

Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental

MODELO DE QUANTIFICAÇÃO DE LIXIVIADO E BIOGÁS UTILIZANDO AS
FERRAMENTAS DE DINÂMICA DE SISTEMAS E DESENVOLVIMENTO DE NOVO
ÍNDICE DE CARACTERIZAÇÃO DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO DE RSU

Gustavo Aiex Lopes



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental

Gustavo Aiex Lopes

MODELO DE QUANTIFICAÇÃO DE LIXIVIADO E BIOGÁS UTILIZANDO AS
FERRAMENTAS DE DINÂMICA DE SISTEMAS E DESENVOLVIMENTO DE NOVO
ÍNDICE DE CARACTERIZAÇÃO DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO DE RSU

Rio de Janeiro
2023



UFRJ

Gustavo Aiex Lopes

MODELO DE QUANTIFICAÇÃO DE LIXIVIADO E BIOGÁS UTILIZANDO AS
FERRAMENTAS DE DINÂMICA DE SISTEMAS E DESENVOLVIMENTO DE NOVO
ÍNDICE DE CARACTERIZAÇÃO DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO DE RSU

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Estevão Freire
Coorientador: Prof. Dr. Amarildo da Cruz Fernandes

Rio de Janeiro
2023

Lopes, Gustavo Aiex.

Modelo de quantificação de lixiviado e biogás utilizando as ferramentas de Dinâmica de Sistemas e desenvolvimento de novo índice de caracterização de áreas de disposição de RSU / Gustavo Aiex Lopes. – 2023.

f. 207: 30 cm

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro, 2023.

Orientador: Estevão Freire e Amarildo da Cruz Fernandes

1. Dinâmica de Sistemas. 2. Lixiviado. 3. Biogás. 4. Índice de Qualidade. I. Freire, Estevão e Fernandes, Amarildo da Cruz. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Escola Politécnica e Escola de Química. III. Modelo de quantificação de lixiviado e biogás utilizando as ferramentas de Dinâmica de Sistemas e desenvolvimento de novo índice de caracterização de áreas de disposição de RSU.



UFRJ

MODELO DE QUANTIFICAÇÃO DE LIXIVIADO E BIOGÁS UTILIZANDO AS
FERRAMENTAS DE DINÂMICA DE SISTEMAS E DESENVOLVIMENTO DE
NOVO ÍNDICE DE CARACTERIZAÇÃO DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO DE RSU

Gustavo Aiex Lopes

Orientador: Prof. Dr. Estevão Freire
Coorientador: Prof. Dr. Amarildo da Cruz Fernandes

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental.

Aprovada pela Banca:

Presidente: Estevão Freire, DSc., UFRJ / Amarildo da Cruz Fernandes, DSc., UFRJ.

Wellington Kiffer de Freitas, DSc., UFF.

Amarildo de Oliveira Ferraz, DSc., UNIFOA.

Eduardo Linhares Qualharini, DSc., UFRJ.

Claudinei de Souza Guimarães, DSc., UFRJ.

Marcelo Gomes Miguez, DSc., UFRJ.

Rio de Janeiro
2023

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho à construção de um presente, não de um futuro, sustentável e equilibrado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que contribuíram direta e indiretamente para a aquisição e interpretação de dados.

Agradeço a minha mãe pelos ensinamentos.

Agradeço ao meu pai pelos exemplos.

Agradeço ao meu irmão pelo companheirismo.

Agradeço a minha esposa Brisabella pelo amor.

Agradeço a minha filha Aurora, de cinco anos, pelos desafios impetrados.

Agradeço ao Professor Amarildo pela orientação.

Agradeço ao Professor Estevão pelos ajustes e correções.

Agradeço a Deus e a todas as entidades pela proteção e auxílio.

RESUMO

Lopes, Gustavo Aiex. **Modelo de quantificação de lixiviado e biogás utilizando as ferramentas de dinâmica de sistemas e desenvolvimento de novo índice de caracterização de áreas de disposição de RSU**. Rio de Janeiro, 2023. Tese (Doutorado) - Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

Existe no Brasil cerca de 3.300 áreas de disposição final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) sem nenhum tipo de controle que precisam ser reabilitadas para controle da contaminação dos compartimentos ambientais ocasionada pelos efluentes líquidos e gasosos gerados no processo de biodegradação da matéria orgânica. O diagnóstico detalhado da área e a identificação dos diversos elementos que influenciam na geração desses efluentes são necessários para o correto dimensionamento das estruturas de tratamento. O levantamento de informações, agregação, tabelamento e análise bem como a identificação das relações de causa e efeito de todos os fatores e parâmetros presentes em modelos, índices e verificação *in situ* permitiram o desenvolvimento do fluxograma de auxílio para visualização dos sistemas e subsistemas dos fenômenos e processos. O pensamento sistêmico foi a melhor abordagem para compreensão das conexões, seguido da utilização das ferramentas de Dinâmica de Sistema para construção do modelo de quantificação de lixiviado e biogás. O desenvolvimento do Índice de Qualidade de Áreas de Disposição Irregular de RSU – IQUADI - utilizou os dados de índices convencionais e agregou as informações oriundas da análise sistêmica. A aplicação do Processo de Análise Hierárquica SAAT permitiu determinar as importâncias relativas entre os critérios selecionados, que foram separados por categoria e hierarquizados através da avaliação de impacto ambiental utilizando a Matriz de Leopold. O modelo utiliza a equação de cinética de primeira ordem, a equação de continuidade (balanço hídrico em ambiente de escassez de dados) e a dinâmica de armazenamento e transmissão de água (equações de van Genuchten e funções de pedotransferência). Os dados modelados apresentaram acurácia em relação à vazão de lixiviado anual com $REMQ = 0,00928$ e vazão de $0,466$ L/s. A diferença entre o total gerado de metano através do modelo desenvolvido e de um modelo tradicional foi de 12.358,14 toneladas CO_2 eq. para 100 anos de estimativas. Apresentam-se nesta pesquisa duas ferramentas de fácil manuseio e com um bom reflexo da realidade para iniciar o procedimento de resolução de passivos ambientais em áreas de disposição irregular de RSU.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos; Índice de qualidade; Processo de análise hierárquica; Dinâmica de sistemas; Quantificação de lixiviado e biogás.

ABSTRACT

In Brazil there are about 3,300 Urban Solid Waste (USW) final disposal areas without any type of control that need to be rehabilitated to control the environmental compartments' contamination used by the liquid and gaseous effluents generated in the organic matter biodegradation process. The detailed diagnosis of the area and the identification of the various elements that influence the generation of these effluents are necessary for the correct sizing of the treatment structures. The information collection, aggregation, tabulation and analysis, as well as the identification of the cause and effect relationships of all the factors and parameters present in models, indices and *in situ* verification, allowed the development of the aid flowchart to visualize the systems and subsystems of the phenomena and processes. The system thinking was the best approach to understanding the connections, followed by the use of the System Dynamics tools for building the leachate and biogas quantification model. The development of Urban Solid Waste Irregular Disposal Areas Quality Index - IQUADI - in addition to using data from conventional indexes, aggregated the information from the systemic analysis. The application of the Analytic Hierarchy Process SAAT allowed the determination of the relative importance among the selected criteria, which were separated by category and hierarchized through the environmental impact assessment using the Leopold Matrix. The model uses the first-order kinetic equation, the continuity equation (water balance in a data-poor environment) and water storage and transmission dynamics (van Genuchten equations and pedotransfer functions). The modeled data showed accuracy for the annual leachate flow with $REM_Q = 0.00928$ and flow rate of 0.466 L/s. The difference between the total methane generated through the developed model and a traditional model was 12.358,14 tons of CO₂ eq. for 100 years of estimates. This research presents two easy-to-handle tools with a good reflection of reality to start the procedure to solve environmental liabilities in USW irregular disposal areas.

Keywords: Municipal solid waste; Quality index; Hierarchical process analysis; Systems dynamics; Leachate and biogas quantification.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	- Sistemas de impermeabilização de base.....	41 45
Figura 2	- Aptidão para localização de áreas de disposição de RSU.....	51 79
Figura 3	- Corte de elevação dos pontos de localização dos poços de monitoramento.....	83 89
Figura 4	- Fases no processo de biodegradação em RSU em aterros.....	94 96
Figura 5	- Estudos necessários para o diagnóstico ambiental.....	99 100
Figura 6	- Ciclo hidrológico natural e ciclo hidrológico em áreas de disposição de RSU.	100 101
Figura 7	- Sistema aberto à esquerda e sistema fechado de retroalimentação à direita.....	101 102
Figura 8	- Etapas envolvidas no processo de abordagem dinâmica de sistemas.....	103 104
Figura 9	- Exemplo de relação causal entre sementes e plantas.....	116
Figura 10	- Notações para as polaridades entre as variáveis.....	133
Figura 11	- Diagrama de modelo causal para um sistema de irrigação.....	138
Figura 12	- Ciclo de realimentação negativa.....	141
Figura 13	- Ciclo de realimentação positivo.....	166 168
Figura 14	- Diagrama de estoque e fluxo de material / informação.....	171 172
Figura 15	- Diagrama de estoque e fluxo para um sistema de irrigação.....	173 174
Figura 16	- Símbolo utilizados nos diagramas de estoque e fluxo.....	175 176
Figura 17	- Elementos do Balanço Hídrico em áreas de disposição de RSU.....	177
Figura 18	- Diagrama de enlace causal do modelo de geração de biogás e lixiviado.....	179
Figura 19	- Fluxograma de análise contínua para construção do índice e do modelo de quantificação de efluentes.....	185 186
Figura 20	- Categorias de composição do Índice de Qualidade de Áreas de Disposição Irregular de RSU - IQUADI.....	190 191 192
Figura 21	- Mapa de localização georreferenciado da área de disposição irregular de RSU no município de Volta Redonda.....	193
Figura 22	- Modelo topológico de dados da área de disposição de RSU.....	
Figura 23	- Diagrama de Estoque e Fluxo do modelo de geração de biogás e	

lixiviado...

Figura 24 - Módulo Coeficiente de Permeabilidade: meios não saturados - k_{nsat}

Figura 25 - Módulo

Biodegradação.....

Figura 25a - Módulo Biodegradação: Setor

1.....

Figura 25b - Módulo Biodegradação: Setor

2.....

Figura 25c - Módulo Biodegradação: Setor

3.....

Figura 25d - Módulo Biodegradação: Setor

4.....

Figura 26 - (A) Diagrama esquemático indicando a tradução do processo de determinação do coeficiente de permeabilidade em meios não saturados dentro de um modelo dinâmico de sistema com o Stella; (B) código do programa associado, gerado automaticamente.....

..

Figura 27 - Geração de metano para um período de 100 anos.....

Figura 28 - Vazões Anuais de Metano estimadas utilizando o modelo DS e o LandGEM.....

..

Figura 29 - Geração de lixiviado [$m^3/mês$] para o ciclo hidrológico de um ano.....

Figura 30 - Comparação entre a vazão gerada para o modelo DS e para o modelo Suíço.

Figura 31 - Evolução do conteúdo volumétrico de água no solo e do potencial matricial.

Figura 32 - Curva de Retenção de água.....

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Destinação final dos resíduos sólidos urbanos, em porcentagem, nos anos de 2000 / 2008 / 2012 / 2013 / 2014 / 2018.....	24
Quadro 1 - Critério para análise da configuração das áreas de disposição final de RSU.....	31
Quadro 2 - Existência dos atributos e subitens para disposição irregular de RSU no solo: Ásia x CETESB.....	62
Quadro 3 - Critérios para avaliação com base no índice de riscos.....	64
Quadro 4 - Classificação da qualidade da água com base no valor LWPI.....	64
Tabela 2 - Geração de metano (C_m) e consumo de água.....	75
Tabela 3 - Composição média do biogás oriundo da degradação de RSU.....	79
Tabela 4 - Caracterização do lixiviado de acordo com a idade.....	81
Tabela 5 - Valores de k sugeridos pelo IPCC.....	107

Tabela 6 - Potencial de geração de metano para diversos componentes presentes nos RSU.....	113
Quadro 5 - Tipo de disposição no solo e valores padrões do IPCC para o parâmetro FCM - Fator de Correção de Metano.....	114
Tabela 7 - Coeficiente de escoamento superficial.....	117
Quadro 6 - Funções e equações para determinação da infiltração em função da condutividade hidráulica do solo saturado e não saturado, do potencial matricial na frente de umedecimento e das características texturais.....	120
Tabela 8 - Escala de importância entre critérios.....	123
Quadro 7 - Critérios comparativos para desenvolvimento do IQUADI.....	128
Quadro 8 - Critérios para a categoria “Distâncias” do IQUADI.....	142
Quadro 9 - Critérios para a categoria “Características Físicas das Áreas” do IQUADI.....	146
Quadro 10 - Critérios para a categoria “Características geológicas - geotécnicas - geomorfológicas - climatológicas” para o IQUADI.....	148
Tabela 9 - Critérios para a categoria “Índice de Qualidade e Características dos RSU” para o IQUADI.....	151
Tabela 10 - Critérios para a categoria “Estruturas e Procedimentos” para o IQUADI....	153
Tabela 11 - Critérios para a categoria “Sistemas e Dispositivos de Controle” para o IQUADI.....	156
Tabela 12 - IQUADI.....	158
Quadro 11 - Intervalos e recomendações do IQUADI	164
Tabela 13 - Volume, áreas, perímetros e declividade calculados através do Modelo Digital de Terreno.....	168
Tabela 14 - Características físicas do solo de cobertura no aterro controlado de Volta Redonda.....	180
Tabela 15 - Valores dos parâmetros de entrada utilizados após a calibração do modelo de geração de biogás e lixiviado em áreas de disposição de RSU.....	182
Tabela 16 - Valores de L_0 e k	187
Tabela 17 - REMQ e Desvio Padrão para a vazão de lixiviado em litros por segundo [L/s].....	192
Tabela 18 - Umidades nos potenciais matriciais da CC e do PM, coeficiente de permeabilidade não saturado e lixiviado acumulado de acordo com as características físicas do solo e utilizando o modelo de Van Genutchen.....	193
Tabela 19 - Análise de sensibilidade do modelo de geração de lixiviado e biogás.....	194
Quadro 12 – Atendimento aos objetivos da pesquisa.....	203

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DS - Dinâmica de Sistemas
RSU - Resíduos Sólidos Urbanos
ONU - Organização das Nações Unidas
PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos
GEE - Gases do Efeito Estufa
STF - Supremo Tribunal Federal
ADPF - Arguição de Descumprimento de Preceito Fundamental
CH₄ - metano
CO₂ - Dióxido de Carbono
CO₂ eq. Dióxido de Carbono equivalente
IQUADI - Índice de Qualidade de Áreas de Disposição Irregular de RSU
AHP - Analytical Hierarchical Process
PIB - Produto Interno Bruto
SIG - Sistemas de Informações Geográficas
MDE - Modelo Digital de Elevação
IQR - Índice de Qualidade de Resíduos
IQA - Índice de Qualidade de Aterro
ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
NBR - Norma Brasileira
CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo
DNIT - Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes
Cu - Coeficiente de Uniformidade
D - Diâmetro
SPT - *Standard Penetration Test*
SUDERHSA - Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do estado do Paraná
VRQ - Valores de Referência de Qualidade
LQPs - Limites de Quantificação Praticáveis
PM - Poço de Monitoramento
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MP - Material Particulado
IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal
SEDUC Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República
CF - Constituição Federal
IQUADI - Índice de Qualidade de Área de Disposição Irregular de RSU
DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO - Demanda Química de Oxigênio
ST - Sólidos Totais
IQA - Índice de Qualidade da Água
IQNAS - Índice de Qualidade Natural de Águas Subterrâneas
IT - Índice de Toxidez
SPG - Sistema de Posicionamento Global
GPS - *Global Positioning System*
GNSS - *Global Navigation Satellite Systems*
VANT - Veículos Aéreos Não Tripulados
UA - *Unmanned Aircraft*
IPCC - *Intergovernmental Panel on Climate Change*

pH - potencial hidrogeniônico
MO - Matéria Orgânica
C - Carbono
FAO - *Food and Agriculture Organization*
PBM - Potencial Bioquímico de Metano
L0 - Potencial de Geração de Metano
Cm - geração de metano
COT - Carbono Orgânico Total
NTK - Nitrogênio Kjeldhal Total
SNIRH - Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
DEC - Diagrama de Enlace Causal
PAG - Potencial de Aquecimento Global
GWP - *Global Warming Potential*
LandGEM - *Landfill Gas Emissions Mode*
COD - Carbono Orgânico Degradável
FOD - *First Order Decay*
OX - fator de oxidação
HELP - *Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*
CC - Capacidade de Campo
PMP - Ponto de Murcha Permanente
PM - Ponto de Murcha
CAD - Capacidade de Água Disponível
APP - Área de Preservação Permanente
RMSE - *Root Mean Square Error*
REMQ - Raiz do Erro Médio Quadrático

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1.....	16
1. INTRODUÇÃO.....	17
1.1 Justificativa e relevância da pesquisa.....	21
1.2 Hipóteses.....	22
1.3 Objetivos da Tese.....	22
1.3.1 Objetivos Específicos.....	22
CAPÍTULO 2.....	23
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICO-EMPÍRICA.....	24
2.1 Cenário Brasileiro de Gestão de RSU e Legislação Aplicada ao Setor.....	24
2.2 Tipos de Tratamento de RSU.....	27
2.3 Índices de Qualidade de Aterros de Resíduos.....	28
2.3.1 Estruturas de Apoio.....	29
2.3.2 Frentes de Trabalho.....	31
2.3.2.1 Dimensões da Frente.....	31
2.3.2.2 Compactação dos Resíduos.....	32
2.3.2.3 Recobrimento dos Resíduos.....	32
2.3.3 Taludes e Bermas.....	33
2.3.3.1 Dimensões e Inclinações.....	33
2.3.3.2 Cobertura de Terra.....	34
2.3.3.3 Proteção Vegetal.....	36
2.3.3.4 Afloramento de “Chorume”.....	38
2.3.4 Superfície Superior.....	38
2.3.4.1 Nivelamento da Superfície.....	38
2.3.4.2 Homogeneidade da Cobertura.....	39
2.3.5 Estruturas de Proteção Ambiental.....	40
2.3.5.1 Impermeabilização do Solo.....	40
2.3.5.2 Uso Futuro.....	42
2.3.5.3 Profundidade de Lençol Freático (P) X Permeabilidade do Solo (K).....	43
2.3.5.4 Drenagem de “Chorume”.....	45
2.3.5.5 Tratamento de “Chorume”.....	46
2.3.5.6 Drenagem Provisória e Drenagem Definitiva de Águas Pluviais.....	47
2.3.5.7 Drenagem de Gases.....	49
2.3.5.8 Monitoramento de Águas Subterrâneas.....	50
2.3.5.9 Monitoramento Geotécnico.....	51
2.3.6 Presença de “Catadores”, Queima de Resíduo, Ocorrência de Moscas e Odores, Presença de Aves e Animais, Recebimentos de Resíduos não Autorizados e Resíduos Industriais, Estruturas e Procedimentos.....	53
2.3.6.1 Presença de “Catadores”.....	53
2.3.6.2 Queima de Resíduo; Ocorrência De Moscas e Odores; Presença de Aves e Animais.....	54
2.3.6.3 Recebimentos de Resíduos não Autorizados e Recebimento de Resíduos Industriais.....	55
2.3.6.4 Estruturas e Procedimentos.....	56
2.3.7 Características da Área.....	58
2.3.7.1 Proximidades de Núcleos Habitacionais.....	58
2.3.7.2 Proximidade de Corpos de Água.....	59
2.3.7.3 Vida Útil da Área.....	60
2.3.7.4 Restrições Legais ao Uso do Solo.....	60

2.4 Indicadores do Manual de Reabilitação de Área de Disposição sem Controle Desenvolvido para a Gestão de Resíduos da Ásia e Índices de Poluição / Contaminação.	61
2.5 Estimativa de Volume de RSU dispostos em áreas sem controle através de Geotecnologias.....	65
2.5.1 Levantamento Topográfico Planialtimétrico para Modelagem Digital de Terreno...	65
2.5.2 Fotogrametria.....	67
2.5.3 Veículos Aéreo não Tripulados - VANT.....	68
2.6 Caracterização dos RSU em Áreas de Disposição Final.....	70
2.6.1 Composição Gravimétrica de RSU Dispostos sem Compactação e sem Recobrimento com Material Inerte.....	70
2.6.2 Composição Gravimétrica para Disposição com Recobrimento Mínimo de Material Inerte.....	72
2.6.3 Potencial Bioquímico de Metano (PBM).....	74
2.6.4 Degradação e Estabilização de Resíduos e Rejeitos em Aterros.....	77
2.7 Diagnóstico Ambiental.....	82
2.7.1 Meio Físico - Cartografia.....	83
2.7.2 Meio Físico - Clima.....	84
2.7.3 Meio Físico - Geomorfologia.....	84
2.7.4 Meio Físico - Pedologia.....	85
2.7.5 Meio Físico - Geologia, Hidrogeologia e Estudos Geoquímicos.....	86
2.7.6 Meio Físico - Hidrologia.....	88
2.7.7 Meio Biótico - Fauna e Flora.....	90
2.8 Meio Social.....	91
2.9 Dinâmica de Sistemas - DS.....	93
2.9.1 Diagramas de Modelos de Enlaces Causais na DS.....	98
2.9.2 Ciclos de Realimentação.....	101
2.9.3 Diagramas de Fluxos e Estoques na DS.....	102
2.10 Modelos de Geração de Biogás em Aterros.....	105
2.11 Análise dos Parâmetros que Influenciam a Geração de Lixiviado.....	115
2.12 Processo de Análise Hierárquica - <i>Analytical Hierarchical Process (AHP)</i>	122
CAPÍTULO 3.....	125
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	126
3.1 Índice de Qualidade de Áreas de Disposição Irregular de RSU - IQUADI.....	127
3.2 Construção do Modelo Digital de Terreno.....	132
3.3 Construção do Modelo Integrado de Quantificação de Efluentes em Áreas Órfãs e irregulares utilizando Dinâmica de Sistemas.....	132
CAPÍTULO 4.....	140
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	141
4.1 Índice de Qualidade de Áreas de Disposição Irregular de RSU - IQUADI.....	141
4.2 Mapeamento da área - Localização e Descrição da Área de Disposição.....	164
4.3 MDT.....	167
4.4 DS aplicada à geração de lixiviado e biogás de aterro.....	169
4.4.1 Hipótese dinâmica.....	169
4.4.2 Diagrama de Enlace Causal para o Modelo de Geração de Lixiviado e Biogás de Áreas de Disposição Irregular de RSU.....	169
4.4.3 Diagrama de Estoque e Fluxo.....	170
4.4.4 Valores Utilizados após a Calibração do Modelo.....	180
4.4.5 Aplicação do Modelo.....	184
4.4.5.1 Cenário de Base.....	185
4.4.5.2 Análise de Sensibilidade.....	193

4.5 Aplicação do IQUADI no Aterro Controlado de Volta Redonda.....	196
CAPÍTULO 5.....	199
5. CONCLUSÃO.....	200
5.1 RECEPÇÃO AOS OBJETIVOS GERAIS E ESPECÍFICOS.....	203
5.2 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	204
REFERÊNCIAS.....	205
ANEXOS.....	24

CAPÍTULO 1

1. INTRODUÇÃO

Os padrões de consumo *per capita* mundial de bens duráveis e não duráveis e os serviços prestados para atender a demanda da sociedade influenciam diretamente os sistemas produtivos e os sistemas de destinação e disposição de produtos e subprodutos (resíduos e rejeitos). Os impactos ambientais positivos e negativos gerados em todo o ciclo de vida de utilização de determinado material e/ou serviço são influenciados por fatores econômicos, crescimento populacional e estilo de vida. A correlação desses elementos com a quantidade de resíduos e rejeitos gerados é positiva (FLURY; JUNGBLUTH, 2013; HERVA; NETO; ROCA, 2014; LEAL *et al.*, 2016).

