. Jul. 2017. **Material da Aula 7 - 19/07 postado na plataforma Moodle, da disciplina - MEST - Estatística - 2017/1, ministrada pelo Prof. Dr. André L. Korzenowski, da Universidade do Vale do Rio dos Sinos**. São Leopoldo, 2017.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Coord.). **Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009. p. 26–59.

LIN, C-W; LI, M-H. Effects of Two Types of Landfills on River Water Quality and Endocrine Disruptor Concentrations Before and After Rainfall in a Subtropical Climate. **Water Qual. Res**, v. 44, n. 4, 355-363, 2009.

LING, H. I.; LESHCHINSKY, D.; MOHRI, Y.; KAWABATA, T. Estimation of municipal solid waste landfill settlement. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 124, n. 1, p. 21–28, 1998.

MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; DOURADO, K. A.; ROCHA, M. B.; LOPES, C. L. Estudo da compressibilidade de resíduos sólidos urbanos da região metropolitana de Salvador -BA. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Anais eletrônicos...Campo Grande, MS: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005

MARQUES, A. C. M.; FILZ, G. M.; VILAR, O. M. Composite Compressibility Model for Municipal Solid Waste. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 129, n. 4, p. 372–378, 2003.

MELO, M. C.; AIRES, K. O.; ALMEIDA, M. V. A.; MONTEIRO, V. E. D. Microbiologia de resíduos sólidos urbanos e sua relação com a deformação vertical da massa aterrada. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 225–234, 2014.

MELO, E. S. R. L. **Análise de biodegradabilidade dos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos através de ensaios BMP (Biochemical Methane Potencial)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, 2010, 148 f.

MILOCA, S. A.; CONEJO, P. D. Análise fatorial a a multicolinearidade em modelos de regressão. **Synergismus Scyentifica UTFPR**, Pato Branco, v. 4, n. 2, 2009.

MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C.; ALCÂNTARA, P. B.; ARAÚJO, J. M.; ALVES, I. R. F. S.; JUCÁ, J. F. T. Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 223–230, 2006.

NASCIMENTO, J. C. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

NAVEEN, B. P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V. Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1–12, 2017.

OGLIARI, E. M. **Avaliação de duas cooperativas de catadores de resíduos sólidos urbanos para identificação de parâmetros operacionais e de**

gerenciamento que influenciam na quantidade de rejeitos gerados no processo de coleta e triagem. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), São Leopoldo, 2015, 128 f.

OLIVEIRA, B. S. S.; CUNHA, A. C. Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá. **Rev. Ambient. Água**, v. 9, n. 2, 2014.

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**, v. 57, 2007, p. 243 - 251.

PEREIRA, A. G. H. **Compresibilidad de los residuos sólidos urbanos.** Tese (Doutorado), Dpto. de Explotación y Prospección de Minas, Universidad de Oviedo, Oviedo, 2000.

PETERNELLI, L. A. **Regressão linear e correlação.** Departamento de Informática, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013. Disponível em: <<http://www.dpi.ufv.br/~peterneli/inf162.www.16032004/materiais/CAPITULO9.pdf>>. Acesso em: 31 out. 2017.

RAUPP, C. A. F. **Método quantitativo com o uso de software.** São Leopoldo: UNISINOS, 2013. 136 p.

REDDY, K. R.; HETTIARACHCHI, H.; PARAKALLA, N. S.; GANGATHULASI, J.; BOGNER, J. E. Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 952–959, 2009.

SANTOS, Á. C.; MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; NASCIMENTO, J. C. F. Potencial Bioquímico de Metano em Resíduos Sólidos Urbanos do Aterro Sanitário Metropolitano Centro. XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais eletrônicos...** Salvador - BA, 2012.

SHI, J. QIAN, X.; LIU, X.; SUN, L.; LIAO, Z. The behavior of compression and degradation for municipal solid waste and combined settlement calculation method. **Waste Management**, v. 55, p. 154–164, 2016.

SIMÕES, G. F.; CATAPRETA, C. A. A. Monitoring and modeling of long-term settlements of an experimental landfill in Brazil. **Waste Management**, v. 33, n. 2, p. 420–430, 2013.

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

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Belo Horizonte, 2007.

SOWERS, G. F. Foundation problems in sanitary landfills. **Journal of the sanitary engineering division**, v. 84, n. 1, p. 103–116, 1968.

SOWERS, G. F. Settlement of waste disposal fills. 8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering. **Anais...**Moscow, 1973

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**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, 2015, 217 f.

YEN, B. C.; SCANLON, B. Sanitary landfill settlement rates. **Journal of engineering division**, v. 101, n. 5, p. 475–487, 1975.

YEPES-GARCÍA, J. A.; VILLARRAGA-HERRERA, M. R. Analysis of settlements in landfills La Pradera and Curva de Rodas. **Boletín de Ciencias de la Tierra**, v. 43, p. 24–33, 2018.