A transição entre o sistema de produção em escala e o sistema sustentável (reaproveitamento e reintrodução no ciclo de vida) depende dos valores da sociedade que estão ligados diretamente a aspectos políticos, econômicos, ambientais e legais (ZHANG, 2017). Essa transição depende do reordenamento do sistema de gestão focando na economia circular que considera o potencial de transformação de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e outros resíduos em produtos, priorizando o reuso, a reciclagem e a recuperação em detrimento da disposição final (ZORPAS, 2020).

Apesar das tendências de mudanças e adaptações nos padrões de consumo, cada vez mais se observa o incremento das áreas produtivas de terra necessário para gerar os recursos consumidos por uma população específica em um local determinado (conceito conhecido como “pegada ecológica”) (LENZEN; MURRAY, 2001; MA; CHANG; CUI, 2012).

Conciliado a este conceito o relatório demográfico realizado pela Organização das Nações Unidas (ONU) indicou que a população mundial atingirá 8,6 bilhões de pessoas em 2030, com maior crescimento nos países em desenvolvimento (ONU, 2017). Assevera-se que o incremento populacional impactará diretamente o potencial aumento da demanda de bens e serviços, e conseqüentemente o aumento da produção e das quantidades de resíduos e rejeitos (MARTINS; RIBEIRO, 2021).

Contudo, apesar da situação de potencial aumento dos impactos ambientais relacionados à gestão e gerenciamento dos RSU, organismos internacionais, regionais e locais e a própria população têm pressionado os governos e responsáveis visando à redução dos índices de poluição e contaminação, bem como a integração com os sistemas ecológicos (FIGUEIREDO; NASCIMENTO, 2021). Destacam-se entre esses esforços os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio, formulados no âmbito da ONU, em que são apresentadas garantias do desenvolvimento sustentável para a preservação das próximas gerações e metas

específicas. O acesso ao saneamento básico, ou seja, o conjunto de serviços, infraestrutura e instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem urbana e manejos de resíduos sólidos e de águas pluviais que devem atender a todos os cidadãos é uma meta a ser alcançada (ONU, 2015).

No cenário nacional, a regulamentação do saneamento pode ser verificada na Lei Nº 11.445/2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico no Brasil, determinando que a limpeza urbana e o manejo dos resíduos sólidos serão desenvolvidos de forma adequada à saúde pública e à proteção do meio ambiente (BRASIL, 2007).

Com a publicação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a disposição ambientalmente inadequada (“lixão” e aterro controlado), foi proibida (BRASIL, 2010). A política determinou que todos os municípios no Brasil se adequassem em relação à destinação e a disposição de maneira ambientalmente adequada de acordo com prazos específicos, que não foram atendidos por diversos motivos, redefinidos pela Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020 (BRASIL, 2020).

De acordo com PNRS apenas os rejeitos - restante da matéria que fica depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento - deverão apresentar distribuição ordenada em aterro. Os resíduos - todo material, substância, objeto ou bem descartado nos estados físicos sólidos, líquido ou gasoso passível de reutilização, reciclagem ou outra forma de aproveitamento - deverão ter uma destinação final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

Apesar de existirem outras técnicas para o tratamento de resíduos, tanto energéticas (e.g. incineração) quanto em redução de volume e reaproveitamento de matéria (e.g. pré-tratamento mecânico e biológico, segregação na fonte geradora de matérias passíveis de reintrodução no ciclo), os resíduos e rejeitos que não forem destinados através desses processos são preferencialmente dispostos no solo, por ser considerada a forma mais econômica de gerenciamento adotada na maioria dos países (BARROS *et al.*, 2014; CALABRÒ *et al.*, 2011; EMBERTON; PARKER, 1987; HEMIDAT *et al.*, 2022; WU *et al.*, 2015).

A legislação brasileira e as normas técnicas específicas sobre a disposição no solo de RSU apresentam alguns termos que se diferem dos usados na literatura como “aterros controlados” e “vazamento a céu aberto” ou “lixão” que não são mais utilizados. A disposição ambientalmente inadequada de resíduos sólidos no solo acontece de forma aleatória em que os RSU são dispostos no solo sem impermeabilização de base, não há sistemas de captura e tratamento para o lixiviado e o biogás e não possui cobertura com solo ou outro material

inerte dos resíduos. A diferença entre essas formas de disposição é que o RSU no aterro controlado é coberto com solo ou outro material inerte no final de cada jornada de trabalho ou no encerramento da atividade (ABNT, 1985; LIMA *et al.*, 2018).

O aterro sanitário é a forma legalmente permitida de disposição, apresentando a impermeabilização de base e sistemas de coleta e tratamento de biogás e lixiviado (efluente líquido altamente tóxico) (ABNT, 1992; KOLIYABANDARA *et al.*, 2020).

Apesar da existência de legislação mais restritiva e da imposição de normas de controle, existem no Brasil 3326 áreas de disposição ambientalmente inadequadas, que representam passivos ambientais¹ que precisam de medidas necessárias de intervenção, realizadas através de estudos técnicos, tanto em áreas identificáveis quanto em áreas órfãs (ABRELPE, 2018; MARINHO; NASCIMENTO; CUNHA, 2022).

As emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE), oriundos da biodegradação da matéria orgânica, também são passivos ambientais passíveis de controle (GONZÁLEZ-ARQUEROS *et al.*, 2021). A Lei Federal nº 12.187/09 apresentou a necessidade de redução entre 36,1% - 38,9% das emissões projetadas até 2020, mas com Acordo de Paris ganhando *status* de Emenda Constitucional através da Arguição de Descumprimento de Preceito Fundamental (ADPF) 708, o compromisso assumido foi de reduzir em 37% as emissões até 2025 e em 50% as emissões até 2030 em comparação com as emissões de 2005 (BRASIL, 2022).

As emissões do setor de resíduos foram responsáveis por 8% da contribuição de metano (CH₄) em 2010, segundo relatório de referência publicado em 2015, e por 18% das emissões de metano em 2016 em relação ao último período avaliado (2010), segundo o Quarto Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases do Efeito Estufa (BRASIL, 2009; MCTI, 2020). De acordo com o Terceiro Relatório, as incertezas nas estimativas para o setor de resíduos sólidos dispostos em aterros variaram entre -22% e 23% (MCTI, 2015).

A gestão e o gerenciamento de RSU dependem principalmente de planos estruturados e investimentos, que se configura em uma questão complicada nos países em desenvolvimento (EJAZ; JANJUA, 2012; FERRONATO *et al.*, 2021; SRIVASTAVA *et al.*, 2015). É importante considerar que o manejo irregular dessas atividades causam impactos ambientais negativos em escala local, como contaminação do solo, das águas superficiais e das águas subterrâneas, e em escala global, como emissões de GEE, principalmente metano e

¹ Toda obrigação contraída voluntária ou involuntariamente destinada à aplicação em ações de controle, preservação e recuperação do meio ambiente.

Dióxido de Carbono (CO₂) (ARYAMPA *et al.*, 2021; ATTA; YAACOB; JAAFAR, 2015; EL-FADEL *et al.*, 2002; WU *et al.*, 2015).

Os esforços empreendidos para resolução dos passivos ambientais e a melhoria da gestão (planos e programas) e gerenciamento (ações operacionais) em diversas localidades incentivam o desenvolvimento de instrumentos de controles operacionais para o encerramento de áreas de disposição irregulares (ISWA, 2016).

Assim, o correto dimensionamento das estruturas e a melhor forma de tratamento e reabilitação dos sítios de disposição final dependem das melhores decisões dos atores envolvidos baseadas em análises técnicas (*e.g.* modelos de quantificação e diagnósticos) (GAO *et al.*, 2017).

Métodos, modelos e índices são passíveis de questionamentos, como por exemplo, a pouca representatividade das condições de contorno, erros estruturais, subjetividade e pouca acurácia (BERGER, 2000; CUNHA; RITTER; FERREIRA, 2020; CUNHA; SILVA, 2007; KOLIYABANDARA, *et al.*, 2020; KOOL; PARKER; VAN GENUCHTEN, 1987; LOBO, *et al.*, 2008; MORITA, 2021; TRAN; FEHÉR, 2022).

Devido aos novos prazos de adequação e às fraquezas e incertezas apontadas, esse trabalho propõe duas ferramentas para análise, decisão e quantificação em áreas de disposição final de RSU:

- 1- a primeira relacionada diretamente ao diagnóstico e indiretamente à gestão - Índice de Qualidade de Áreas de Disposição Irregular de RSU - IQUADI - baseada na identificação dos critérios utilizados em outros índices, tabelamento desses critérios, comparação, seleção e hierarquização através do impacto ambiental para determinação de intervalos mensuráveis dos critérios selecionados e estabelecimento de pesos entre eles utilizando a metodologia Processo de Análise Hierárquica SAAT - *Analytical Hierarchical Process* SAAT (AHP);
- 2- a segunda relacionada ao gerenciamento dos passivos ambientais - modelo de quantificação de efluentes – seleção dos métodos mais representativos de quantificação dos efluentes para identificação das variáveis usando princípios do pensamento sistêmico em conjunto com a análise sistêmica promovida para desenvolvimento do IQUADI e aplicação das ferramentas da Dinâmica de Sistemas para modelagem dos efluentes.

1.1 JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA DA PESQUISA

O planejamento e as ações direcionadas para a gestão de RSU no Brasil são ineficientes, fato esse corroborado pela enorme quantidade de áreas de disposição sem controle e pelo pouco investimento na área de saneamento (INSTITUIÇÃO FISCAL INDEPENDENTE, 2017). Surge assim a necessidade de aplicação de ferramentas específicas para direcionar ações de diagnóstico, quantificação e envolvimento da sociedade na configuração de planos e políticas para o setor (JIMENEZ; PALACIOS-BERECHE; NEBRA, 2021).

As metodologias, modelos e índices normalmente aplicados não refletem a realidade do processo e apresentam diversas incertezas, principalmente pelo fato de que o gerenciamento de resíduos é realizado de forma linear, sem considerar todos os elementos. Além disso, há a falta de métodos únicos, integrativos e coerentes para a contabilização de dados e processamento de informações (FRIEDRICH; TROIS, 2011; SOLAZZO *et al.*, 2021). Apesar da existência de vários estudos e modelos na área de RSU, geralmente atenção maior é dada aos aterros sanitários, renegando as áreas órfãs e as áreas sem controle (DE SOUZA *et al.*, 2020).

Vários modelos matemáticos foram desenvolvidos para estimar fluxos e simular o movimento de água em ambientes saturados e insaturados: HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*); HYDRUS; lei generalizada de Darcy para líquidos em meios porosos e modelos de fluxo saturado; Modulo e variantes. Várias ferramentas foram utilizadas para identificar áreas propícias de disposição: sensores remotos combinados com Sistemas de Informações Geográficas (SIG); análise espacial multicritério; Modelo Digital de Elevação (MDE). Diversos índices de qualidade foram formulados para avaliar as características dos sítios de disposição, como, por exemplo: Índice de Qualidade de Resíduos (IQR); IQR – Vala Tradicional; Índice de Qualidade de Aterro (IQA) (BIOTTO *et al.*, 2009; CAMBA *et al.*, 2014; CORTÁZAR; MONZÓN, 2007; FENG; CHEN; CAO, 2016; KONTOS; KOMILIS; HALVADAKIS, 2005; MANNA; ZANETTI; GENON, 1999; MIN *et al.*, 2010; TOZ; ERDOGAN, 2008; ZACHAROF; BUTLER, 2004).

No entanto, devido à falta de integração nos modelos, ao comportamento probabilístico e não determinístico no processo de biodegradação, à inexistência de registros operacionais nas áreas órfãs e nas áreas sem controle, uma nova forma de resolução dos passivos ambientais utilizando ferramentas simples para tomada de decisão é necessária.

1.2 HIPÓTESES

Hipótese 1: A integração, adaptação e atualização das técnicas de construção de modelos conceituais e simulação a partir da Dinâmica de Sistemas com os métodos existentes de quantificação de gases e lixiviado e sensoriamento remoto reduzirá as incertezas nas estimativas e os custos para aquisição e processamento de dados auxiliando na tomada de decisão para resolução de passivos ambientais em áreas de disposição irregular de RSU.

Hipótese 2: um novo índice de qualidade de áreas de disposição final desenvolvido através da AHP reduzirá a subjetividade na caracterização dessas áreas quando comparado aos índices tradicionais.

1.3 OBJETIVOS DA TESE

Esta Tese tem como objetivo geral desenvolver um modelo de quantificação de biogás e lixiviado que auxiliará na redução da subjetividade da avaliação dos critérios de um novo índice de qualidade de área de disposição irregular de RSU.

1.3.1 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos são:

- 1- Utilizar as ferramentas de Dinâmica de Sistemas para desenvolver um novo modelo de quantificação de biogás e lixiviado;
- 2- Criar um índice de qualidade de áreas de disposição irregular objetivo e mensurável através de intervalos quantificáveis;
- 3- Desenvolver um modelo representativo do sistema que considere todos os elementos associados;
- 4- Aplicar o novo índice de qualidade através de um estudo de caso, comparando-o com os índices tradicionais;
- 5- Analisar a sensibilidade de desempenho entre os principais parâmetros influenciadores na variação dos valores finais de lixiviado e biogás.

CAPÍTULO 2

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICO-EMPÍRICA

Este capítulo apresentará os conceitos e técnicas utilizadas na abordagem de Dinâmica de Sistemas para formulação e compreensão da proposta de integração dos métodos visando à construção de um modelo de análise, interpretação e quantificação. Nesse sentido, as ferramentas serão abordadas permitindo a identificação de dados necessários para a conversão da proposta inicial (hipótese 1) em um modelo de quantificação de efluentes.

Serão descritos os sistemas e subsistemas no setor de resíduos sólidos relacionados à disposição no solo e suas diversas características listando e indicando os fatores de gestão e gerenciamento, geoambientais, estruturas políticas e sociais para desenvolvimento de um índice de qualidade que subsidie a tomada de decisão (hipótese 2).

2.1 CENÁRIO BRASILEIRO DE GESTÃO DE RSU E LEGISLAÇÃO APLICADA AO SETOR

Para se proceder à gestão mais adequada dos aspectos ambientais de qualquer empreendimento ou atividade é necessário compreender as definições de cada elemento, que estão relacionados às etapas dos processos envolvidos, além de identificar as relações causa-efeito, conhecer as características, as origens e as quantidades esperadas.

De acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), o Brasil produziu, em 2018, cerca de 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos, sendo que 59,5% foram dispostos em aterros sanitários e 40,5% em locais inadequados (ABRELPE, 2018). O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) indicou que 66,3 milhões de toneladas em 2020 foram dispostas no solo (73,8% - aterro sanitário; 11,6% - aterro controlado; 14,6% - “lixões”). O relatório da ABRELPE indicou a existência 3326 unidades de disposição irregular no Brasil no ano de 2019, incluindo disposição a céu aberto e aterros controlados, já o SNIS indicou a existência de 2162 unidades em 2019 e 2131 em 2020 (ABRELPE, 2018; SNIS, 2021). Devido às divergências de metodologias realizadas para coleta e análise de dados, apenas os dados entre os anos de 2000 a 2018 foram apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Destinação final dos resíduos sólidos urbanos, em porcentagem, nos anos de 2000 / 2008 / 2012 / 2013 / 2014 / 2018.

Destino Final	2000 (%)	2008 (%)	2012 (%)	2013 (%)	2014 (%)	2018 (%)
Aterro sanitário	35,50	58,30	58,00	58,30	58,40	59,5
Aterro controlado	24,20	19,40	24,20	24,30	24,20	23
Vazadouros a céu aberto -	32,50	19,60	17,80	17,40	17,40	17,5
Unidades de compostagem	4,50	0,80	-	-	-	-
Unidades de triagem para	1,50	1,40	-	-	-	-

reciclagem						
Unidades de tratamento para incineração	0,30	<0,10	-	-	-	-
Vazador em área alagável	0,20	<0,10	-	-	-	-
Locais não fixos.	0,60	-	-	-	-	-
Outras unidades	0,70	0,30	-	-	-	-

Fonte: Adaptado de Ipea (2012) e Abrelpe (2013, 2014, 2018).

Os dados nacionais apresentados indicam que em quase uma década (2008 - 2018) de gestão de RSU a destinação para aterros sanitários teve um incremento muito pequeno (ABRELPE, 2018). Percebe-se que a evolução da gestão de resíduos sólidos no Brasil é bastante lenta, identificada pela análise comparativa do percentual enviado para aterros sanitários nos últimos anos, praticamente inalterado (2012: 58%; 2013: 58,3%; 2014: 58,4%; 2018: 59,5%).

Quando se analisa a gestão de RSU no estado do Rio de Janeiro, através do SNIS, percebe-se que dos 92 municípios do estado apenas 43 apresentaram informações sobre as instalações de processamento de RSU no ano de 2016 (ano base 2015) (SNIS, 2016). No ano de 2021 (ano base 2020) apenas 44 municípios apresentaram informações, sendo que 13 apresentavam aterros sanitários, 9 apresentavam aterros controlados e 6 apresentavam “lixões” (SNIS, 2021). Em relação aos aterros controlados no estado do Rio de Janeiro no ano de 2016, 33% não possuíam impermeabilização de base e 46% não possuíam infraestrutura de coleta de gases. Dentre todas as instalações de tratamento 72% não recuperavam o biogás e 40% recirculavam o lixiviado gerado no processo de aterramento. Em 2019 cerca de 8% dos RSU não foi coletado e 40% dos RSU coletados foram dispostos em áreas inadequadas, evidenciando a situação irregular continuada da gestão e gerenciamento.

A gestão de RSU abrange diversas etapas como a geração, segregação, acondicionamento, coleta, armazenamento, transporte, tratamento, destinação final ambientalmente adequada e disposição final ambientalmente adequada, bem como as ações de proteção à saúde e ao meio ambiente e de planejamento econômico e social (transformações energéticas e valoração dos resíduos) (DASTJERDI *et al.*, 2021)

Em relação às características dos efluentes gerados nas áreas de disposição final de RSU (lixiviado e biogás), observa-se íntima ligação das fases de degradação da matéria orgânica com o tempo decorrido, em que a elevada toxicidade proporciona diversos impactos ambientais e sociais que devem ser gerenciados para redução e eliminação dos riscos de contaminação e de poluição (CHEN; KNAPPE; BARLAZ, 2004; DI BELLA *et al.*, 2012; EL-FADEL *et al.*, 2002; WU *et al.*, 2015). Os aspectos qualitativos e quantitativos desses

efluentes, na etapa de gerenciamento, dependem da interação de vários fatores, tais como: características dos RSU, condições climáticas, variáveis específicas do local (tipo de cobertura de solo, declividade), projeto construtivo e formas de operação na área de disposição (RENOU *et al.* 2008; ZAIRI; AYDI; DHIA 2014).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas através da NBR 10.004, define resíduos sólidos como:

Resíduos nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgoto ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis, em face à melhor tecnologia disponível. (ABNT, 2004)

Os resíduos e rejeitos podem ser classificados segundo a identificação do processo ou atividade que lhes deram origens, de seus constituintes e de suas características em inflamáveis, corrosivos, reativos, tóxicos e patogênicos. A NBR 10.004 / 2004 estabelece a seguinte classificação:

- Resíduos classe I - Perigosos;
- Resíduos classe II - Não Perigosos;
 - Resíduos classe II A - Não inertes;
 - Resíduos classe II B - Inertes.

Outras classificações, como a indicada no art. 13 incisos I e II da PNRS, são apresentadas por origem dos resíduos e rejeitos (BRASIL, 2010). Essa mesma lei apresenta a seguinte classificação relacionada à periculosidade:

- 1- Resíduos perigosos - aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com lei, regulamento ou norma técnica;
- 2- Resíduos não perigosos - são aqueles não enquadrados como perigosos.

A PNRS estabelece que depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação dos resíduos sólidos, o material restante, agora denominado rejeito, deverá ser disposto de maneira ambientalmente adequada, que é a distribuição ordenada no solo, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública,

à segurança e à minimização dos impactos ambientais adversos bem como a poluição, definida como:

[...] degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos; [...] (BRASIL, 1981)

O parágrafo 1º do artigo 225 da Constituição Federal de 1988 indica como dever do Estado preservar e restaurar os processos ecológicos e aplicar as sanções penais e administrativas em relação às condutas consideradas lesivas ao meio ambiente, independente da obrigação de reparar os danos causados (BRASIL, 1988).

Essas definições e obrigações estabelecidas no arcabouço jurídico-institucional brasileiro possibilitam classificar e estabelecer os níveis de riscos à população e ao meio de forma inicial, além de orientar na gestão e no gerenciamento dos aspectos e impactos ambientais e das técnicas e tipos de tratamento.

2.2 TIPOS DE TRATAMENTO DE RSU

Como apresentado no Capítulo 1 as principais formas de disposição no solo são: disposição ambientalmente inadequada e aterro sanitário. A configuração primária de um vazadouro a céu aberto é inadequada, pois promove a poluição/contaminação em todos os compartimentos ambientais (atmosfera, recursos hídricos e solo) além de riscos à saúde (BACHA *et al.*, 2021).

O aterro controlado se encontra em uma situação intermediária entre a disposição ambientalmente inadequada sem nenhum tipo de controle e o aterro sanitário. A NBR 8849/1985 que estipulava os procedimentos para apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos foi cancelada em 15 de junho de 2015, cinco anos após a publicação da PNRS (ABNT, 1985).

O aterro sanitário é uma estrutura que utiliza técnicas de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no solo, sem causar danos à saúde pública e a sua segurança, além de minimizar os impactos ambientais, utilizando princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, tratando os efluentes gerados na área (ABNT, 1992).

As três estruturas descritas apresentam aspectos ambientais que devem ser corretamente gerenciados. Os principais aspectos são: meio físico (solo, ar e água), meio

biótico e meio antrópico. O aterro sanitário é a estrutura que possibilita que os aspectos ambientais não se transformem em impactos ambientais (*e.g.* contaminação do lençol, interferência com a fauna aquática e alteração na paisagem). Para melhor compreender os impactos ambientais é necessário o levantamento de todos os fatores existentes bem como suas relações no tempo (MANDPE *et al.*, 2022).

Outras formas de tratamento interferem diretamente nas relações de causalidade entre disposição de RSU e geração de efluentes como os pré-tratamentos mecânicos biológicos anaeróbios e aeróbios, que além de permitirem a redução da quantidade de matéria orgânica disposta em aterros, reduzem a reatividade biológica (AZEVEDO *et al.*, 2021).

Os tratamentos térmicos utilizados para resíduos e rejeitos, como incineração, coprocessamento em fornos de cimento, pirólise e gaseificação são as principais rotas de recuperação energética de RSU. Incineradores modernos alcançam uma eficiência entre 20 - 27%, no entanto o principal aspecto ambiental desses tipos de tratamento é a emissão de gases tóxicos (MAYER *et al.*, 2020).

Uma nova forma de tratamento passou a ser explorada nos últimos anos - a mineração urbana - sendo considerada como alternativa tecnológica quando acoplada ao contexto de reabilitação de áreas degradadas por RSU e desenvolvimento sustentável. Trata-se da recuperação de produtos e materiais pós-consumo dispostos nas áreas finais (XAVIER; LINS, 2018).

As aplicações das tecnologias disponíveis não são expressivas, comprovada pelo fato de que menos de 2% dos resíduos coletados em 2020 foram recuperados através da coleta seletiva (MDR, 2022). Surge assim a necessidade de entendimento e aprimoramento dos instrumentos legais de controle, de gestão de RSU e de gerenciamento, principalmente em áreas de disposição final como o Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos (IQR) e suas variações.

2.3 ÍNDICES DE QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS

Diversos índices foram desenvolvidos para comparar a intensidade de poluição / contaminação em áreas de disposição de RSU, como o Índice de Qualidade de Água, o Índice de Poluição Atmosférica, o Índice de Poluição por Lixiviado e o Índice de Interação Aterro-Meio Ambiente (SHARMA *et al.*, 2008).

Os principais elementos que são afetados diretamente pelas operações em uma área de disposição de RSU e que são utilizados para a formação dos índices, são (HUSSEIN *et al.*, 2019; KUMAR; ALAPPAT, 2005; MOR; NEGI; KHAIWAL, 2018):

- 1- Qualidade das águas superficiais, subsuperficiais e subterrâneas (aquíferos confinados e não confinados);
- 2- Qualidade do ar;
- 3- Nível de ruído;
- 4- Qualidade dos solos;
- 5- Flora e fauna e;
- 6- Aspectos estéticos.

Esses elementos, de acordo com Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo (CETESB), são agrupados pelas suas características, no desenvolvimento do IQR, em: estrutura de apoio, frente de trabalho, taludes e bermas, superfície superior, estruturas de proteção ambiental, características da área e outras informações (CETESB, 2016). O IQR foi desenvolvido em 1997 e é apenas exemplificativo, permitindo alterações, sendo composto por 33 critérios divididos em sete conjuntos (ANEXO A). Através do preenchimento do formulário é possível determinar um valor final que avalia a área de disposição final em condições inadequadas ou condições adequadas (CETESB, 2019).

De acordo com a proposta desta pesquisa, serão utilizados os subitens do IQR - CETESB e os indicadores do Manual de Reabilitação de áreas de disposição sem controle criado para a Gestão de Resíduos da Ásia para desenvolvimento de um novo índice adaptado para áreas de disposição irregular de RSU, utilizando a metodologia - Processo de Análise Hierárquica (PAH).

2.3.1 Estruturas de Apoio

O início do processo de caracterização operacional de uma área é realizado por meio da identificação das principais estruturas que são necessárias para realizar a atividade de disposição de RSU. O primeiro item de acordo com o IQR CETESB se refere às estruturas de apoio que são divididas da seguinte forma:

- Acesso à área de disposição;
- Portaria, vigilância e balança;
- Isolamento físico e isolamento visual;
- Acesso à frente de descargas.

A logística de recebimento e disposição de RSU e dos elementos dependentes dessas operações são apresentados de forma detalhada para verificação do valor que será

determinado e do respectivo peso com a finalidade de reavaliação dos valores e pesos para estimativa dos novos intervalos (SPIGOLON *et al.*, 2018).

Os veículos coletores de RSU, definidos através das necessidades operacionais, seguem a trajetória para a disposição final ambientalmente adequada, de acordo com as características dos rejeitos e das normas técnicas vigentes. Por se tratar de áreas sem controle os acessos normalmente são precários e construídos em leito natural, dificultando o transporte e aumentando os riscos de tombamento e conseqüente poluição / contaminação. O mínimo aceitável para esse tipo de atividade é a rodovia implantada (rodovias construídas de acordo com as normas rodoviárias de projeto geométrico e que se enquadram em determinada classe estabelecida pelo Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes - DNIT - e apresentam superfície de rolamento sem pavimentação) (DNIT, 2007).

A entrada deve apresentar infraestrutura composta por (ABNT, 1997; LANZA; CARVALHO, 2006; NANDA; BERRUTI, 2021):

- Portaria - local onde são realizados os trabalhos de recepção, inspeção e controle dos caminhões e veículos que chegam à área;
- Balança - local onde é realizada a pesagem dos veículos coletores para controle dos volumes dispostos;
- Isolamentos físicos e sinalização - possuem a função de isolar a área de disposição de RSU com a intenção de impedir o acesso de pessoas não autorizadas e animais e sinalizar a atividade realizada;
- Cinturão verde - possuem a função de reduzir os aspectos visuais e olfativos negativos do empreendimento, reduzir a propagação de poeira e ruídos durante as atividades na área e reduzir o perigo de atividades não autorizadas;
- Acessos à frente de descargas - vias internas, construídas e mantidas de maneira a permitir sua utilização sob quaisquer condições climáticas;
- Outras estruturas - iluminação e força (rede de energia), comunicação, abastecimento de água e instalações de apoio operacional.

Os aspectos técnicos, a fiscalização precária dos estados e o momento sociocultural da população normalmente predominavam em relação à localização de áreas finais de disposição de RSU nas décadas anteriores, relevando os fatores sociais e ambientais, o que se refletiu no cenário apresentado no Capítulo 1 de 3326 áreas de disposição ambientalmente inadequadas. Com o surgimento de uma legislação mais restritiva (PNRS/2010) e o aumento da cobrança da sociedade, a atividade de disposição ambientalmente adequada de RSU se

tornou a regra, no entanto, o Brasil está distante do cenário ideal de gestão e gerenciamento de RSU (CRUVINEL *et al.*, 2019).

2.3.2 Frentes de Trabalho

2.3.2.1 Dimensões da Frente

Na formação de um aterro sanitário, o tamanho e as proporções das células de depósito são essenciais para configuração da área, devido ao consumo de solo para recobrimento dos resíduos e para a estabilidade do maciço. A área mínima de cobertura, para redução de custos, é obtida quando a frente de trabalho tem dimensão igual a sua profundidade, sendo a altura obtida em função do seu volume (OBLADEN; OBLADEN; BARROS, 2009).

Os aterros apresentam dois tipos de forma: acima e abaixo do nível original do terreno. A primeira forma apresenta dois métodos de configuração: rampa e área. A segunda apresenta o método de configuração da trincheira ou da vala (JUNIOR, 2012). Alguns requisitos a serem observados para avaliação das condições das áreas de disposição, após análise dos subitens (critérios) relacionados no item (categoria) estrutura de apoio de acordo com o ANEXO A, são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 - Critério para análise da configuração das áreas de disposição final de RSU.

Critério	Avaliação		
	Características	Configuração	Observações
Tipo de aterro	Acima do nível do terreno (declividade entre 1% e 30%). Solos argilosos: 3 m. Solos arenosos: > 3 m	Método de rampa;	Topografia acidentada e escavabilidade boa (material de cobertura: 0,3 - 0,5 metros de espessura dependendo do material)
		Método da Área	Topografia plana e lençol freático raso
	Abaixo do nível do terreno (inclinação máxima de 10%). Solos argilosos: 3 m. Solos arenosos: > 3 m	Método das valas ou trincheiras (geração máxima de 5 toneladas/dia).	Terrenos planos ou com baixa declividade; lençol freático deve ser isolado. Melhor aproveitamento da área com combinação do método da área.

Fonte: Adaptado de Lino (2007), Spinola (2017), Gonçalves-Dias; Teodósio (2012) e Elk (2007)

O Quadro 1 lista determinadas características que devem ser verificadas para a seleção de áreas de disposição final de RSU e para análise de enquadramento. Fatores específicos serão detalhados nos próximos itens.

2.3.2.2 Compactação dos Resíduos

A compactação de RSU em áreas de disposição final é o processo de densificação para redução de volume, aumento da vida útil e estabilidade do maciço (MARQUES, 2001).

Segundo levantamento realizado por Marques (2001), o peso específico aumenta com a profundidade ou altura de disposição das camadas. Resíduos e rejeitos “novos” apresentam maior peso específico devido ao teor de umidade. As faixas de variação determinadas no respectivo levantamento foram de:

- Não compactado: 2,2 - 3,1 kN/m³;
- Pouco compactado: 5,5 - 6,9 kN/m³;
- Mediamente compactado - somente tráfego de equipamentos: 4,7 - 8,0 kN/m³;
- Mal compactado: 3,0 - 9,0 kN/m³;
- Compactado: 6,3 - 9,4 kN/m³;
- Bem compactado - equipamentos de compactação: 4,7 - 16,2 kN/m³.

Após ensaios o autor obteve o valor médio de 4,9 kN/m³ para resíduos soltos. A literatura apresenta equações para determinar o peso específico do RSU não saturado e saturado de forma generalizada.

2.3.2.3 Recobrimento dos Resíduos

Os tipos de materiais de cobertura e as funções que desempenharão visarão à proteção e reforço do maciço, melhoria das propriedades mecânicas do solo ou de outros materiais, separação de camadas, filtração e drenagem das águas pluviais, subterrâneas e/ou outros líquidos e permeabilidade de lixiviado e biogás de aterro (EPA, 2000).

Por se tratar de resolução de passivos nas áreas de disposição irregular a escolha do tipo de material que servirá para cobrir os RSU dependerá do tipo de ação escolhida: reabilitação (retorno da área degradada a um estado biológico apropriado permitindo o uso produtivo ou não da área); restauração (tentativa de retorno ao estado original da área antes da degradação ou que mais se aproxime levando em consideração a complexidade dos processos envolvidos) e; recuperação (retorno do sítio degradado a uma forma de utilização, de acordo com um plano pré-estabelecido para o uso do solo, visando à obtenção de uma estabilidade do meio ambiente) (RIBEIRO, 2015).

Poderão ser utilizados materiais alternativos como: camadas de material reutilizáveis e biodegradáveis para serviços pesados; filmes plásticos não reutilizáveis; geotêxtis; gramíneas, compostos e biocompostos e material oriundo de dragagem. No entanto, a

qualidade do material deve ser adequada segundo avaliação das seguintes características: textura, granulometria, plasticidade, consistência, compacidade, estrutura, forma dos grãos, cor, cheiro, friabilidade e presença de outros materiais (ÇEVIKBILEN *et al.*, 2020).

Destaque deve ser dado às coberturas oxidativas, que são soluções imprescindíveis caso a quantificação de geração de biogás no maciço indique a inviabilidade de reaproveitamento energético (XU; ZHANG, 2022). A oxidação é realizada na parte superior do maciço através da atividade microbiana que deve ser favorecida pelas características geotécnicas, físicas e químicas dos materiais (MORRIS *et al.*, 2019). Morris e colaboradores indicaram que nos estágios finais de geração de metano em áreas de disposição a camada oxidativa não é muito eficiente e pode ser complementada por um sistema passivo de controle através de cobertura vegetal evapotranspirativa.

Os aterros sanitários ou áreas de disposição de RSU que apresentem emissões acima de 1.000 toneladas de metano por ano deverão possuir um plano de gerenciamento de biogás de aterro e instalar um sistema de captura e tratamento do biogás (GOLDER ASSOCIATES LTD, 2018).

2.3.3 Taludes e Bermas

2.3.3.1 Dimensões e Inclinações

Os maciços de RSU apresentam comportamentos heterogêneos, anisotrópicos e sofrem influência de diversos fatores como a decomposição dos resíduos e a geração de biogás de aterro (REMÉDIO, 2014).

A avaliação preliminar de segurança estrutural de diversas configurações de alteamento deve ser realizada para determinação da morfologia final (conformação geométrica - dimensões e inclinações) da área que será recuperada. De acordo com Suzuki (2012) as seguintes opções de configuração podem ser implantadas de acordo com os fatores de segurança, análise tensão-deformação e análise equilíbrio - limite:

- Somente bermas;
- Dique de partida e diques com bermas;
- Dique de partida reforçado e diques com bermas;
- Diques sucessivos; diques sucessivos reforçados;
- Diques sucessivos com reforço no interior do maciço;
- Diques sucessivos reforçados e maciços reforçados.

Determinados fatores como altura, inclinação, dimensões dos diques, dimensões das bermas, pressões neutras (representadas conjuntamente pela compactação, sobrecarga das camadas, infiltração de águas pluviais, lixiviado e biogás) na massa devem ser analisados para o direcionamento da configuração que deverá ser adotada (COTTON *et al.*, 2022; SCHAFER *et al.*, 2022).

Segundo Remédio (2014) a implementação dos métodos de análise de estabilidade de taludes utilizando dados básicos de investigação, como plantas topográficas, sondagens com ensaios de penetração e propostas literárias conciliadas a *softwares* específicos geram dados aceitáveis de interpretação e aplicação, além de custos reduzidos compatíveis com a realidade de resolução de passivos ambientais em áreas de disposição final irregular de RSU.

A solução usual na recuperação física de um aterro consiste na reconformação da área, ou seja, no preparo das superfícies antes, durante e depois da retirada / movimentação do material (RSU e substrato terroso). O relevo final deve atender aos seguintes critérios: estabilidade do solo e taludes; controle de erosão; aspectos paisagísticos e estéticos; uso futuro; similaridade com o relevo original (quando possível deixar o terreno plano ou com declividade inferior a 30°). O sistema de drenagem será dimensionado para captação e controle de águas pluviais através das bermas de equilíbrio (camadas laterais que servem de contrapeso aos empuxos resultantes da carga do aterro principal) (MMA, 2010). As bermas serão dimensionadas para que o fator de segurança seja o mínimo definido pela relação entre a resistência ao cisalhamento e as tensões cisalhantes mobilizadas (DACIOLO, 2020).

Em geral a célula do aterro de pequeno porte é retangular ($h = 2,5 - 6,0$ metros; $L = 4,0 - 6,0$ metros). Os parâmetros de projeto apresentados na literatura auxiliam os responsáveis pela resolução de passivos na determinação da configuração das células em recuperação (SPINOLA, 2017).

2.3.3.2 Cobertura de Terra

Existem três formas de configuração de camadas de cobertura de acordo com o tamanho das células de disposição: diária, intermediária e final. A cobertura de terra serve como barreira hidráulica para o fluxo de fluidos (precipitação, lixiviado e biogás) minimizando a infiltração de água no maciço e o controle da saída de lixiviado por outras rotas (DAUGELA; VISOCKIENE; AKSAMITAUSKAS, 2018). Essa barreira é composta de preferência por argila natural, que apresenta depósitos abundantes e de baixo custo, sendo um material natural terroso, de granulação fina e plástica formada por silicatos hidratados de

alumínio, ferro e magnésio (argilominerais) com condutividade hidráulica baixa (BRITO *et al.*, 2015; DANIEL, 1993).

Os requisitos mínimos recomendados para uma condutividade hidráulica menor ou igual a 1×10^{-7} cm/s para a maioria dos materiais de cobertura de solo são (DANIEL, 1993):

- Porcentagem de finos: $\geq 20 - 30\%$
- Índice de plasticidade: $\geq 7 - 10\%$
- Porcentagem de cascalho: $\leq 30\%$
- Tamanho máximo de partícula: 25 - 50 mm

É comum o solo de cobertura apresentar certa porcentagem de areia, silte, argila, cascalho e outros componentes. A NBR 6502 apresenta as faixas de variação de acordo com o tamanho das partículas (ABNT, 1995):

- Areia (diâmetro entre 0,06 mm - 2 mm);
- Areia fina (diâmetro entre 0,06 mm - 0,2 mm);
- Areia média (diâmetro entre 0,2 mm - 0,6 mm);
- Areia grossa (diâmetro entre 0,6 mm - 2 mm);
- Argila (diâmetro menor que 0,002 mm);
- Silte (diâmetro entre 0,002 mm - 0,06 mm).

Alguns parâmetros devem ser avaliados em relação às camadas de cobertura no cenário de migração de poluentes em uma área de disposição final de RSU, tais como: condutividade hidráulica, capacidade de campo (umidade), dispersão-difusão, capacidade de sorção, comportamento mecânico, vida útil das barreiras, volume total, densidade, fração solúvel, liberação real de contaminantes, decaimento, diluição, atenuação, condições hidrológicas e hidrogeológicas e mudanças futuras, condutividade hidráulica, transmissividade, coeficiente de armazenamento, capacidade de sorção, dispersividade e comportamento mecânico (MANASSERO; BENSON; BOUAZZA, 2018).

Determinados parâmetros devem ser determinados obrigatoriamente, dentre eles: distribuição granulométrica; limites de consistência do solo (Limite de Liquidez, Limite de Plasticidade e Limite de Contração); teor de água; densidade seca; e coeficiente de permeabilidade para meios saturados (MACIEL; JUCÁ, 2011).

Os resultados da pesquisa de Maciel e Jucá (2011) indicaram: a velocidade biodegradação dos RSU em clima tropical úmido é de quatro a cinco vezes mais rápidas do que as estimativas de modelos tradicionais; a taxa de escape por metro quadrado determinada

através do mapeamento das emissões de CH₄ na camada de cobertura são semelhantes às taxas determinadas em poços de coleta de biogás.

Diversos estudos indicam que uma composição apropriada da camada de cobertura pode reduzir as emissões fugitivas de uma área de disposição final de RSU. Foi comprovado que compostos produzidos com diferentes materiais residuais (material solo + produto compostado) suportam a flora microbiana para oxidação do metano representando uma alternativa de baixo custo e eficiente quando comparado a outros substratos oxidativos (solos arenosos, solos húmicos) (HUBER-HUMER *et al.*, 2011; MACIEL; JUCÁ, 2011).

Entende-se que a utilização de compostos ou uma mistura destes é viável para redução de emissões fugitivas e para a oxidação do metano, portanto as características destes materiais devem ser apropriadas para desempenharem o papel de contenção. A camada de cobertura de solo afeta diretamente a quantidade de metano que percola por esse material (HE *et al.*, 2022; TECLE; LEE; HASAN, 2009).

Teclé e colaboradores (2009) examinaram a relação entre umidade, temperatura e escape de metano na camada de cobertura de um aterro. As conclusões foram: o teor de umidade não variou devido à precipitação contínua na área, influenciando a mobilidade do biogás através do solo à medida que os espaços vazios do solo ficaram saturados com água; o alto teor de umidade volátil dificultou a difusão de oxigênio no solo limitando qualquer atividade bacteriana que realizasse a oxidação. Dessa forma, percebe-se que a revegetação aperfeiçoa os processos de oxidação melhorando a capacidade de intrusão de ar nos materiais menos permeáveis do solo através da desagregação do solo, formando macro poros secundários por meio da propagação de raízes e da transpiração da água (ABICHOU *et al.*, 2014).

2.3.3.3 Proteção Vegetal

Os objetivos das ações de recuperação de áreas de disposição final de RSU envolvem o controle de erosão, a restauração da dinâmica dos compartimentos ambientais, a estabilidade do maciço de RSU, a remoção / retenção dos poluentes e contaminantes e o auxílio para retorno da fauna e da flora local. Uma das técnicas mais importantes é a revegetação (MATTOS; ANELLO; TAGLIANI, 2013).

Diversos fatores interferem de forma negativa no desenvolvimento das espécies e devem ser eliminados ou minimizados, dentre eles a toxicidade oriunda dos gases gerados no maciço e dos resíduos e rejeitos queimados na área (CO₂, CH₄, dioxinas, furanos e outros), a baixa concentração de oxigênio, a água na camada compactada devido à redução da

porosidade, o movimento diferencial da água devido às diferenças de permeabilidade, a baixa capacidade de troca catiônica que é determinante para o desenvolvimento da planta, a baixa disponibilidade de macronutrientes e micronutrientes nas camadas de suporte da vegetação, as altas temperaturas devido às reações no interior do maciço, os recalques devido ao adensamento dos RSU e do solo e a saturação da camada de cobertura pelo acúmulo de água (NG; GUO; XUE, 2021; OLIVEIRA, 2004).

A revegetação em áreas de disposição irregular deve ser procedida do isolamento dos RSU (encapsulamento) seguida da reconformação topográfica, restabelecimento do sistema de drenagem e da camada de cobertura com espessura suficiente para o desenvolvimento da espécie escolhida. Essa camada deve ter suas propriedades corrigidas (fertilidade e acidez), e, após o atendimento das configurações desejáveis, proceder-se-á a escolha das espécies que farão parte do projeto de revegetação dependentes da realidade local e do uso futuro da área (DNIT, 2014). O ANEXO B apresenta algumas espécies utilizadas pertencentes às famílias botânicas *Poaceae* (gramíneas) e *Fabaceae* (leguminosas) que apresentam potencial para auxiliar a remediação de áreas contaminadas (DNIT, 2014).

De acordo com o DNIT, a efetividade da cobertura vegetal (principalmente em taludes) depende da agressividade e rusticidade da espécie, do seu desenvolvimento (crescimento), da pouca dependência da pluviosidade, da fertilidade local e das poucas exigências na conservação e manutenção. As espécies utilizadas para revegetação apresentam rápido crescimento, espalhamento e dispersão, alta biomassa, além de tolerarem altas concentrações de metais. Outras características importantes são o elaborado sistema radicular que permite a imobilização de contaminantes no solo, a possibilidade de redução de lixiviado, o controle da erosão do solo superficial e o crescimento rápido sobre regiões contaminadas formando uma cobertura verde densa (GHOSH; GHOSH; MUKHERJEE, 2017).

A formação da cobertura dependerá das condições de manutenção. Aliado à aspersão de gramíneas e leguminosas e levando em consideração a estabilidade do maciço e dos taludes e das condições edafoclimáticas, algumas espécies de maior porte podem ser introduzidas na área. (DNIT, 2014).

A manutenção é imprescindível para a continuidade do processo de sucessão ecológica, sendo realizada de acordo com o comportamento das espécies, a camada de suporte e a presença de lixiviado na superfície de revegetação (elementos limitantes a processo de revegetação) (MIRANDA, 2009).

2.3.3.4 Afloramento de “Chorume”

O líquido gerado em áreas de disposição de RSU apresenta elevadas concentrações de poluentes orgânicos e inorgânicos, sendo extremamente tóxico. Esse efluente é oriundo dos processos de degradação dos RSU com a água percolada e a umidade presente nos resíduos e rejeitos (MOR *et al.*, 2006; ÖZDEMIR *et al.*, 2020).

As acumulações superficiais de lixiviado em áreas aleatórias superficiais dependem do comportamento do fluxo no maciço sendo influenciada pela morfologia das células ou da área e pelas operações de disposição. O lixiviado pode percorrer diversas direções em um sistema cartesiano, podendo se acumular em depressões superficiais e posteriormente seguir a direção preferencial (AHARONI *et al.*, 2020; FELLNER; BRUNNER, 2010).

A forma mais comum para estimar a quantidade de lixiviado é através do Método do Balanço Hídrico, que possui como base a mudança da quantidade de água (umidade) na superfície (solo ou outro tipo de camada) dependente da precipitação, dos padrões de evapotranspiração e da capacidade de campo. Esta estimativa pode ser representada através da equação de continuidade para o balanço hídrico em que a vazão de saída é igual a vazão de entrada menos as perdas (ABDULRAHMAN *et al.*, 2013; ABUNAMA; OTHMAN; YOUNES, 2018).

Imagens obtidas através de aerolevanteamento ou outras tecnologias, que apresentem resolução espacial que possibilitem a interpretação dos resultados, ao invés do levantamento *in situ* podem ser utilizadas para reduzir a exposição e os custos de análise para desenvolvimento dos projetos de implantação dos sistemas de controle e operação de lixiviado (DAUGELA; VISOCKIENE; AKSAMITAUSKAS, 2018). Desse modo, ao se construir um aterro ou promover a recuperação /reabilitação / restauração de uma área de disposição irregular de RSU é necessário entender a movimentação dos líquidos existentes para os compartimentos ambientais e utilizar técnicas construtivas e operacionais para eliminação dos fluxos sem controle subsuperficialmente, no interior no maciço e na camada superior (CASADO *et al.*, 2014; LOPES; MOZER; DE CARLI, 2018).

2.3.4 Superfície Superior

2.3.4.1 Nivelamento da Superfície

O nivelamento da superfície dependerá da escolha do tipo de configuração adotada para as formas de aterramento dos RSU - trincheira, área e rampa - e para os métodos de deposição dos resíduos - método da célula, método da descarga e método “sanduíche”

(SANTOS *et al.*, 2018). O método da trincheira ou vala consiste na abertura de áreas no solo (pequenas ou grandes dimensões), onde o resíduo é disposto, compactado e posteriormente coberto com solo permitindo a utilização de equipamentos de maior porte. O método da rampa (método da escavação progressiva em áreas secas e áreas planas de meia encosta) consiste na escavação da rampa em talude natural ou construído, onde o resíduo é disposto e compactado pelo trator e posteriormente coberto com solo. O método da área é caracterizado pela disposição e compactação dos RSU acima da superfície sem alteração de sua configuração original formando camadas de resíduos e rejeitos com recobrimento ao final de cada jornada de trabalho (CREA, 2008).

Após a escolha do método de aterramento, realiza-se a adequação geométrica da superfície que deve apresentar declividades uniformes de acordo com a conformação da seção transversal do projeto para evitar acúmulo de precipitação, afloramento de lixiviado e promover a estabilidade do maciço (DNIT, 2009).

Após preenchimento da primeira seção as operações são repetidas até a cota (altura) determinada levando em consideração a acomodação dos resíduos com o tempo (prováveis recalques) ou ao preenchimento da área. Os trabalhos necessários consistem em aplainamento ou alisamento do solo, desmonte e / ou aterro e terraplenagem. O levantamento topográfico planialtimétrico deve ser realizado para dar suporte às decisões e deve ser orientado a partir da determinação das curvas de nível do terreno / área. Esse processo propicia informações de ângulo, distâncias, diferenças de nível, definindo os limites do terreno e sua respectiva área (ZAGONEL, 2022).

2.3.4.2 Homogeneidade da Cobertura

A avaliação da homogeneidade da cobertura tem como critério a verificação da camada final de cobertura da célula em decorrência da presença ou não de material que não façam parte do sistema. Utiliza-se o Coeficiente de Uniformidade (C_u): $C_u = D_{60}/D_{10}$, em que o Diâmetro (D) efetivo indica o diâmetro em que apenas 10% ou 60% da massa de uma amostra de solo passarão na peneira. Os solos com $C_u \leq 5$ são solos uniformes, $C_u \geq 15$ são solos desuniformes e entre $5 < C_u < 15$ são solos mediantemente uniformes (TECLE; LEE; HASAN, 2009).

A principal análise sobre a homogeneidade da cobertura é realizada para obtenção da eficácia da condutividade hidráulica saturada, levando em consideração que ela é essencialmente uma barreira que impede a infiltração da água no maciço. Solos bem graduados (tamanhos de partículas diferenciados: $C_u > 5$) apresentam melhor resistência e

compressibilidade que solos uniformes (diâmetros variando em um intervalo pequeno: $C_u \leq 5$). Uma suposição errada com o uso de coberturas tradicionais de aterros é que o fluxo ocorre em condições saturadas, mas o fluxo geralmente ocorre em condições insaturadas principalmente em ambientes secos. A Lei de Darcy pode ser usada para representar a equação fundamental do fluxo para os dois cenários de acordo com a Equação 1 (DWYER, 2000).

$$Q = K_{\text{sat};\text{insat}} \times i \times A \quad (1)$$

Onde: Q = vazão [cm^3/s]; $K_{\text{sat};\text{insat}}$ = coeficiente de permeabilidade saturada / insaturada [cm/s]; i = gradiente hidráulico; e A = área [cm^2].

A tendência de movimentação da água é de locais de maior energia para locais de menor energia, tendendo ao equilíbrio. A água no solo apresenta energia em diferentes formas e quantidades. Em condições saturadas, o potencial matricial do solo é zero (BORMA; RENNÓ, 2017).

No entanto, os padrões de movimento da água são complexos e as características do solo de cobertura para condições saturadas e insaturadas devem ser analisadas no projeto. Alterações físicas, químicas e biológicas devem ser levadas em consideração para ajudar a garantir a eficácia em longo prazo da homogeneidade da cobertura e das estruturas de proteção ambiental existentes.

2.3.5 Estruturas de Proteção Ambiental

2.3.5.1 Impermeabilização do Solo

De acordo com a ABNT NBR 13.896, a impermeabilização da estrutura que receberá os RSU pode ser definida como a deposição de camadas de materiais artificiais ou naturais sobre o solo com a finalidade de impedir a infiltração no solo dos líquidos percolados através da massa de resíduos (ABNT, 1997). A migração de contaminantes deve ser determinada no solo e na água para estimar o nível de contaminação e a proposição da correção mais adequada para o local afetado (NAVEEN; SUMALATHA; MALIK, 2018).

O Princípio da Precaução, apresentado na Declaração do Rio de Janeiro e na Política Nacional de Resíduos Sólidos fornece elementos para compreensão e delineamento de sua aplicabilidade, em que devido às incertezas em relação à contaminação a impermeabilização sempre deverá ser adotada para as áreas de disposição final de RSU (UN, 1992).

Com o arcabouço jurídico institucional definido e seguindo os padrões técnicos de engenharia, a impermeabilização deve apresentar as seguintes características: estanqueidade (impede a passagem de líquidos); durabilidade; resistência mecânica e química; resistência à intempéries e compatibilidade com os resíduos e rejeitos dispostos no local (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2008). A Figura 1 apresenta três configurações de sistema de impermeabilização de base para disposição de RSU.

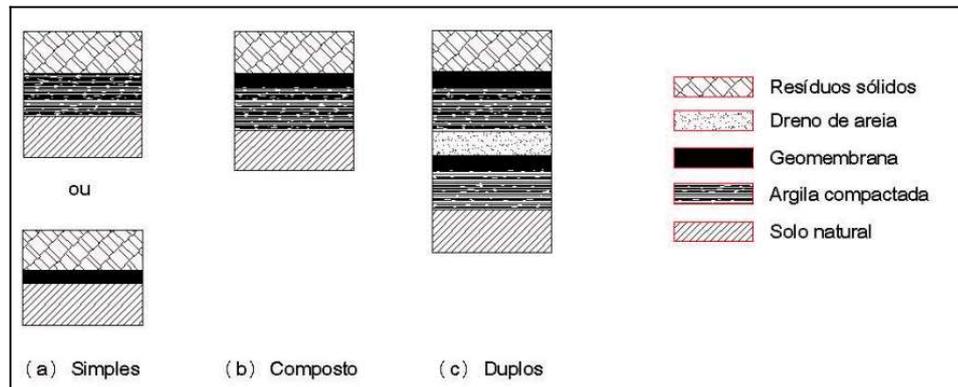


Figura 1 - Sistemas de impermeabilização de base
 Fonte: Ministério das Cidades (2008)

Um esquema de impermeabilização de referência deve conter acima do solo natural e preparado: argila compactada; dreno de segurança (areia); argila compactada; geomembrana; argila ou outro material para proteção mecânica; dreno de brita e por fim o RSU disposto com um sistema de cobertura final que deverá utilizar materiais impermeáveis, resistentes a processos erosivos e com características de fertilidade adequadas ao estabelecimento de vegetação (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2008).

Os geossintéticos, que incluem as geomembranas e os geotêxteis, serão utilizados também para a impermeabilização da base da área de disposição de RSU. Realizada todas as intervenções e concluído o processo de descomissionamento a área deverá ser gerida de acordo com o uso futuro pretendido durante o período programado de no mínimo 20 anos (REVUELTA, 2021).

Alguns processos de remediação de solos e águas subterrâneas (ativos e passivos) deverão ser aplicados, dentre eles: biorremediação; escavação, remoção e destinação do solo; bombeamento e tratamento da água subterrânea (*pump and treat*); recuperação de fase livre; extração multifásica (*biosplurping*); extração de vapores do solo; injeção de ar (*air sparging*); atenuação natural monitorada; barreira hidráulica; barreiras reativas permeáveis; estabilização; biopilha; tecnologias térmicas (*thermal enhanced*); oxidação química, entre outros (RAJENDRAN *et al.*, 2022)

2.3.5.2 Uso Futuro

A instalação de estruturas na superfície superior da área em recuperação depende do comportamento geomecânico do maciço de RSU e do tipo de reconformação geométrica realizada. As características que devem ser analisadas para tomada de decisão pelos responsáveis pela resolução de passivos para escolha das atividades permissíveis nas áreas descomissionadas são: estabilização dos processos de biodegradação; sistemas de drenagem devidamente dimensionados e solo de cobertura adequadamente compactado ou camada que suporte a carga prevista (ZHAN *et al.*, 2018).

A avaliação da capacidade de suporte do solo e dos parâmetros de estabilização do maciço deve ser realizada levando em consideração as seguintes informações: estabelecimento das atividades permissíveis na área; dados de ensaios para o solo de cobertura - granulometria, densidade real dos grãos, limites de consistência, compactação e Índice de Suporte Califórnia; dados de ensaios para os RSU - composição gravimétrica, teor de umidade e peso específico. Os ensaios de campo normalmente realizados são: sondagem à percussão - *Standard Penetration Test* (SPT), provas de carga direta, peso específico; umidade natural do solo e avaliação dos recalques com o tempo (CARNEIRO; MOURA, 2015; ŠTEFAŇÁK; CHALMOVSKÝ, 2022).

Assegurada as informações necessárias para escolha das atividades permissíveis na área descomissionada, a norma brasileira NBR 6122 estabelece dois tipos de fundações caso exista a necessidade de estabelecimento de estruturas na camada superior, que são: superficial e profunda (ABNT, 2010).

O solo utilizado na cobertura deve possuir características adequadas de acordo com os ensaios para a execução de subleitos de pequenas vias de acesso e rodovias. O Índice de Resistência no solo e no maciço, a capacidade de carga, as tensões externas aplicadas em bases devem ser analisados para instalação de pequenas edificações e dimensionamento de outras estruturas na superfície superior da área de disposição irregular reconformada (CARNEIRO; MOURA, 2015).

As ações para escolha do uso pretendido baseadas nas informações obtidas sobre a área (condições físicas e o comprometimento ambiental da área) serão realizadas após ao atendimento das definições de desativação, dentre elas: remoção dos resíduos; recuperação simples; recuperação parcial; e recuperação para enquadramento à aterro sanitário (LANZA *et al.*, 2010).

A técnica de remoção de resíduos envolve a retirada e transporte para outro local licenciado pelo órgão ambiental competente e que atenda às condições técnicas e legais para operação. A recuperação simples é escolhida quando a remoção for inviável. A área deve atender aos requisitos de uso e ocupação e proteção estabelecidos na legislação e as distâncias mínimas estabelecidas. A recuperação parcial é realizada quando a remoção e a recuperação simples não forem possíveis e a área estiver contaminada. Ela é precedida de um projeto conceitual e de um projeto executivo de reabilitação de áreas devidamente aprovado pelos órgãos ambientais de controle (LANZA *et al.*, 2010).

A recuperação para enquadramento à aterro sanitário, segundo Lanza e colaboradores (2010), pode ocorrer na própria área desde que atenda aos requisitos NBR 13896/1997. Essa técnica visa à recuperação da área e a expansão das operações, desde que suas dimensões aceitem a operação mínima de 15 anos, e que após o encerramento, as informações sobre o uso futuro e os planos de monitoramento (controle de plumas de contaminantes no lençol freático e no solo, controle de recalques, monitoramento do biogás e do lixiviado gerado) estejam presentes no projeto de descomissionamento.

2.3.5.3 Profundidade de Lençol Freático (P) X Permeabilidade do Solo (K)

Os lixiviados gerados nas áreas de disposição de RSU são efluentes que apresentam alto potencial de poluição / contaminação (substâncias orgânicas, inorgânicas, húmicas e metais) e a falta de controle / tratamento se configura em elevados riscos para os compartimentos ambientais (MADON; DREV; LIKAR, 2019).

A infiltração de lixiviado no solo, na água subterrânea e freática é considerada a mais preocupante via de exposição em áreas de disposição irregular de RSU. Essa infiltração depende principalmente da inexistência das estruturas de controle e das camadas de proteção e secundariamente da composição do lixiviado, das operações na área de disposição, das interações dos contaminantes no solo e nos RSU (advecção, dispersão mecânica, dispersão molecular, adsorção - dessorção, precipitação - dissolução, atividade biológica, oxido-redução, formação de complexos e quelação) e das falhas nos sistemas de controle (impermeabilização de base, sistemas de drenagem, sistemas de coleta e tratamento) (AZIZ *et al.*, 2013; HELENE; MOREIRA; BOVI, 2020).

Para evitar a infiltração de lixiviados nos compartimentos ambientais o projeto para áreas de disposição (regulares e irregulares) deve apresentar além dos métodos construtivos de engenharia sistemas de coleta e tratamento de lixiviados, impermeabilização de base,

planos de monitoramento e distâncias legais das zonas saturadas para redução de risco de migração de contaminantes (ABD EL-SALAM; ABU-ZUID, 2015).

Segundo a NBR 13.896, considera-se desejável um depósito natural extenso e homogêneo de materiais com coeficiente de permeabilidade inferior a 10^{-6} cm/s e uma zona não saturada com espessura superior a 3,0 metros. Dependendo do tipo de solo, a zona não saturada pode apresentar a distância mínima de 1,5 metros (ABNT, 1997).

A NBR 15849 indica as sondagens de simples reconhecimento com ensaio SPT para determinar as características geotécnicas das camadas do subsolo e a profundidade do nível de água e o ensaio *in situ* associado às sondagens - ensaios de carga (rebaixamento ou infiltração) para a determinação da permeabilidade (ABNT, 2010 *apud* SILVA, 2016). A NBR 10157 apresenta a definição de coeficiente de permeabilidade de acordo com a Lei de Darcy para meios porosos utilizando-se água destilada no ensaio, como: a velocidade de percolação é diretamente proporcional ao gradiente hidráulico. O coeficiente de permeabilidade é igual a diferença entre a descarga específica e o gradiente hidráulico (ABNT, 1987).

As sondagens de simples reconhecimento podem ser realizadas de acordo com o método de ensaio estabelecido pela NBR 6484 (ABNT, 2001). A NBR 15495-1 estabelece as condições para construção de poços de monitoramento de aquífero granular e dados mínimos para apresentação de projetos de redes de monitoramento. Outros documentos devem ser utilizados para aplicação das normas previstas (ABNT, 2007).

A interação entre o lixiviado e as águas subterrâneas e o solo na área de disposição de RSU não pode ocorrer, sendo que a eficiência do sistema de drenagem existente deve ser suficiente para impedir a migração de contaminantes. Outras barreiras definidas através de parâmetros específicos como a permeabilidade e a profundidade da zona saturada devem ser seguidas conforme as normas técnicas e as legislações específicas (PRZYDATEK; KANOWNIK, 2019).

A Figura 2 apresenta as melhores relações para determinar a localização de uma área de disposição de RSU quando contrastadas com as características geotécnicas de permeabilidade, condições de drenagem e tipos de solo.

cf. perm. k (cm/s)	10 ²	10 ¹	1	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁶	10 ⁻⁷	10 ⁻⁸
permeab.	alta						intermediária			baixa	
drenagem	boa						má			pratic. impermeável	
solo	cascalho limpo		areia areia lamosa		lama arenosa lama siltosa (lama)argila arenosa				(lama)argila (lama)argila siltosa		
aptidão aterro.	não recomendado							recom. c/ restrições		desejável	

Figura 2 - Aptidão para localização de áreas de disposição de RSU

Fonte: Nascimento (2005).

2.3.5.4 Drenagem de “Chorume”

O sistema de drenagem tem a função de coletar o lixiviado ou “chorume” de dentro do maciço de RSU em sua base e direcioná-lo para o tratamento adequado para que atenda aos padrões regulamentares de lançamento de efluentes estabelecidos pela Resolução CONAMA Nº 357 (CONAMA, 2005).

Os componentes incluem um sistema de revestimento inclinado para promover drenagem por gravidade, meios de drenagem para direcionar os líquidos para os canais de transporte, drenos (tubos perfurados ou canaletas escavadas diretamente no solo ou camada e preenchidas com material filtrante) e sistemas de bombeamento. Em essência, o sistema é composto por uma camada de drenagem de alta permeabilidade colocada entre o sistema de impermeabilização de base e os resíduos e rejeitos dispostos. Após instalação dos drenos e tubulações, o lixiviado é direcionado para um reservatório por gravidade ou por bombeamento. Em alguns casos, os tubos ou drenos penetram no maciço até a zona saturada para extração por bomba externa ou interna de acordo com a configuração adotada na base (CEMPRE, 2018; TOWNSEND *et al.*, 2015; WASTE MANAGEMENT 2003).

Os sistemas de drenagem em áreas de disposição de RSU deve contemplar a drenagem superficial, águas pluviais, lixiviado e do biogás. O dimensionamento do sistema de drenagem de lixiviados é influenciado diretamente pela permeabilidade dos RSU, climatologia local, geometria do maciço e da quantificação do volume de lixiviado gerado (SILVA, 2016).

As abordagens para determinar a taxa final de lixiviado com ou sem recirculação são: (i) utilização de dados de áreas similares em operação; (ii) determinação do balanço hídrico da área de disposição; e (iii) uso de estimativas conservadoras da condutividade hidráulica dos resíduos e determinação do fluxo de recirculação. No entanto as possíveis diferenças nas

características e operações do local na maioria dos casos demandam estimativas adicionais. O dimensionamento do sistema de drenagem de base deve ser projetado para que o nível máximo de lixiviado acumulado no revestimento não exceda os limites de projeto e não cause rupturas (TOWNSEND *et al.*, 2015).

De acordo com Townsend e colaboradores (2015) a equação de McEnroe e a equação de Giroud são consideradas mais precisas para esses cálculos (CHABUK *et al.*, 2018). Os métodos mais utilizados para o cálculo da vazão para pequenas bacias hidrográficas aplicáveis às áreas de disposição de RSU são: Método Racional; Modelo Suíço; Método do Balanço Hídrico (OBLADEN; OBLADEN; BARROS, 2009).

2.3.5.5 Tratamento de “Chorume”

O principal objetivo no dimensionamento do sistema de tratamento de lixiviados é redução da toxicidade para atender aos padrões de lançamento (CEMPRE, 2018). As características desse efluente são variáveis no tempo e devem ser ponderadas durante a escolha do método de tratamento, que não será fixo e nem imutável (SHOW *et al.*, 2019). Segundo Renou e colaboradores (2008) existem três tipos de lixiviado que estão relacionados as suas características e são definidos de acordo com os estágios de estabilização dos RSU, sendo eles: lixiviado novo, lixiviado intermediário e, lixiviado antigo. Outras duas categorias apresentadas e que possuem relação entre a idade do aterro e a composição do lixiviado são: acetogênica e metanogênica. A classificação exata fornece critérios para a escolha do tratamento mais adequado (RENOU *et al.*, 2008; WIJEKOON *et al.*, 2022).

Os processos de tratamento convencionais empregados são: recirculação (reintrodução do lixiviado no maciço depois de estudo de viabilidade); irrigação (aspersão na superfície e posterior infiltração); tratamento *ex situ* (tratamento combinado com efluente doméstico em estações de tratamento de efluentes domésticos); biodegradação (processos aeróbicos e anaeróbicos), e químicos e físicos (oxidação química, adsorção precipitação química, coagulação/floculação, sedimentação/flotação, extração a ar) (BANDALA, 2021).

Os processos mais modernos utilizam técnicas combinadas, unidades modulares ou de vários estágios como a osmose reversa, nanofiltração, adsorção ativa de carbono que apenas transferem de fase o contaminante. Processos Oxidativos Avançados (POA) como O₃ (ozônio), O₃/H₂O₂ (ozônio com peróxido de hidrogênio), UV / O₃ (radiação ultravioleta com ozônio), UV / Fe²⁺ H₂O₂ (foto - Fenton), Fe²⁺/ H₂O₂ (Fenton), UV / TiO₂ (fotocatálise heterogênea) são propostos para a mineralização de moléculas orgânicas recalcitrantes, porém, não são economicamente viáveis, sendo a combinação de POA com outros métodos a

configuração mais viável para tratamento deste efluente altamente tóxico e complexo (CHEN *et al.*, 2021; TENG *et al.*, 2021).

A definição da configuração e tipo de sistema de tratamento de lixiviado depende além da vazão de lixiviado, de suas características físico-químicas que podem ser realizadas em três níveis: determinação de parâmetros coletivos específicos (métodos padronizados na literatura) e não específicos (métodos de caracterização reconhecidos na literatura, ainda não padronizados); identificação individual dos compostos; identificação de classes de compostos.

Os parâmetros coletivos específicos determinam as propriedades físico-químicas, hidrobiológicas e ecotoxicológicas do lixiviado. Os parâmetros coletivos não específicos determinam informações direcionadas a uma determinada propriedade, já a identificação individual permite a avaliação detalhada dos contaminantes presentes no lixiviado (MORAVIA, 2010). Juntamente com a caracterização do lixiviado o monitoramento da presença desse efluente em águas superficiais deve ser realizado (ROY *et al.*, 2018).

2.3.5.6 Drenagem Provisória e Drenagem Definitiva de Águas Pluviais

Os sistemas de drenagem têm a finalidade de interceptar e desviar o escoamento superficial das águas pluviais, evitando a infiltração de água no maciço de RSU reduzindo a taxa de produção de lixiviado. O dimensionamento da rede depende da vazão a ser drenada oriunda da precipitação. Diferente do dimensionamento de sistemas de coleta de lixiviado que envolve o comportamento do líquido no interior do maciço, a metodologia utilizada para determinar a vazão da drenagem de águas pluviais é mais prática e segue os procedimentos de drenagem urbana. Em áreas de pequena contribuição (< 50 hectares) o método Racional é o mais indicado e é expresso pela Equação 2 (CEMPRE, 2018).

$$Q = 0,278 \times C \times i_{\max} \times A \quad (2)$$

Onde: Q = vazão a ser drenada na seção considerada [m³/s]; C = coeficiente de escoamento médio ponderado (tabelado e dependente do solo, tipo de cobertura, tipo de ocupação, tempo de retorno, intensidade da precipitação e declividade) [Adimensional]; A = área da bacia contribuinte (km²); i = intensidade da chuva crítica (mm/ h).

A determinação das intensidades das precipitações de projeto é realizada através das curvas intensidade-duração-frequência (curvas IDF) de precipitações apresentadas em tabelas ou equações. Os dados pluviométricos e pluviográficos são indispensáveis para cálculo das chuvas de projeto, no entanto, falhas são constantes e devem ser corrigidas. Outros tipos de

metodologia são utilizados para determinação da precipitação média: método aritmético; método de Thiessen; e o método das Isoietas (CAROLINE *et al.*, 2015).

Juntamente com a determinação da vazão e da geometria da área devem ser apresentados no projeto de recuperação /restauração / reabilitação de áreas de disposição irregular de RSU os elementos de projeto de redes de microdrenagem - condutos pluviais (SUDERHSA, 2002).

Segundo o Manual de Drenagem Urbana da Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do estado do Paraná (SUDERHSA), os dados necessários para elaboração do projeto adaptado às áreas de resolução de passivos ambientais são: mapa de localização; planta planialtimétrica da microbacia de contribuição da área de disposição com pontos cotados; tipo de ocupação e recobrimento do solo; identificação do curso de água mais próximo ou do sistema de drenagem existente - nível máximo e levantamento topográfico da descarga final (SUDERHSA, 2002).

A rede coletora deverá ser apresentada em planta baixa de acordo com as condições do escoamento superficial seguindo as seguintes regras (ABNT, 1992; SUDERHSA, 2002):

- Divisores de água, áreas de contribuição e área de acumulação de fluxo deverão constar na planta;
- Identificação dos dispositivos de armazenamento (dispositivos de controle);
- Materiais flexíveis (colchões Reno, gabiões e canaletas de drenagem com geomantas ao invés das convencionais meias-canas em concreto) para drenagem superficial, dissipação de energia e condução do fluxo;
- O sistema coletor poderá receber ligações de outros dispositivos;
- Indicação das seções transversais e declividade do fundo dos canais em todos os trechos;
- Indicação do tipo de revestimento dos canais (quando existentes);
- Solução mais adequada em função da configuração geométrica da área e das condições de escoamento;
- Amortecimento nas áreas baixa e na saída do sistema;
- Detalhes de todas as singularidades existentes, tais como alargamentos ou estrangulamentos de seção, curvas, degraus, obras de dissipação de energia e outros.

A execução de canaletas no entorno da área de disposição e o direcionamento para o exutório evita o acúmulo da precipitação. Platôs superiores e bermas poderão ser conformados com declividade mínima de 2%. Os topos das valas escavadas deverão ter formato abaulado

em cota superior à do terreno. Os controles deverão ser realizados nos seguintes elementos: valas; bermas; encostas/nivelamento; bueiros/valetas; cobertura vegetal; calhas; barragens; dissipadores de energia; bacias de sedimentação; bacias de retenção; e bacias de infiltração (KAIMOTO, 2013).

Considerando que a estabilização de RSU e a produção de lixiviado perduram entre 30 a 50 anos após o fechamento ou reconformação da área de disposição de RSU e que esse efluente apresenta riscos de contaminação para os compartimentos ambientais que devem ser protegidos através da redução de sua geração e respectivo tratamento, algumas medidas de controle durante a implantação da drenagem podem ser realizadas (OLIVEIRA; BRAGA, 2017; TAMRU; CHAKMA, 2016).

Para dimensionamento do sistema de drenagem superficial eficiente os dados obtidos nos levantamentos topográficos planialtimétricos e os dados climatológicos são necessários. O sistema de drenagem pluvial e de coleta de lixiviado pode ser conectado ao sistema de drenagem e captura de gases para redução de custos de acordo com as características do projeto executivo.

2.3.5.7 Drenagem de Gases

De acordo com a NBR 8419/1992 o sistema para a drenagem de biogás pode ser integrado ao sistema de drenagem de líquido percolado (lixiviado), levando-se em consideração os seguintes aspectos: vazão do lixiviado e vazão de biogás; área de influência do fluxo na geração dos efluentes; declividade; equação de Manning (fator de segurança + biogás); resistência, rigidez e deformação diametral da tubulação devido às cargas aplicadas (operacionais e o peso do maciço) (NOGUEIRA, 2015).

O projeto do sistema de drenagem deve apresentar a disposição em planta de todos os elementos construtivos com escala apropriada, as suas dimensões, os materiais utilizados com suas especificações e os detalhes necessários à visualização. Os drenos são compostos por tubos perfurados de concreto armado envoltos por uma camada de brita que é fixada à coluna por uma tela metálica para maior estabilidade e proteção da estrutura (ELK, 2007).

Segundo NBR 15.849, a instalação de drenos de biogás poderá ser dispensada (de acordo com a análise do técnico responsável) se a fração orgânica dos RSU for menor que 30% para altura final da área reconformada entre 0 - 6 metros e para fração orgânica maior que 30% para altura menor que 3 metros. Os poços que fazem parte do sistema de coleta de biogás e lixiviado são independentes dos poços de monitoramento de águas subterrâneas (ABNT, 2010 *apud* NOGUEIRA, 2015)

2.3.5.8 Monitoramento de Águas Subterrâneas

A legislação brasileira estabelece que a prevenção e o controle da poluição de corpos hídricos subterrâneos estão relacionados aos usos e classes de qualidade dessas águas e que a contaminação dos solos deve ser prevenida para que a sua funcionalidade seja mantida bem como a proteção da qualidade das águas.

A Resolução CONAMA Nº 396/2008, apresenta em seu artigo 1º a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento, prevenção e controle da poluição das águas subterrâneas. As águas subterrâneas são classificadas em classes de acordo com a Resolução, em que os padrões das Classes 1 a 4 deverão ser estabelecidos com base nos Valores de Referência de Qualidade (VRQ), determinados pelos órgãos competentes, e nos Valores Máximos Permitidos para cada uso preponderante, observados os Limites de Quantificação Praticáveis (LQPs) (CONAMA, 2008).

As áreas contaminadas deverão seguir uma metodologia específica antes de seu enquadramento de acordo com a Resolução CONAMA Nº 420, de 28 de dezembro de 2009, que apresenta os critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas (CONAMA, 2009).

Segundo Rapti-Caputo e colaboradores (2006) para avaliar os riscos ambientais associados à contaminação por lixiviado em áreas de disposição de RSU, é necessário a investigação hidrogeológica, geoquímica e litológica dos sistemas através de análises laboratoriais das amostras de água, solo e subsolo (componentes sólidos, líquidos e gasosos) obtidas em poços distribuídos conforme a dinâmica de escoamento superficial e subterrâneo, determinados através das cargas potenciométricas e das cotas altimétricas dos níveis das águas nos poços.

Segundo a CONAMA Nº 420/2008 os procedimentos para avaliação das concentrações de substâncias químicas devem ser realizados através de amostragens e ensaios de campo ou laboratoriais de acordo com normas nacionais e internacionais e metodologias específicas reconhecidas internacionalmente para sondagens, coleta, manuseio preservação, acondicionamento e transporte das amostras e análises físicas, químicas, físico-químicas, biológicas, toxicológicas e ecotoxicológicas.

O desenvolvimento de um sistema de monitoramento é direcionado pela análise da pluma de contaminantes e do sentido do fluxo e da dinâmica nas águas subterrâneas. A norma

NBR 15495 indica que para a instalação de uma obra de engenharia como o Poço de Monitoramento (PM) são necessários o conhecimento do perfil geológico, da camada hidrogeológica, do nível de água (mapa potenciométrico) e do sentido do fluxo subterrâneo (ABNT, 2010 *apud* RIYIS; RIYIS, 2007).

Os dados e informações obtidos servem para elaboração do plano de amostragem de águas subterrâneas. Os métodos de perfuração tradicionais são destrutivos, por isso, a amostragem dos solos, sedimentos e rochas deve ser executada junto com a sondagem para instalação do poço de monitoramento. A Figura 3 apresenta a configuração padrão em corte de elevação para o processo de planejamento de instauração de poços de monitoramento.

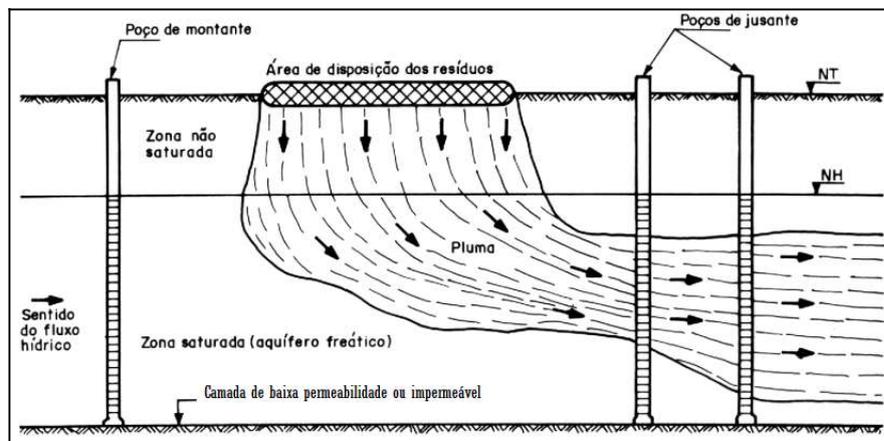


Figura 3 - Corte de elevação dos pontos de localização dos poços de monitoramento
Fonte: ABNT (1997)

A NBR 15495/2007 descreve a metodologia para projetar, construir e instalar poços de monitoramento convencionais para aquíferos granulares não consolidados. Para formações com granulometria mais finas do que a citada (siltosa, argilosa, silto argilosas, e argilo siltosas), a norma não garante amostras de água livres de turbidez. Sendo assim, utiliza-se o filtro mais fino possível ou a instalação de um poço pré-montado (ABNT, 2010 *apud* RIYIS; RIYIS, 2007).

O monitoramento sistemático da água subterrânea deve constar no memorial descritivo do projeto de resolução de passivos em áreas de disposição final de RSU, levando-se em consideração o monitoramento para cada maciço e a construção dos poços de acordo com as normas técnicas específicas - NBR15495-1 e NBR15495-2 (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2008).

2.3.5.9 Monitoramento Geotécnico

O monitoramento geotécnico de aterros de RSU e de áreas reconformadas de RSU permite a avaliação das condições de segurança, avaliação das estruturas existentes e

avaliação do comportamento geomecânico do maciço. O desenvolvimento de projetos de aterros sanitários e de reconformação de áreas de disposição de RSU é complexo devido às propriedades geotécnicas do RSU e seu comportamento é um fator de controle na estabilidade geral influenciado diretamente pela fração orgânica e pela umidade (MACHADO *et al.*, 2010; MEHDIZADEH; SHARIATMADARI; KARIMPOUR-FARD, 2020).

O ensaio de penetração padronizado e o ensaio de penetração do cone são os métodos mais comuns para avaliar as propriedades geotécnicas do solo e podem ser utilizados para determinação das características dos RSU dispostos. Machado e colaboradores (2010) afirmaram em sua pesquisa que conforme o envelhecimento do RSU o tamanho das partículas reduz e a homogeneidade aumenta, aproximando-se as características dos RSU dispostos com as características de solos, comprovados pelos ensaios de penetração (MACHADO *et al.*, 2010).

As características físicas normalmente analisadas são: umidade, fração dos tipos de RSU, esforços atuantes (tração, compressão, flexão, torção, cisalhamento), permeabilidade, coesão e ângulo de atrito. Para parâmetros mais precisos, os ensaios de cisalhamento direto e ensaios triaxiais são utilizados. A determinação da coesão e do ângulo de atrito para os RSU (sondagem SPT) podem ser realizadas através de equações específicas (ALMEIDA; OLIVEIRA, 2018; VAZ; FIORI; SILVEIRA, 2018).

No monitoramento geotécnico, os seguintes elementos devem ser avaliados: recalques superficiais (deslocamentos verticais e horizontais através da medição de marcos instalados nas superfícies dos taludes, bermas e no topo da célula reconformada ou do aterro); pressões no interior das células (nível de líquidos e pressão de gases através de piezômetros no interior do maciço); inspeções de campo (detecção de trincas, processos erosivos, vazamento de lixiviados, condições do sistema de drenagem superficial nos elementos de projeto); e controle tecnológico dos materiais geotécnicos (implantação dentro das especificações dos elementos de projeto através de ensaios de laboratório e de campo em todo o aterro) (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2008).

Reddy e colaboradores (2015) analisaram as modificações das propriedades geotécnicas de RSU novos em função do estágio de degradação da matéria em que foi utilizada a recirculação de lixiviado para aumentar a taxa de degradação anaeróbia através dos seguintes parâmetros: composição do biogás; umidade; fração orgânica; peso específico; condutividade hidráulica; distribuição de tamanho de partícula dos RSU; e compressibilidade e resistência ao cisalhamento. Identificaram que a recirculação de lixiviado em ambiente anaeróbico acelera a biodegradação levando ao aumento do peso específico, aumento da

geração de biogás, aumento da umidade, redução da fração orgânica, redução do tamanho das partículas e redução da porosidade e condutividade hidráulica.

Após a definição do método de análise de estabilidade de taludes (método do talude infinito; método de Culmann; Método de Fellenius; Método Simplificado de Bishop; Método Simplificado de Jambu; Método de Spencer; Método de Morgenstern e Price), dos parâmetros geotécnicos dos resíduos, das camadas e do substrato local (coeficiente de poropressão, ângulo de atrito, coesão, peso específico, ângulo tensão tração, coesão aparente e fator de segurança), da elaboração de seções litoconstrutivas do aterro ou da célula em recuperação (plantas topográficas planialtimétrica e perfis de sondagens) são executadas as análises de estabilidade de talude em programas específicos que realizam as interações necessárias gerando superfícies potenciais de ruptura a cada análise (cenário) (REMÉDIO, 2014).

O parâmetro R_u (utilizado para estimativa de pressões neutras na análise de estabilidade de obras de terra e utilizado em aterros sanitários devido às distribuições de pressões neutras no maciço) é um indicador da razão entre a pressão neutra e a tensão vertical em um determinado ponto. A avaliação da estabilidade em termos de parâmetros dos RSU e da pressão neutra (influência direta do biogás) é muito importante para evitar possíveis rupturas que possam ocasionar eventos extremos de movimentação de massa (DACIOLO, 2020). O risco de ruptura deve ser gerenciado e os parâmetros monitorados para que esses eventos não ocorram ou que possam ter risco mínimo e aceitável de acordo com o projeto executivo ou o projeto de descomissionamento.

2.3.6 Presença de “Catadores”, Queima de Resíduo, Ocorrência de Moscas e Odores, Presença de Aves e Animais, Recebimentos de Resíduos não Autorizados e Resíduos Industriais, Estruturas e Procedimentos

2.3.6.1 Presença de “Catadores”

Os coletores de resíduos (materiais que possuem valor econômico depois de sua utilização inicial e seu descarte) são um grupo de trabalhadores com baixo nível socioeconômico e que realizam suas atividades através de associações em locais regulamentados, em áreas vulneráveis ou aleatoriamente pelo espaço urbano e rural. A coleta em áreas sem controle e em espaços urbanos (inadequados e insalubres) colocam os indivíduos em risco de óbitos, mutilações e aquisição de doenças (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2008; ZOLNIKOV *et al.*, 2019).

De acordo com a nota técnica do Banco Mundial em 2007 existiam aproximadamente 15 milhões de pessoas envolvidas na coleta de resíduos em todo o mundo.

Nos países menos desenvolvidos os coletores representavam 1% da força de trabalho urbana (MEDINA, 2008). Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2010 o número de pessoas ocupadas como “coletores de lixo” (código de subgrupo 961 - IBGE) era de 398.348 o qual 226.795 eram “coletores de lixo e material reciclável” (subgrupo 9611) e 164.168 eram “classificadores de resíduos” (subgrupo 9612) e 7.385 eram “varredores e afins” (subgrupo 9613) (DAGNINO; JOHANSEN, 2017).

De acordo com Dias (2011), 250 mil pessoas realizavam atividades de coleta em 2011. Dados atuais da categoria indicam que 800 mil pessoas desenvolvem essa atividade e que 70% são do gênero feminino. Outras estimativas indicam a variação de 300 mil a 1 milhão de pessoas sobrevivendo da coleta de materiais recicláveis no Brasil (MNCR, 2021).

A gestão informal de RSU deveria ter sido encerrada com a PNRS em 2014, a qual estabeleceu o fechamento de todas as áreas de disposição final ambientalmente inadequadas no país e o redirecionamento dos catadores para o setor formal, no entanto, devido à diversos fatores, as ações desenvolvidas não foram eficazes para encerrar essas atividades.

O ANEXO C apresenta a legislação brasileira sobre esse tema, contudo apesar de toda a construção para proteção dos indivíduos vulneráveis do setor de RSU, eles continuam a trabalhar e enfrentar riscos ocupacionais associados à sua informalidade nas áreas de disposição irregular de RSU. A organização dos “catadores” deve ser auxiliada pelos setores públicos específicos em todas os níveis de governo com o intuito de desenvolver diferentes modelos de negócios para essas organizações e garantir sua independência e funcionalidade (MEDINA, 2008; ZOLNIKOV *et al.*, 2019).

2.3.6.2 Queima de Resíduo; Ocorrência de Moscas e Odores; Presença de Aves e Animais

A PNRS proíbe nas áreas de disposição final de RSU a utilização dos rejeitos dispostos para alimentação, a catação, a criação de animais domésticos, a fixação de habitações temporárias ou permanentes e estabelece metas para a eliminação e recuperação dos sítios, associadas à inclusão social e à emancipação econômica de “catadores” de materiais reutilizáveis e recicláveis. A queima a céu aberto ou em recipientes, instalações e equipamentos não licenciados para essa finalidade também é proibida (BRASIL, 2010).

Apesar das proibições, dos 41% dos resíduos e rejeitos produzidos no mundo que são queimados, apenas uma pequena fração é separada para incineradores e sistemas modernos de combustão. China, Índia, Brasil, México, Paquistão e Turquia estavam entre os maiores

contribuintes para emissões oriundas da queima de RSU a céu aberto em 2010 (WIEDINMYER; YOKELSON; GULLETT, 2014).

A queima de RSU sem controle nas áreas de disposição irregular leva à emissão de vários poluentes do ar, como gases de efeito estufa, gases traços, Material Particulado (MP) e outros compostos tóxicos (AGARWAL *et al.*, 2020).

A disposição no solo de RSU sem nenhum tipo de controle é uma fonte para vetores de doença, odor e poeira, em que o aumento da exposição de uma pessoa ocorre através da inalação, da ingestão e do contato pela epiderme (pele). As emissões odoríferas são frequentemente associadas à relatos de problemas de saúde por parte das comunidades no entorno e dos “catadores” ocasionando náusea, dores de cabeça, sonolência, fadiga e problemas respiratórios (ABEBE; ABITEW, 2018).

Outros riscos à saúde humana pelo surgimento de vetores transmissores como moscas, mosquitos, pernilongos e afins, baratas, ratos, formigas são identificados nessas áreas. As doenças relacionadas são filariose, malária, febre amarela, dengue e arboviroses silvestres. A atração de mamíferos e aves que podem servir de hospedeiros de patógenos também é um problema que deve ser gerenciado (VENÂNCIO *et al.*, 2018).

O desenvolvimento de plano de controle de pragas e animais no interior de áreas de disposição de RSU envolve a inspeção, identificação das espécies, diagnóstico e a descrição de medidas preventivas, medidas corretivas e medidas de eliminação com periodicidade de sua implantação e manutenção e deve ser integrante do projeto de descomissionamento (SÃO PAULO, 2014).

2.3.6.3 Recebimentos de Resíduos não Autorizados e Recebimento de Resíduos Industriais

De acordo com a PNRS os resíduos industriais são aqueles gerados nos processos produtivos e instalações industriais, sendo a autorização e o licenciamento pelas autoridades competentes imprescindíveis (BRASIL, 2010).

Os aterros industriais são classificados como I ou II de acordo com o tipo de resíduo para qual ele foi licenciado. Aterro Classe I recebe resíduos industriais perigosos, não reativos, não inflamáveis, com baixo teor de solventes, óleos e água. O Aterro Classe II recebe resíduos não perigosos (CETESB, 2022).

A classificação dos resíduos quanto aos riscos potenciais à saúde e ao meio ambiente servem como instrumento de gerenciamento para resolução dos passivos ambientais. Um dos objetivos da PNRS é a redução do volume e da periculosidade dos resíduos perigosos. A

Resolução CONAMA Nº 358/2005 estabelece que os resíduos no estado sólido sem tratamento devem ser dispostos em aterro de resíduos perigosos - Classe I, e os resíduos que passem por tratamento devem ser dispostos em aterro sanitário devidamente licenciado (CONAMA, 2005). A Resolução CONAMA Nº 23/1996 proíbe a importação de resíduos perigosos Classe I (CONAMA, 1996).

O acesso à área de disposição de resíduos deve ser controlado para evitar a disposição de resíduos não autorizados. Para as áreas contaminadas, as análises dos resíduos, de águas subterrâneas e superficiais e do solo devem ser realizadas para identificar os tipos de resíduos dispostos e o grau de contaminação para adoção das medidas específicas (MMA/MEC/IDEC, 2005).

A descontaminação de áreas órfãs deverá ser estruturada pelo Estado através de instrumentos e atividades específicas sem prejuízo das iniciativas de outras esferas governamentais, e caso seja identificado o responsável pelo passivo, este deverá ressarcir integralmente o poder público com os gastos empregados, de acordo com a PNRS (BRASIL, 2010). Os instrumentos e as atividades específicas são relacionados no procedimento administrativo de licenciamento ambiental realizado pelo órgão ambiental responsável, indicando e analisando todos os critérios, programas, projetos apresentados e indicando as medidas mitigadoras e compensatórias dos impactos ambientais (BRASIL, 1981).

2.3.6.4 Estruturas e Procedimentos

A análise das estruturas em áreas de disposição de RSU leva em consideração os seguintes elementos: equipe operacional; balança para pesagem dos caminhões; portaria, vestiário, refeitório, vias de acesso, isolamento físico e visual; máquinas e equipamentos; sistemas de drenagem e tratamento (NUNES *et al.*, 2020; PEREIRA; SOARES; PEREIRA, 2004).

Os procedimentos operacionais nas áreas de disposição de RSU envolvem o controle da operação (registros de operações incluindo pós-fechamento), conteúdo do registro (descrição e quantidade de cada resíduo recebido e a data de sua disposição; indicação do local onde o resíduo foi disposto, bem como sua quantidade e o respectivo número de manifesto; registro das análises efetuadas nos resíduos; registro das inspeções realizadas e dos incidentes ocorridos e respectivas datas); e relatório anual (descrição do tipo e da quantidade recebida de cada resíduo não perigoso, por gerador e dados relativos ao monitoramento das águas superficiais e subterrâneas e, se for o caso, de efluentes gasosos gerados) (ABNT, 1997).

O registro diário de operação deve ser preenchido no final da jornada de trabalho antes da saída do responsável geral. Os veículos transportadores devem ser inspecionados e pesados na portaria e os resíduos e rejeitos devem ser categorizados por classe. Resíduos proibidos de acordo com a legislação e com as normas operacionais do aterro não devem ser aceitos. Após a verificação das conformidades o responsável permitirá o descarregamento final seguido de espalhamento, compactação e cobertura (EU, 2017).

Quando resíduos e rejeitos não permitidos forem encontrados nos veículos transportadores as seguintes indicações podem ser realizadas: remoção direta pelos colaboradores ou remoção utilizando equipamentos seguida da disposição em área específica para posterior destinação devida. Toda a equipe operacional na área de disposição é responsável por impedir a disposição de resíduos e rejeitos não permitidos (EU, 2017).

Após autorização para descarregamento das cargas dos veículos transportadores na área, os resíduos e rejeitos devem ser dispostos de acordo com o plano de desenvolvimento da área (célula) preparada para recebimento no dia, que deve ter no mínimo capacidade de recebimento para um mês de serviço. Os sistemas de coleta de lixiviado devem ser inspecionados pelo responsável antes do descarregamento. Os drenos, barreiras e bermas para a drenagem de águas pluviais devem ser instalados e construídos na célula ativa. A cobertura diária deve estar próxima da célula ativa, caso seja realizado descarregamento em células antigas, toda cobertura deve ser armazenada para reutilização. Os acessos dos veículos transportadores não podem ser realizados sobre os resíduos e rejeitos não compactados e sem camada de proteção e devem ser planejados para que, à medida que a célula cresça, a estrada de acesso possa ser ampliada com o sistema de drenagem para evitar acúmulo de água (EU, 2017).

Contenções devem ser construídas nas laterais da célula para impedir o espalhamento de resíduos e rejeitos dispostos acima do nível do solo. Essas barreiras (declives de 1:2,5) podem ser de resíduos e rejeitos, restos de construção civil, material de cobertura e em último caso com os resíduos e rejeitos antigos. A altura da célula deve ter entre 3 metros e 5 metros com inclinação mínima de 5% para drenar as águas pluviais para o sistema de controle. Antes da finalização da célula de disposição uma nova área (célula) deve ser definida e preparada (EU, 2017).

Resíduos e rejeitos pouco compactados ocupam até duas ou três vezes o volume da célula além de causarem muitos problemas de estabilidade. O descarregamento acima do solo deve ser realizado na parte inferior da célula e direcionado para a parte superior auxiliando na compactação quando utilizado o método de rampa. Cada camada deve ter menos de 0,6

metros de espessura e deve receber no mínimo 3 passagens pelo equipamento e 5 passagens para compactação ideal. A utilização de tratores de esteira para compactação deve ser feita com inclinação de 1:3 (vertical: horizontal) formando camadas sobrepostas (EU, 2017).

Ao final da disposição diária os resíduos e rejeitos totalmente compactados devem ser cobertos com terra ou outro material inerte com uma configuração mais suave possível. As superfícies irregulares restantes devem ser cobertas com solo para obter a espessura mínima necessária de 20 centímetros com 3 a 5 passagens do equipamento. O material de cobertura deve ser descarregado no topo da célula para cobertura diária e no “pé” (parte inferior) do talude para a cobertura de rampa. Para cobertura em inclinações intermediárias (aquelas que não serão cobertas diariamente por até 6 meses, mas que serão eventualmente cobertas com mais resíduos) a espessura deve ser aumentada para 30 centímetros. A cobertura final do solo terá pelo menos 60 centímetros de espessura, além de uma cobertura de solo passível de revegetação (EU, 2017).

Encerrada a vida útil da área de disposição, executar-se-á os planos de monitoramento, previamente aprovados no procedimento administrativo de licenciamento ambiental. Áreas órfãs e áreas abandonadas em processo de descomissionamento e / ou recuperação também devem atender as determinações do órgão ambiental responsável pelo licenciamento dessas atividades (CONAMA, 1986).

2.3.7 Características da Área

2.3.7.1 Proximidades de Núcleos Habitacionais

O Estatuto da Cidade (Lei Federal Nº 10.257/2001) estabelece diretrizes gerais da política urbana e normas que regulam o uso da propriedade urbana em prol do bem coletivo, da segurança e do bem-estar dos cidadãos e do equilíbrio ambiental. O artigo 2º da referida lei é claro ao definir o planejamento do desenvolvimento das cidades de modo a evitar efeitos negativos sobre o meio ambiente, a deterioração das áreas urbanizadas e a poluição e a potencializar a urbanização de áreas ocupadas por população de baixa renda mediante o estabelecimento de normas especiais (BRASIL, 2001).

De acordo com o Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos desenvolvido pelo Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM), sob o patrocínio da Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República (SEDUC), as áreas de disposição de RSU têm que se localizar em zona rural (agrícola) ou industrial e

distantes de Unidades de Conservação Ambiental, aeroportos e aeródromos e redes de alta tensão (IBAM, 2001).

Em consonância com essas determinações normas específicas como com a NBR 10157:1987 e a NBR 13896:1997 indicam a distância mínima a núcleos populacionais de 500 metros dos limites da área de disposição de RSU, sendo que essa distância pode ser alterada pelo órgão ambiental responsável pelo procedimento administrativo de licenciamento ambiental (ABNT, 1987, 1997; IBAMA, 2019).

A PNRS proíbe a fixação de habitações temporárias ou permanentes nas áreas de disposição final de resíduos ou rejeitos. Tanto a Lei nº 9.605/98, quanto o regulamento - Decreto Nº 6.514/2008-, estabelecem multa e prisão para quem construir em solo não edificável ou no seu entorno, assim considerado em razão de seu valor paisagístico, ecológico, artístico, turístico, histórico, cultural, religioso, arqueológico, etnográfico ou monumental, sem autorização da autoridade competente ou em desacordo com a concedida (BRASIL, 1998, 2008).

Deve-se considerar não somente a proximidade de núcleos habitacionais mas também a distância dos centros produtores de resíduos, de ecossistemas sensíveis, faixas de domínio de rodovias, recursos hídricos e outras definidas em lei (PINTO, 2011).

2.3.7.2 Proximidade de Corpos de Água

De acordo com a Portaria nº 124/1980, indústrias potencialmente poluidoras, construções ou estruturas que armazenam substâncias capazes de causar poluição hídrica (aterros e áreas de disposição final de RSU), devem estar localizadas a uma distância mínima de 200 (duzentos) metros das coleções hídricas ou cursos d'água mais próximos (BRASIL, 1980).

Normas técnicas mais atuais como a NBR 10.157:1987, NBR 13.896:1997 indicam a mesma distância de 200 metros de qualquer coleção hídrica, no entanto o órgão ambiental de controle poderá alterar esse intervalo de acordo com a análise de vulnerabilidade de contaminação. O IBAM indica que as áreas de disposição de RSU devem possuir uma distância mínima de 50 metros das valas de drenagem que pertençam ao sistema de drenagem municipal ou estadual (IBAM, 2001).

A influência da área de disposição de RSU na qualidade dos coleções hídricas superficiais e subterrâneas deve ser avaliada através dos parâmetros indicados em normas e na literatura com o intuito de impedir a contaminação conciliado à quantificação dos efluentes

(lixiviado e biogás) para calcular a viabilidade de operacionalização (vida útil) (RAHMAT *et al.*, 2017).

2.3.7.3 Vida Útil da Área

O tempo de operacionalização de uma área de disposição de RSU depende de alguns fatores como: dimensões da área; taxa de deposição (toneladas de RSU dispostos por um período) e compactação. Várias técnicas de modelagem foram desenvolvidas para estimar a vida útil de aterros sanitários (modelos de simulação técnica meta-heurística baseada em algoritmo, análise de regressão baseado na separação do rebaixamento primário e secundário) e formas mais simples como determinação da quantidade de RSU gerado pela população ano a ano utilizando taxa de crescimento populacional (AKYEN; BOYE; ZIGGAH, 2017; SILVA, 2016).

Devido à inexistências de dados operacionais e os riscos associados ao levantamento *in situ*, a determinação dos elementos necessários para o cálculo da vida útil de áreas de disposição irregular pode ser realizada através de Modelos Digitais de Terrenos (MDE) utilizando técnicas e instrumental específico como aerofotolevanteamento ao invés de metodologias tradicionais de levantamento topográfico (FILKIN *et al.*, 2022).

De acordo com a NBR 15849:2010 os aterros podem ser de grande porte (> 20 toneladas por dia de disposição) ou de pequeno porte (< 20 toneladas por dia) e devem apresentar o mínimo de 15 anos de vida útil, no entanto a NBR 13896:1997 recomenda a construção de aterros com vida útil mínima de 10 anos e monitoramento por mais 10 anos (ABNT, 1997; ABNT, 2010). Apesar da divergência em relação ao tempo de operacionalização de uma área de disposição de RSU, as normas apresentam critérios norteadores específicos que devem ser analisados de acordo com os critérios legais, o zoneamento e demais condicionantes definidos pelo órgão ambiental licenciador.

2.3.7.4 Restrições Legais ao Uso do Solo

As instalações, atividades e áreas de disposição de RSU devem apresentar o distanciamento específico imposto por leis, normas e regulamentos. Os seguintes elementos devem ser analisados: áreas de preservação permanente; coleções hídricas; áreas de recarga de aquíferos; áreas sob proteção ambiental; áreas tombadas (patrimônio histórico); áreas sob proteção especial; áreas de segurança aeroportuária; redes de alta tensão; aglomerados habitacionais; rodovias. Deve-se atentar também ao zoneamento ambiental em todas as

esferas de governo (federal, estadual e municipal) e ao uso e ocupação das terras estabelecido em planos específicos (*e.g.* plano diretor) (ELK, 2007; OLIVEIRA; BOIN; FELÍCIO, 2017).

Tanto a Constituição Federal (CF) quanto a legislação infraconstitucional e as resoluções e normas apresentam assuntos de relação direta ou indireta sobre a utilização do solo e sobre as atividades de gestão e gerenciamento de RSU. O ANEXO D apresenta de forma consolidada o arcabouço jurídico institucional sobre uso do solo (ABNT, 1985; BRASIL, 1979, 1980, 1981, 1988, 2008, 2012a, 2012b; CONAMA, 1986, 1988, 1989).

As restrições legais impõem medidas de comando e controle e promovem a segurança da população, dos compartimentos ambientais e da fauna e flora. As determinações apresentadas no ANEXO D tem a finalidade de subsidiar o desenvolvimento do Índice de Qualidade de Área de Disposição Irregular de RSU (IQUADI) juntamente com as informações sobre indicadores de qualidade ambiental de outras localidades.

2.4 INDICADORES DO MANUAL DE REABILITAÇÃO DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO SEM CONTROLE DESENVOLVIDO PARA A GESTÃO DE RESÍDUOS DA ÁSIA E ÍNDICES DE POLUIÇÃO / CONTAMINAÇÃO

A iniciativa realizada por diversos pesquisadores e instituições visou desenvolver uma ferramenta de tomada de decisão para gestão sustentável de aterros na região asiática além de resolver problemas imediatos relacionados à disposição de RSU no solo sem nenhum controle (JOSEPH *et al.*, 2005). A ferramenta, detalhada pelo manual, indica que a primeira ação dos responsáveis pela resolução de passivos deve ser a escolha entre o fechamento, o fechamento seguido de reabilitação e a conversão com suporte baseado na análise dos riscos ambientais e de saúde humana, que devem ser avaliados através de investigações técnicas.

De acordo com Joseph e colaboradores (2005) a avaliação de risco é um conjunto de atividades lógicas, sistêmicas e bem definidas que fornecem ao tomador de decisão implementar ações para minimizar riscos e evitar danos.

Os seguintes parâmetros e aspectos devem ser listados na avaliação ambiental: caracterização quali-quantitativa dos efluentes gerados (líquidos e gasosos); caracterização quali-quantitativa das plumas de contaminantes nos compartimentos ambientais (concentrações e gradientes de contaminação dos produtos e subprodutos oriundos da transformação no meio); identificação da população afetada direta ou indiretamente no entorno das áreas de disposição irregular de RSU; período total de tempo de liberação dos poluentes e contaminantes, duração da exposição; impactos sinérgicos na saúde da população exposta e mais suscetível a poluentes derivados do local e da flora e fauna; características do

local; profundidade ou altura das camadas de RSU e o seu grau de compactação; tipos de resíduos dispostos durante o período de operacionalização; extensão da área e potenciais efeitos psicológicos na saúde pública (LIMA *et al.*, 2018; TENODI *et al.*, 2020).

Kumar e colaboradores (2005) desenvolveram uma ferramenta prática de tomada de decisão baseada em risco para auxiliar governos e outras autoridades na priorização de ações relacionadas à reabilitação de áreas de disposição sem controle. Investigações mais detalhadas, legislações locais e adaptações de peso e sensibilidade devem ser modificadas para aplicabilidade dessa ferramenta em condições locais (KUMAR; ALAPPAT, 2005 *apud* JOSEPH, 2005). A ferramenta desenvolvida com especialistas da área de gestão e gerenciamento de RSU permite a análise de 27 parâmetros selecionados como prioritários e com peso específico para cada um (W_i) baseado no método de comparação por pares com ponderação total de 1000. Cada atributo foi medido em termos de índice de sensibilidade (S_i) na escala de 0 a 1 para o cálculo das pontuações acumuladas (Índice de Risco - IR) usado para classificação da decisão em: "0" nenhum ou muito baixo risco e "1" elevado risco.

A área de disposição final irregular de RSU com a menor pontuação indica baixa sensibilidade e impactos ambientais insignificantes. Conforme o aumento da pontuação, maior o índice de risco e maiores os impactos ambientais. O Quadro 2 apresenta a comparação dos atributos usados na pesquisa na Ásia (27 atributos) com os atributos (subitens) usados pela CETESB para avaliação das áreas de disposição de RSU no estado de São Paulo (33 atributos).

Quadro 2 - Existência dos atributos e subitens para disposição irregular de RSU no solo: Ásia x CETESB

Peso do parâmetro	Programa Regional Asiático	Subitens do IQR (CETESB)
69	Distância de fonte de suprimento de água (m)	Não verificado
64	Profundidade / Altura da camada de resíduos (m)	Verificado (monitoramento geotécnico)
61	Área de cobertura da disposição ambientalmente inadequada (hectares)	Verificado (dimensões da frente de trabalho)
54	Profundidade do lençol freático (m)	Verificado (Prof. lençol freático x permeabilidade do solo)
54	Permeabilidade do solo	Verificado (Prof. lençol freático x permeabilidade do solo)
50	Qualidade das águas subterrâneas	Verificado (monitoramento de águas subterrâneas)
46	Distância para habitats críticos, como áreas úmidas e reservas florestais (km)	Verificado (restrições legais ao uso do solo)

46	Distância para o aeroporto mais próximo (km)	Verificado (restrições legais ao uso do solo)
41	Distância de águas superficiais (m)	Verificado (proximidade de corpos de água)
41	Tipo de solo de base (% argila)	Verificado (impermeabilização de solo)
36	Vida útil da área para uso futuro (anos)	Verificado (vida útil)
30	Tipos de resíduos (Resíduos sólidos urbanos / resíduos hospitalares)	Verificado (recebimento de resíduos não autorizados e industriais)
24	Quantidade total de resíduos no local (tonelada)	Verificado (dimensões da frente de trabalho)
21	Distância de núcleos populacionais em relação ao vento predominante (m)	Verificado (proximidade de núcleos populacionais)
16	Zonas de inundação (período de cheias em anos)	Não Verificado
11	Precipitação anual no local (cm / ano)	Não verificado
7	Distância de cidades (km)	Verificado (restrições legais ao uso do solo)
7	Aceitação do público	Não Verificado
3	Qualidade do ar ambiente - CH ₄ (%)	Verificado (queima de resíduos)
71	Resíduos perigosos na área (%)	Verificado (recebimento de resíduos industriais)
66	Fração biodegradável de resíduos no local (%)	Não verificado
58	Idade de preenchimento (anos)	Verificado (portaria, balança e vigilância)
26	Umidade dos resíduos no local (%)	Verificado (monitoramento geotécnico)
36	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do lixiviado (mg/L)	Não verificado
19	Demanda Química de Oxigênio (DQO) do lixiviado (mg/L)	Não verificado
13	Sólidos Totais dissolvidos (ST) no lixiviado (mg / L)	Não verificado

Fonte: Adaptado de Joseph (2005) e CETESB (2018).

Os atributos foram agrupados em categorias definidas e classificados através dos Método Delphi (especialistas da área). Após determinação da importância dos parâmetros foi atribuída, com base no método de comparação por pares, o peso de cada um (ponderação dos atributos - W_i). O potencial de risco do local de acordo com a classificação e as ações para

categoria pode ser visualizado no Quadro 3 para o índice criado para o gerenciamento de áreas de disposição sem controle da Ásia.

Quadro 3 - Critérios para avaliação com base no índice de riscos.

Índice de Risco	Potencial de Perigo	Ações Recomendadas
< 300	Muito baixo	Local potencial para instalação de aterro sanitário após reabilitação.
300 - 449	Baixo	Reabilitação da área em fases. Aceita a disposição de resíduos e rejeitos até o final de sua vida útil.
450 - 599	Moderado	Reabilitação imediata da área. Aceita a disposição de resíduos e rejeitos até o final de sua vida útil.
600 - 749	Alto	Encerramento e selamento da área. A reabilitação é opcional.
750 - 1000	Muito Alto	Encerramento e selamento da área. A reabilitação é obrigatória (medidas corretivas para mitigar os impactos ambientais negativos)

Fonte: Adaptado de Joseph e colaboradores (2005).

Outros índices ambientais são usados para determinar a qualidade dos compartimentos ambientais como o Índice de Poluição de Água em Aterros (água subterrânea) e o Índice de Qualidade da Água (IQA - *Water Quality Index* - WQI) - para a avaliação e gestão de recursos hídricos. O objetivo dos índices é transformar dados complexos em informações compreensíveis e de fácil utilização (NWANOSIKE, 2011; ROSLAN *et al.*, 2007).

Devido ao elevado custo de análises, diversos métodos e parâmetros, dificuldade na comparação de resultados em águas subterrâneas contaminadas no entorno das áreas de disposição de RSU, visão geral ruim do nível de contaminação das águas subterrâneas por lixiviados, um método simples e de utilização prática foi desenvolvido resultando no Índice de Poluição de Água em Aterros para água subterrânea (*Landfill Water Pollution Index* - LWPI) (TALALAJ; BIEDKA, 2016). O LWPI é utilizado para estimar a influência do aterro na qualidade da água subterrânea (TALALAJ, 2014). A interpretação da qualidade de água com base no LWPI é indicada no Quadro 4.

Quadro 4 - Classificação da qualidade da água com base no valor LWPI

LWPI	Interpretação
$LWPI \leq 1$	Água sem impacto pelo lixiviado
$1 < LWPI \leq 2$	Água moderadamente impactada pelo lixiviado
$2 < LWPI \leq 5$	Água contaminada impactada pelo lixiviado
$LWPI > 5$	Água fortemente contaminada impactada pelo

	lixiviado
--	-----------

Fonte: Talalaj (2014).

Diversos autores testaram esse índice e sua aplicação e revelaram que tanto o LWPI quanto o WQI podem ser usados para avaliação da qualidade das águas subterrâneas no entorno de áreas de disposição de RSU, principalmente por mostrar de forma simples e compreensível o grau de impacto do lixiviado (CHAKRABORTY; KUMAR, 2016; KRČMAR *et al.*, 2018; ROSLAN *et al.*, 2007; SALEH *et al.*, 2019; TALALAJ, 2014; TALALAJ; BIEDKA, 2016). No Brasil, a Agência Nacional de Águas (ANA) utiliza o IQA que apresenta nove parâmetros (ANA, 2005).

As curvas de qualidade da água para os parâmetros dos IQA devem ser utilizadas para determinação da qualidade do *i*-ésimo parâmetro (CETESB, 2016). Outro índice utilizado no Brasil é o Índice de Qualidade Natural de Águas Subterrâneas (IQNAS), obtido através da multiplicação de valores de qualidade (q_i) para cada variável, elevado ao peso atribuído a cada variável (w_i) (GUIMARÃES, 2009).

Outro índice que auxilia na caracterização dessas áreas e que pode ser utilizado para avaliação é o Índice de Toxidez (IT) que apresenta valor 0 ou 1 e que indica, respectivamente, a presença de um elemento tóxico acima do seu limite máximo admissível pela legislação, ou a sua ausência. O IT é obtido através da multiplicação pelo IQA ($IT=1$ ou $IT=0$). Os parâmetros analisados são: cádmio, chumbo, cobre, mercúrio, "cromo total", níquel e zinco (CONAMA, 2005; MMA, 2004).

O LWQI foi adaptado do WQI (IQA), por isso apresentam semelhanças, no entanto os dois podem ser utilizados para análise de qualidade de águas subterrâneas desde que o WQI seja adaptado para tal fim. Com base nos valores de LWQI, WQI, IQA, IQNAS e IT é possível elaborar um diagnóstico de qualidade química e de toxicidade das águas subterrâneas na zona de influência de áreas de disposição de RSU. Todos os parâmetros, critérios, itens e subitens, métodos de cálculos de índices e pesos foram abordados e utilizados como base para desenvolvimento do IQUADI proposto nesta pesquisa.

Proceder-se-á a abordagem das metodologias, métodos, técnicas e ferramentas utilizadas para análise e determinação de parâmetros necessários para o cálculo de efluentes em áreas de disposição de RSU - lixiviado e biogás.

2.5 ESTIMATIVA DE VOLUME DE RSU DISPOSTOS EM ÁREAS SEM CONTROLE ATRAVÉS DE GEOTECNOLOGIAS

2.5.1 Levantamento Topográfico Planialtimétrico para Modelagem Digital de Terreno

Dois métodos são utilizados para realizar o levantamento topográfico, de acordo com o tamanho da área e da escala: o método topográfico ou clássico e o método fotogramétrico.

As técnicas, instrumentos e métodos mais comuns usados para o levantamento topográfico são: teodolito; estação total; níveis; *scanner* a laser terrestre e aéreo; fotogrametria; Sistema de Posicionamento Global (SPG - *Global Positioning System* - GPS); cartográficos; geográficos; geodésicos; sensoriamento remoto que utilizam imagens de satélites (CASELLA *et al.*, 2020; LUH *et al.*, 2014; MARKOSKI, 2018).

A NBR 13.133/1994 determina as condições exigíveis para a execução de um levantamento topográfico. Os objetivos principais do levantamento são a obtenção da conformação geral do terreno (limites confrontantes, área, localização, amarração e posicionamento) e informações destinadas ao desenvolvimento de projetos básicos, executivos e estudos preliminares (ABNT, 1994; NOWAK *et al.*, 2020).

O levantamento topográfico planialtimétrico é uma junção do levantamento topográfico planimétrico com a altimetria do terreno e da drenagem natural (determinação das alturas relativas a uma superfície de referência) (VANZELA; JUNIOR; LIMA, 2020). Normalmente os levantamentos são realizados com apoio geodésico, tanto o altimétrico como o planimétrico. O apoio geodésico altimétrico é um conjunto de referências de nível, materializadas no terreno, que proporciona o controle altimétrico dos levantamentos topográficos e o seu referenciamento é feito ao Datum altimétrico do Brasil (ABNT, 1994).

A Topografia e Geodésia como ciências são similares e se referem a representações de elementos sobre a superfície da Terra. A diferença reside nas dimensões, enquanto a primeira estuda dimensões reduzidas a segunda estuda características locais em um referencial global através de um elipsoide de referência em uma determinada posição, criando uma nova superfície, ou seja, um novo Datum (ABIDOYE; OLUWADARE; BABALOLA, 2019; SHANKER; ACHARYA, 2022). O sistema geodésico de referência no Brasil é o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas - SIRGAS 2000 (DE MEDEIROS *et al.*, 2022; IBGE, 2017).

A determinação da altitude utilizando novas tecnologias, como o receptor GNSS - *Global Navigation Satellite Systems* (Sistema Global de Navegação por Satélite) -, não está relacionada a um elipsoide de referência, mas sim ao nível médio do mar (ou ao geóide), necessitando-se assim conhecer a diferença entre as superfícies do geóide e do elipsoide (altura ou ondulação), para que se possa obter a altitude acima do nível médio do mar (altitude ortométrica) (ARANA; CAMARGO; GUIMARÃES, 2017). Por isso foi desenvolvido pelo IBGE um modelo para obter a ondulação geoidal dentro do território brasileiro: MAPGEO

2015, última versão (IBGE, 2015). A finalidade desse sistema é permitir que os pontos e consequentemente todo o levantamento estejam orientados em relação a um referencial comum.

Inúmeros fatores influenciam na qualidade e no custo final de um levantamento topográfico e geodésico. O interesse nas descrições analíticas obtidas a partir da modelagem ortofotogramétrica (descreve as formas e as dimensões de um objeto e pode ser utilizada em simulações de processos dinâmicos) pode ser explicado pela facilidade de sua utilização em comparação com medições realizadas *in situ* usando técnicas tradicionais. A principal desvantagem reside na dificuldade de obtenção de informações radiométricas precisas que são obtidas através voos fotogramétricos tradicionais com custos muito altos e imagens inadequadas (CHIABRANDO *et al.*, 2011).

Com o surgimento das fotografias captadas por câmeras acopladas à Veículos Aéreos Não Tripulados (VANT) os levantamentos topográficos passaram a dispor de uma nova ferramenta rápida, eficiente, de baixo custo, segura e capaz de adquirir dados de alta resolução. Devido à estrutura da técnica de movimento à orientação fotogramétrica de voos e a modelagem aplicada, esse recurso está sendo utilizado para levantamentos topográficos de alta resolução (HU *et al.*, 2018).

No caso de levantamento de pequenas áreas os VANTs e as câmeras de alta resolução para imageamento nos espectros do visível, do infravermelho próximo e do termal, são cada vez mais utilizados, proporcionando a obtenção de imagens e modelos digitais do terreno estudado. No espectro do visível, é possível gerar o modelo tridimensional do terreno e o mosaico de ortofotos da área de estudos, utilizando-se de técnicas de fotogrametria (AHMED; MAHMUD, 2022).

2.5.2 Fotogrametria

A fotogrametria é a ciência que permite executar medições precisas utilizando-se fotografias métricas e tem sua maior aplicação no mapeamento topográfico, tendo como principais objetivos determinar a forma, dimensões e posição dos objetos contidos numa fotografia, através de medidas efetuadas sobre ela (IBGE, 2017).

A aerofotogrametria pode ser definida como a ciência da elaboração de cartas mediante fotografias aéreas captadas com câmeras aerotransportadas (eixo ótico posicionado na vertical), utilizando-se aparelhos e métodos estereoscópicos (IBGE, 2017). Os voos fotogramétricos são realizados após um completo planejamento da operação, que é resultante de um estudo detalhado com todas as especificações sobre o tipo de cobertura a ser executado.

Existem duas modalidades de levantamento atualmente utilizadas (CHIABRANDO SEETHARAMAN; TEKUMALLA; GUPTA, 2020; PALERMO, 2013):

- Aerofotogrametria clássica tripulada: estabilidade na captação de imagens, aparato instrumental diversificado; elevados custos e grandes áreas de cobertura;
- Aerofotogrametria não tripulada: utilização de veículos aéreos não tripulados, custos reduzidos, flexibilidade para realizar o levantamento em condições climáticas desfavoráveis, redução de riscos e pequenas áreas de cobertura.

Normalmente, utilizam-se técnicas de Geodésia, Fotogrametria e Cartografia na geração de produtos que auxiliam na modelagem de terrenos. Os pontos de apoio, cujas coordenadas podem ser determinadas através de levantamento geodésico utilizando receptores GNSS e são necessários para determinar a orientação exterior (PALERMO, 2013).

O levantamento pode ser dividido em duas etapas: levantamento geodésico local através da implantação de uma rede geodésica local; levantamento fotogramétrico aéreo para obtenção da topografia do terreno e identificação das feições.

Através do processamento das imagens por *softwares* específicos e análise espacial, parâmetros morfológicos podem ser obtidos e esses utilizados como dados de entrada nos Modelos Digitais de Elevação para determinação do volume de RSU dispostos em áreas sem registros operacionais. As ortofotos são aptas para utilização quando as imagens apresentam elevada precisão posicional e para isso outras técnicas devem ser utilizadas no levantamento (CHIABRANDO *et al.*, 2011; WOO *et al.*, 2018).

2.5.3 Veículos Aéreos não Tripulados - VANT

A aeronave não tripulada é um veículo aéreo operado remotamente, sem piloto de operação e passageiros, em que a navegação utiliza o levantamento dinâmico e o impulsionamento é baseado na aerodinâmica. Os foguetes e os mísseis não pertencem a essa categoria (HERBST; WORTMANN; M. HORNUNG, 2015).

O termo técnico adotado pela Organização da Aviação Civil Internacional para as aeronaves que não tenham tripulação a bordo é o UA (*Unmanned Aircraft*) - Aeronaves Não Tripuladas. A maturidade técnica dos VANT começou no final da década de 1950, e após pesquisas de desenvolvimento em larga escala durante duas décadas, VANTs menores e mais baratos movidos por pequenos motores foram desenvolvidos. Essas novas aeronaves possuíam acopladas câmeras de vídeo que transmitiam imagens para a base do operador, destinada para fins militares, no entanto no início da década de 90 a pesquisa foi direcionada para a utilização civil (HERBST; WORTMANN; M. HORNUNG, 2015).

Após alguns anos de pesquisa e desenvolvimento, os VANT puderam ser utilizados para observação da terra, agricultura, obtenção de dados, reconhecimento de áreas (vegetação, solos, rochas), desenvolvimento de modelos, monitoramento, vigilância, entrega de carga útil e obtenção de dados em áreas de difícil acesso e para outras finalidades de acordo com a necessidade dos profissionais (HERBST; WORTMANN; M. HORNUNG, 2015; NONAMI, 2007).

Para obtenção de um produto de qualidade, inicialmente é feita a programação do voo usando um programa específico, sendo automático ou manual, seguindo do planejamento do voo, da captura das imagens, do processamento de dados e recebimento e das análises (CHIABRANDO *et al.*, 2011). Existindo a necessidade de maior precisão das coordenadas geográficas e das medições (angulares e lineares) os equipamentos conhecidos como receptores geodésicos - Estação Total, *Global Positioning Systems*, *Global Navigation Satellite System* - podem ser utilizados (FIGUEIREDO; FIGUEIREDO, 2018).

As imagens captadas por aerofotogrametria tripulada ou não tripulada precisam ser processadas e vários programas estão disponíveis no mercado, no entanto, verifica-se que para cada produto desejado existe um programa mais apropriado. O *software* de processamento de imagens aéreas é utilizado para que a partir das imagens capturadas seja gerada uma base cartográfica do terreno de interesse, composta por três principais produtos: mosaico de ortofoto, modelo digital de superfície e modelo digital de terreno (CARRASCOSA *et al.*, 2015; CHIABRANDO *et al.*, 2011).

O MDE é o produto utilizado para representar os dados altimétricos (coordenada Z) e representa a declividade do terreno sendo que a partir dele são geradas as curvas de nível. Através destes produtos são realizados cálculos de volume, corte e aterro, movimentações de terras, área superficial e outros (YANG *et al.*, 2018). O processamento de dados morfométricos e criação do MDT podem ser realizados pelo *software ArcGIS for Desktop* que desempenha funções básicas de um SIG, como o tratamento computacional de dados ambientais, sejam eles gráficos ou não, com a finalidade de produzir análises espaciais e modelagem de terreno (BAKUŁA *et al.*, 2017; MOURA; FONSECA; CARVALHO, 2006; VAN KREVELD, 1996).

As rotinas estabelecidas para obtenção de dados além dos programas utilizados para desenvolver as ações de modelagem de terreno utilizadas nesta pesquisa podem ser verificadas com detalhes em Lopes *et al.*, 2018.

As determinações desses parâmetros são dados de entrada para construção do modelo proposto para estimar a geração de lixiviado e de biogás, no entanto, diversos outros

parâmetros são necessários e a caracterização dos RSU e dos fatores intervenientes nos processos são primordiais para análise da situação.

2.6 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU EM ÁREAS DE DISPOSIÇÃO FINAL

A análise das propriedades físicas, químicas e biológicas dos resíduos e rejeitos dispostos permite obter informações para a escolha das ações necessárias para resolução de passivos porque a composição gravimétrica obtida através do processo de caracterização indica em percentual a parte de cada elemento em relação ao peso total da amostra de resíduos e rejeitos. Aliado à caracterização, a quantificação permite também realizar o dimensionamento dos equipamentos e estruturas necessários para cada tipo intervenção (DA SILVA et al., 2020; ENGELMANN et al., 2022; MATTEI; ESCOSTEGUY, 2007).

Segundo o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC*) os resíduos são classificados para cálculo das emissões em: resíduos alimentares, fraldas, papel, resíduos de poda e capina, lodo de estações de tratamento de efluentes, madeira, têxteis e resíduos e rejeitos industriais (KRAUSE, 2018).

Considerando que o modelo proposto nesse estudo abrangerá áreas sem dados operacionais, apresentar-se-ão técnicas de caracterização adaptadas para a resolução dos passivos ambientais para dois cenários: composição gravimétrica de RSU dispostos sem compactação e sem recobrimento com material inerte; composição gravimétrica para disposição com recobrimento mínimo de material inerte.

2.6.1 Composição Gravimétrica de RSU Dispostos sem Compactação e sem Recobrimento com Material Inerte

A determinação da composição gravimétrica é realizada através do quarteamento visando à obtenção de amostras representativas através de um plano de amostragem (objetivo da amostragem, número e tipo de amostras, amostradores, local de amostragem, frascos e preservação das amostras) (ALKMIN; JUNIOR, 2017).

Devido às características dos resíduos dispostos nas áreas - misturas, líquidos multifásicos (viscosidade, reatividade, corrosividade, volatilidade, inflamabilidade etc.), lodos e sólidos (pós, grãos e grandes pedaços - diferentes formas e tamanhos) -, o plano de amostragem e a seleção de amostradores devem ser compatíveis e não reativos. A NBR 10007 apresenta normas de preservação e armazenagem de amostras sólidas, amostras líquidas e tipos de amostradores para cada tipo de resíduo e os pontos de amostragem recomendados, apresentando sugestões de amostradores e procedimentos para utilização (ABNT, 2004).

Durante o procedimento de amostragem os principais dados que devem ser indicados são a identificação da origem do resíduo e a quantidade. Após estabelecido o objetivo da amostragem que é a coleta de uma quantidade representativa, a pré-caracterização é realizada (determinação da origem dos resíduos - volume, estado físico, principais constituinte e temperatura) (ABNT, 2004). De acordo com IPT/CEMPRE a realização dos ensaios para uma quantidade inferior a 1,5 toneladas deve compor todo o material coletado (CEMPRE, 2018).

As amostras devem ser recolhidas de diversas zonas e profundidades, com a quantidade pré-determinada. Após a coleta, as amostras são rompidas e revolvidas manualmente (homogeneização) e depositadas em áreas protegidas e impermeáveis no caso de resíduos e rejeitos sólidos. O processo de quarteamento é a divisão em quatro partes iguais de uma amostra pré-homogeneizada realizado através da escolha de duas partes de RSU dispostas sobre a lona ou área específica, opostas entre si para constituir uma nova amostra e descartadas as partes restantes. As partes selecionadas são misturadas totalmente e o processo de quarteamento é repetido até que se obtenha o volume estabelecido no plano de amostragem. Separam-se as amostras de resíduos de acordo com as categorias. Pesa-se cada componente separadamente, divide-se o peso de cada componente pelo peso total da amostra, obtendo-se os termos percentuais (DRUDI *et al.*, 2019).

De forma simples os manuais de gestão e gerenciamento de RSU indicam as seguintes diretrizes: preenchimento de recipiente com volume conhecido e pesagem, seguido da determinação da relação entre o peso da amostra e o volume do recipiente; teor de umidade e de material seco - pesagem da amostra e secagem em estufa, entre 100 e 103°C (ABNT, 1986).

A norma técnica NBR 6457:1986 apresenta os métodos de preparação de amostras de solos, mas que são utilizadas para RSU, para os ensaios de compactação e caracterização. Equações específicas podem ser utilizadas para determinação do peso específico saturado e não saturado.

A ausência de dados normatizados é uma realidade em países em desenvolvimento, no entanto alguns valores médios são utilizados no Brasil, como: 230 [kg/m³] para resíduo domiciliar; 280 [kg/m³] para resíduos de serviços de saúde; 1.300 [kg/m³] para resíduos de obras; teor de umidade - 40 a 60%; compressividade - quando as amostras são submetidas a uma pressão de 4 [kg/cm²] o volume é reduzido de um terço (1/3) a um quarto (1/4) do seu volume inicial (CEMPRE, 2018).

Outras características podem ser determinadas de acordo com as especificidades do estudo realizado (CEMPRE, 2018): poder calorífico; potencial hidrogeniônico (pH); relação

carbono/nitrogênio (C:N); teores de cinzas, matéria orgânica, carbono, nitrogênio, potássio, cálcio, fósforo, resíduo mineral total, resíduo mineral solúvel e gorduras; teor de matéria orgânica putrescível (alimentos) e não putrescível (papel, papelão, etc.); características biológicas (população microbiana e agentes patogênicos).

Para quantificação do metano presente no biogás gerado nas áreas de disposição final de RSU a determinação do carbono orgânico degradável é imprescindível. A caracterização qualitativa dos RSU permite a determinação em porcentagem correspondente à: (A) papel, papelão e têxteis; (B) resíduos de jardins, resíduos de parques, outros materiais putrescíveis e resíduos orgânicos (exceto alimentos); (C) resíduos alimentares; e, (D) madeira e palha (AGUILAR-VIRGEN *et al.*, 2014).

2.6.2 Composição Gravimétrica para Disposição com Recobrimento Mínimo de Material Inerte

As coletas de amostras em áreas com recobrimento mínimo de material inerte ou aterrados em áreas irregulares devem ser realizadas preferencialmente no próprio local e, caso seja inviável essa ação, a retirada de amostras deve ser representativa e padronizada para análise em ambientes controlados - laboratórios. Devido à dificuldade na obtenção de amostras indeformadas a determinação *in situ* é indicada (MOUSAVI *et al.*, 2020; TAPAHUASCO, 2009).

A composição dos RSU varia em função do tamanho da população, do nível educacional, da renda familiar, dos hábitos e costumes, do nível de industrialização e das características climáticas. Genericamente os RSU apresentam diferenças percentuais em termos de composição, no entanto amostras de RSU coletadas em diferentes profundidades em um aterro controlado e uma área de disposição sem nenhum controle, podem indicar pequena variação gravimétrica entre as formas de disposição e a profundidade (MATTEI; ESCOSTEGUY, 2007).

Tapahuasco (2009) apresentou em seu estudo o levantamento de algumas técnicas de determinação do peso específico *in situ*: (i) retirada do material de cava previamente aberta com equipamento específico - pesagem do material - determinação do volume da cava; (ii) tradagem com coleta de amostras em profundidade - pesagem do material - determinação do volume. Os parâmetros de temperatura e pH devem ser medidos conforme a progressão da atividade de perfuração.

De forma geral a literatura indica que com aumento do peso específico (compactação, umidade, passadas de tratores, camadas depositadas acima) dos RSU os parâmetros de resistência (ângulo de atrito e coesão) aumentam, apesar de algumas divergências nas tendências (LAPENÑA-MAÑERO *et al.*, 2022).

A separação física tradicional de RSU é realizada através do peneiramento das frações grandes, seguido de peneiras com malhas mais finas até obter uma mistura de solo, matéria orgânica compostada e agregados finos. A determinação dos teores de Matéria Orgânica (MO), Carbono (C) e resíduos orgânicos permite a quantificação de gases e é indicadora da velocidade de decomposição (SMITH *et al.*, 1997).

A determinação do C elementar é realizada em analisadores específicos através de métodos padronizados. A quantificação dos teores de carbono presentes em substâncias húmicas (ácido húmico e ácido fúlvico) e o Carbono residual são realizadas através de métodos de extração e fracionamento quantitativos (CARMO; SILVA, 2012). Esses procedimentos permitem o cálculo dos teores de matéria orgânica (MO), carbono total (CT) e carbono orgânico (CO).

De maneira geral a composição da fração orgânica de RSU pode ser caracterizada como: 40 - 50% de celulose; 10 -15% de lignina; 12% de hemicelulose; e, 4% de proteína. Através de simulação em escala de laboratório cerca de 70 a 75% da celulose e hemicelulose são convertidas em gás (BARLAZ; SCHAEFER; HAM, 1989).

Morais e colaboradores, através da EMBRAPA, desenvolveram um documento que estabelece os procedimentos e protocolos para determinar o percentual, em massa, das frações lignocelulósicas (umidades, cinzas, extrativos, lignina, hemicelulose e celulose) de biomassa vegetal, e através de adaptações pode ser facilmente aplicável à RSU (MORAIS; ROSA; MARCONCINI, 2011).

Alguns estudos determinaram o teor de carbono orgânico através do método Walkey-Black baseado na oxidação por via úmida. A FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*) indica esse método para determinação de carbono orgânico em solos, e através de adaptações simples, pode-se utilizar para RSU (GLOSOLAN, 2019; PATTNAIK; REDDY, 2010).

A determinação de biogás por quilo de sólidos voláteis (sólidos suspensos voláteis + sólidos dissolvidos voláteis) é a mais representativa para refletir o potencial de determinada biomassa, pois o teor de água é eliminado (AMARAL *et al.*, 2004). Owens e Chynoweth (1993) realizaram uma pesquisa para determinar as diferenças de rendimento e taxas de geração de metano em vários componentes de RSU através do potencial bioquímico de

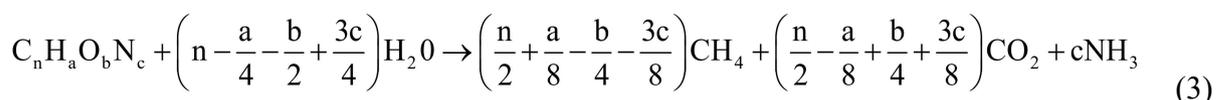
metano, que se apresentou como método válido para estimar o rendimento de metano e as taxas de conversão associadas de amostras de componentes de RSU. Os resultados indicaram que as estimativas de taxa de metano de RSU (resíduos de jardinagem, papéis em geral e papel utilizado em embalagens de comida) foram representativos através da determinação dos sólidos totais e sólidos voláteis.

2.6.3 Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

O método PBM foi desenvolvido para estimar a biodegradabilidade final, a conversão final e o rendimento associado de metano de substratos orgânicos durante a fermentação anaeróbia na fase metanogênica através do método respirométrico e apresenta semelhança com os ensaios de biodegradabilidade em ambiente anaeróbios através da determinação da DBO₅. O ensaio é realizado através da incubação de substrato sob condições ideais para decomposição anaeróbia (RODRIGUES *et al.*, 2019).

Diversos estudos foram realizados para avaliar o PBM em resíduos e algumas conclusões podem ser apontadas: desenvolvimento de banco de dados sobre as taxas de conversão de frutas e vegetais (fração representativa nos RSU); pouca variação nos coeficientes de rendimentos de metano quando utilizado inóculos específicos; análise de rendimento e de potencial de metano de diferentes tipos de RSU com separação da fração orgânica com indicação de pequena variação; diferenças entre as medições de potencial de biogás e metano com e sem recirculação de lixiviado (o PBM aumenta com a recirculação devido ao aumento da umidade); lipídios afetam significativamente o processo porque a conversão dos ácidos graxos de cadeia longa durante o processo fermentativo poderá resultar no acúmulo de ácido no meio, causando assim um efeito de toxicidade para os microrganismos envolvidos na degradação da matéria orgânica em metano (BILGILI; DEMIR; VARANK, 2009; CAICEDO-CONCHA *et al.*, 2019).

As determinações da fração biodegradável total dos RSU e dos valores previstos pelas equações estequiométricas são parâmetros de entrada para o cálculo do Potencial de Geração de Metano - Lo, utilizado em diferentes metodologias para quantificação de metano em áreas de disposição de RSU. A Tabela 2 apresenta os valores de geração de metano Cm (m³ CH₄/peso seco Mg) e consumo de água nos processos de biodegradação determinados através da Equação 3 (MACHADO *et al.*, 2009; RODRIGO-ILARRI; RODRIGO-CLAVERO, 2020; RODRIGO-ILARRI; RODRIGO-CLAVERO; CASSIRAGA, 2020).



Onde: $C_nH_aO_bN_c$ = composição elementar empírica no material orgânico.

Tabela 2 - Geração de metano (C_m) e consumo de água.

Tipo de RSU orgânico	C_m (m ³ CH ₄ /peso seco Mg)	Consumo de H ₂ O (H ₂ O kg/kg de peso seco)
Resíduos alimentares	505,01	0,26
Papéis	418,51	0,20
Papelão	438,70	0,16
Têxteis	573,87	0,41
Couro	759,58	0,64
Poda e capina	481,72	0,28
Madeira	484,94	0,24

Fonte: Machado *et al.*, (2009).

A determinação da composição elementar para todos os componentes é rápida. A equação não diferencia a matéria biodegradável e a não biodegradável, contabilizando todos os elementos (NIELFA; CANO; FDZ-POLANCO, 2015). Os seguintes parâmetros devem ser determinados para utilização da equação: carbono (peso seco), hidrogênio (peso seco), oxigênio (peso seco), nitrogênio (peso seco), relação C/N, sólidos totais (g/kg) e sólidos voláteis (g/kg).

As Equações 4, 5 e 6 indicam o cálculo da Fração Biodegradável (FB), o valor médio de geração de metano (C_m) e o Potencial de Geração de Metano (L_0) que foram utilizados, de forma adaptada, no modelo proposto nesta pesquisa (MACHADO *et al.*, 2009).

$$FB_{total} = \sum_{i=1}^n FB_i \times FR_i \quad (4)$$

Onde: FB_{total} = fração biodegradável total; FB_i = fração biodegradável de cada componente; FR = fração (base seca) de cada componente na composição de resíduos.

$$C_m = \frac{\sum_{i=1}^n FB_i \times FR_i \times C_{mi}}{FB_{total}} \quad (5)$$

Onde: C_m = geração de metano;

$$L_0 = \frac{FB_{total} \times C_m}{1 + w} \quad (6)$$

Onde: L_0 = Potencial de geração de metano; w = teor de umidade.

O valor da FB pode ser calculado usando a razão entre o valor obtido no ensaio de PBM e os valores previstos pela equação estequiométrica.

A matéria orgânica pode ser fracionada em compostos facilmente biodegradáveis (carboidratos, lipídios e proteínas) e compostos pouco biodegradáveis (fibras, ácidos húmicos e fúlvicos). O uso da fração orgânica para determinação do potencial bioquímico de metano

teórico é um método que utiliza os componentes facilmente degradáveis como carboidratos, lipídios e proteínas (LESTEUR *et al.*, 2010; NIELFA; CANO; FDZ-POLANCO, 2015).

Diversos métodos determinam os potenciais teóricos de geração de metano dentre eles, cita-se: (i) caracterização da demanda química de oxigênio (DQO); (ii) composição elementar; e, (iii) composição da fração orgânica (NIELFA; CANO; FDZ-POLANCO, 2015). No entanto os rendimentos determinados experimentalmente são muito inferiores aos rendimentos teóricos devido à dificuldade em degradar o material lignocelulósico.

O estudo realizado por Zheng e colaboradores (2013) teve como objetivo determinar os parâmetros L_0 (potencial de geração de metano), t_{lag} (duração da fase *lag* ou fase de latência para adaptação), R_m (taxa máxima de produção de metano) e k (constante de decaimento de primeira ordem), de degradação anaeróbia de substratos em aterros através da correlação com as características bioquímicas dos materiais (sólidos voláteis, proteínas, lipídios, hemicelulose, celulose e lignina).

O estudo conclui que: (i) o papel deve ser subdividido em papel refratário (jornal, papel revestido e papelão ondulado) e papel degradável (papel de escritório e papel higiênico); (ii) os valores de L_0 e k de folhas e grama são semelhantes para resíduos de poda e capina (grama, folhas e galhos); (iii) os resíduos alimentares são representados por resíduos alimentares diversos, frutas e vegetais, resíduos alimentares e derivados de animais. Para frutas e vegetais o valor de L_0 variou de 253 a 337 ml de CH_4 g/SV respectivamente e para papel higiênico e de escritório os valores variaram entre 294 e 300 ml de CH_4 g/SV, sendo que estes compostos fazem parte do grupo que apresentam baixo teor de lignina (ZHENG *et al.*, 2013).

Existe uma correlação entre o rendimento de metano na digestão anaeróbia e as frações orgânicas. Os métodos respirométricos com base na composição química e elementar fornecem parâmetros relevantes para determinação do PBM, no entanto, eles não são totalmente satisfatórios em relação à previsão de desempenho ou em termos de requisitos de velocidade e custo. De forma geral, para acelerar o processo de determinação dos componentes os métodos não destrutivos como métodos espectroscópicos (espectroscopia UV / visível, infravermelho próximo - NIR e médio - MIR) são indicados para caracterização do valor de PBM de amostras complexas (LESTEUR *et al.*, 2010).

A principal dificuldade para modelar a geração de biogás é a correta caracterização dos componentes presentes nos RSU. Diversos parâmetros devem ser determinados e otimizados para produção máxima de metano, tais como: composição dos resíduos (SV e ST), temperatura (mesofílica ótima: 35 - 39 °C), umidade (ótima: 35 - 65%), pH (hidrólise: 5,5;

acidogênese: 6,5; metanogênese: 6,5 - 7,5), nutrientes (ótima: C / N: 20 - 35; C:N:P - 100:0,44:0,08 ou 100:1,2:0,2; inibição da metanogênese: $30 < \text{NH}_3\text{-N} < 800 \text{ mg/L}$) e tamanho das partículas. O lixiviado utilizado para recirculação deve ter seu pH neutralizado para otimização dos processos. Lodos de estações de tratamento e lixiviados de aterros antigos podem ser utilizados para aumentar a geração de metano devido ao aumento da população microbiana (PEARSE; HETTIARATCHI; KUMAR, 2018).

Os ensaios de PBM são amplamente utilizados em substratos orgânicos em ambientes anaeróbios para avaliação da biodegradabilidade e de parâmetros importantes (L_0 e k). Embora sejam eficientes em ambientes controlados utilizando substratos específicos as estimativas de geração de gás metano de RSU não são muito representativas, sendo necessário o controle de variáveis para melhorar as estimativas e para avaliar a fase de biodegradação detalhados a seguir (PEARSE; HETTIARATCHI; KUMAR, 2018).

2.6.4 Degradação e Estabilização de Resíduos e Rejeitos em Aterros

Tanto na disposição em aterros sanitários quanto em outras formas de disposição no solo, o lixiviado e o biogás se desenvolvem pela interação entre os fatores climáticos e hidrogeológicos (precipitação, intrusão de água subterrânea, evaporação, tipo de solo de cobertura e de base), pelo gerenciamento e operação do sítio de disposição (materiais e técnicas de cobertura, drenagem, impermeabilização de base, configuração física do aterro, recirculação do lixiviado), pelas características dos resíduos e rejeitos dispostos (tipos de resíduos, permeabilidade, idade, tamanhos das partículas, teor de umidade e pré- tratamento) e pelos processos internos (compactação, processos bioquímicos de decomposição da matéria, geração e transporte de gás e calor, percolação e lixiviação) (RUOSO *et al.*, 2022; VAVERKOVÁ, 2019). As características do lixiviado e do biogás ainda se devem ao tipo de célula: células abertas, células de fechamento recente e células antigas. O tipo de resíduo e os estágios de decomposição da matéria orgânica são os principais fatores que influenciam na composição desses efluentes (EL-FADEL *et al.*, 2002; NABI *et al.*, 2022).

Os aterros de RSU podem ser gerenciados sob a ótica de um sistema biológico complexo capaz de estabilizar a matéria depositada quando operado da forma que propicie o controle dos fatores intervenientes nos processos de degradação (WESTLAKE, 1997).

Normalmente para avaliar o grau de estabilização de um aterro, a concentração de determinados constituintes, conhecidos como indicadores, são analisados, dentre os principais, cita-se: DQO, DBO_5 , Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Kjeldhal Total

(NKT), nitrogênio amoniacal ($N - NH_3$), alcalinidade, toxicidade, pH, sólidos totais e a composição do biogás de aterro (SHALINI; KARTHIKEYAN; JOSEPH, 2010).

Os microrganismos presentes nos resíduos e rejeitos em decomposição desempenham um papel importante na estabilização e são dependentes das condições ambientais e do substrato. A combinação dos processos de degradação e estabilização (físicos, químicos e microbiológicos) nos resíduos e rejeitos transferem constituintes da massa para água e para a atmosfera. Os líquidos existentes percolarão, transformando-se em lixiviado e a atuação dos microrganismos promoverá a produção de biogás (SALEM *et al.*, 2008).

A porção biodegradável dos compostos orgânicos passa por quatro fases de degradação. A primeira fase é a hidrólise (degradação de moléculas pela água) de resíduos orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídeos que são transformados em monossacarídeos, aminoácidos e ácidos graxos. Prossegue-se à fase ácida anaeróbia (acidogênese - segunda fase) em que os subprodutos da fase anterior são degradados à hidrogênio (H_2), monóxido de carbono (CO_2) e ácidos orgânicos (lactato, propionato e butirato) pelas bactérias acidogênicas (DI BELLA *et al.*, 2012; VAN *et al.*, 2020).

Os ácidos orgânicos são transformados em acetato pelas bactérias acetogênicas na terceira fase, chegando-se a quarta fase de conversão anaeróbia do acetato em metano pelas arqueas metanogênicas e dióxido de carbono pelas bactérias metilotróficas juntamente com alguns elementos traços, como amônia (NH_4^+), originária do processo de amonificação do nitrogênio orgânico por bactérias e fungos, o nitrogênio (N_2) e o óxido nitroso (N_2O) oriundos dos processos de desnitrificação, o íon sulfídrico (HS^-) e o sulfeto de hidrogênio (H_2S) que são resultados da redução do sulfato (DI BELLA *et al.*, 2012; VAN *et al.*, 2020).

Com o tempo as reações ficarão limitadas pela disponibilidade de substrato. Os processos aeróbicos promovidos por bactérias e fungos convertem resíduos e rejeitos orgânicos complexos em compostos de baixo peso molecular (CO_2 , H_2O) e transformam esses resíduos em substâncias húmicas estabilizadas. A amônia é convertida em nitrito pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas* e depois em nitrato pelas bactérias do gênero *Nitrobacter*, sendo a estabilização alcançada em torno de 30 anos (DI BELLA *et al.*, 2012; SANG *et al.*, 2012; VAN *et al.*, 2020).

Durante a digestão anaeróbia, 10% do substrato (fração orgânica) são usados tanto para crescimento microbiano (5%) quanto para transformação em calor (5%) (GERARDI, 2006 *apud* WANG *et al.*, 2014). Lignina e substâncias húmicas (substância de coloração escura, elevada massa molecular, estrutura complexa e indefinida, resultante da decomposição

de vegetais e animais) também são encontradas na massa depositada (BERNAT *et al.*, 2022; ROCHA; ROSA, 2003).

A Figura 4 apresenta a evolução dos processos de degradação e estabilização da matéria orgânica no interior de um aterro e a evolução na composição de alguns constituintes. Como as características do lixiviado e do biogás estão intimamente ligadas à fase de degradação da matéria orgânica, a análise da estabilização é realizada através das concentrações de alguns constituintes encontrados nesses efluentes.

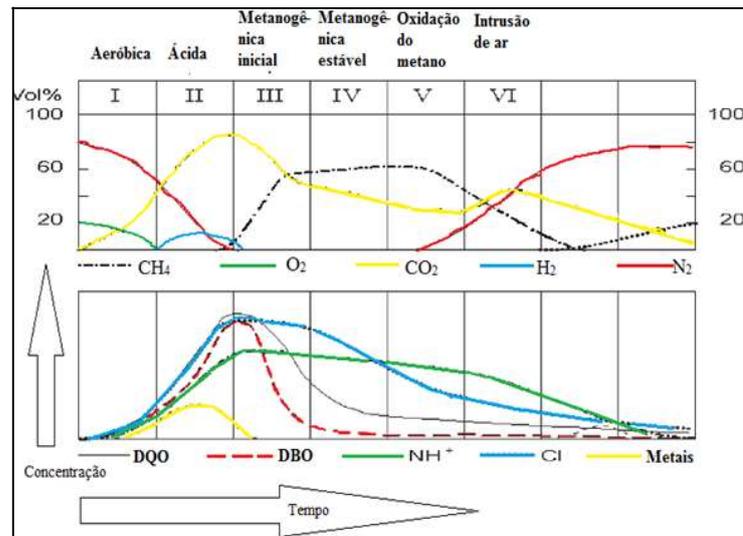


Figura 4 - Fases no processo de biodegradação em RSU em aterros.
Fonte: Adaptado de Di Bella e colaboradores (2012)

A parte superior da Figura 4 indica a variação temporal quantitativa dos gases gerados no processo de degradação. A fase I é de ajuste inicial, ocorrendo a biodegradação aeróbia. Com o início da cobertura dos resíduos (fase II) o oxigênio é consumido e as condições anaeróbias se fazem presentes, prevalecendo nessa fase a produção de dióxido de carbono e hidrogênio. Na fase III os organismos estritamente metanogênicos convertem o ácido acético e gás hidrogênio à dióxido de carbono e metano. A fase IV é considerada a fase de maturação, em que se inicia o decréscimo da produção de metano. As condições aeróbias podem voltar a ocorrer, dependendo das configurações do aterro. A composição média do biogás em áreas de disposição de RSU pode ser verificada na Tabela 3.

Tabela 3 - Composição média do biogás oriundo da degradação de RSU.

Composição	Porcentagem (Base seca)
Metano	18,3 - 61,7
Dióxido de Carbono	21,2 - 43,8
Nitrogênio (N ₂)	2,2 - 51,9
Oxigênio	0,0 - 9,2
Enxofre (H ₂ S)	27 - 500 (ppm)
Amônia	0,1 - 1

Hidrogênio	0 - 0,2
Monóxido de Carbono	0 - 0,2
Gases em menor concentração (compostos orgânicos não metânicos, benzeno -tolueno - etilbenzeno - xilenos, compostos clorados, compostos de enxofre e compostos de mercúrio)	< 1

Fonte: Beylot, Villeneuve e Bellenfant (2013), EPA (1997).

Durante a fase inicial aeróbia o oxigênio inicial presente nos vazios da massa é consumido rapidamente, resultando na formação de dióxido de carbono e um possível aumento da temperatura, no entanto, com a evolução do processo de cobertura com solo e a compactação dos resíduos e rejeitos, a concentração de oxigênio (O₂) diminui a níveis em que os processos anaeróbicos se iniciam e a composição do lixiviado ocorre praticamente pela liberação de umidade, possíveis precipitações e interações das reações. As reações de fermentação seguem depois do esgotamento do O₂. Segundo Pearse e colaboradores (2018) a porcentagem de umidade varia de 5 - 50% em peso. Para otimização dos processos (*i.e.* aumento da produção de biogás) a umidade deve variar entre 35 - 65%.

A porcentagem de papel, papelão e outros similares, que, apresentam em sua estrutura celulose, hemicelulose e lignina, é grande. Embora a decomposição da celulose e hemicelulose em aterros seja bem documentada, a sua biodegradação completa sofre interferência na presença de lignina. A lignina pode (i) apresentar uma barreira física para enzimas celulósicas ou (ii) ser ligada de forma covalente a celulose / hemicelulose por meio de ligações que não podem ser degradadas por organismos presentes na fase metanogênica. A lignina é recalcitrante ou pelo menos dificilmente biodegradável, representando uma massa relativamente constante de sorvente no sítio. A decomposição de material lignocelulósico também leva à acumulação de compostos derivados, tais como proteínas e lipídios (CHEN; KNAPPE; BARLAZ, 2004).

Na fase estável da metanogênese a taxa de produção de CH₄ é dependente da hidrólise da celulose e da hemicelulose e ainda se tem uma concentração residual de DQO em que a maior parte são compostos recalcitrantes, como ácidos húmicos e fúlvicos (HOSSAIN; HAQUE; HOYOS, 2010).

A razão (DBO₅/DQO), conhecida como razão de biodegradabilidade, pode ser diretamente relacionada com a fração de matéria orgânica biodegradável e quantidade de compostos com elevado peso molecular, passando de valores semelhantes aos característicos de efluentes sanitários (0,4 -0,5) em que normalmente se encontra uma quantidade grande de carbono orgânico dissolvido (no caso do lixiviado novo, ácidos orgânicos voláteis) a valores

inferiores a 0,1 (presença de compostos de elevado peso molecular e difícil biodegradação como a lignina). A taxa maior que 0,5 indica um efluente facilmente biodegradável (BERNAT *et al.*, 2021).

Considerando que a medida da DBO₅ indica a oxidação da matéria orgânica biodegradável por microrganismos, e na fase ácida a sua concentração é alta, e a medida da DQO indica a oxidação de toda matéria orgânica presente quimicamente, sendo também elevada na fase ácida, a relação normalmente encontrada entre elas é alta nessa fase. Com o passar do tempo, os compostos biodegradáveis são transformados e a DBO₅ diminui, pois os microrganismos presentes não são capazes de degradar compostos recalcitrantes, no entanto a DQO ainda é consideravelmente maior que a DBO₅. Nessa etapa a oxidação química é eficaz para degradar certos compostos recalcitrantes, levando assim a uma relação baixa entre DBO₅ e DQO, sendo que no final da estabilização da matéria orgânica essa relação será a menor possível. A Tabela 4 apresenta a caracterização de lixiviado de acordo com a idade de disposição dos RSU (TAŁAŁAJ; BIEDKA; BARTKOWSKA, 2019).

Tabela 4 - Caracterização do lixiviado de acordo com a idade

Parâmetro	Novo	Intermediário	Estabilizado
Idade (anos)	< 5	5-10	>10
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
DBO/DQO	0,5-1	0,1-0,5	<0,1
DQO [mg/L]	>15.000,00	4-15.000,00	<4.000,00
NH ₃ -N [mg/L]	<400	-	>400
Carbono Orgânico Total (COT)/DQO	<0,3	0,3-0,5	>0,5
Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK) [g/L]	0,1-2	-	-
Metais [mg/L]	>2	<2	<2
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa

Fonte: Tałalałaj e colaboradores (2019).

A recirculação do lixiviado, ou seja, a sua reintrodução na massa de resíduos e rejeitos aumenta a umidade de 15% a 50% na fase metanogênica, sendo uma técnica muito utilizada para distribuir melhor os nutrientes, o substrato e as bactérias. Essa técnica deve ser aplicada somente quando se monitora a umidade ou o grau de saturação da massa depositada, pois eleva o peso específico e possibilita a inibição dos processos de biodegradação, refletindo-se na geração de biogás e lixiviado. O lixiviado gerado pela recirculação além de possuir alta concentração de contaminantes é de difícil tratamento mesmo com a utilização da osmose (GAWANDE; REINHART; YEH, 2010; HOSSAIN; HAQUE; HOYOS, 2010; JUCÁ, 2002; KJELDSSEN *et al.*, 2010).

A precipitação e a umidade contida nos resíduos e nos rejeitos contribuem para o transporte dos substratos e dos compostos inibidores, lixiviando compostos orgânicos e inorgânicos. Outro fenômeno físico que ocorre é o recalque (i.e., assentamento da massa de RSU), modificando a densidade dos resíduos e a morfologia do aterro, podendo afetar negativamente a permeabilidade (KJELDSEN *et al.*, 2010; WU *et al.*, 2012). A análise do comportamento de alguns constituintes presentes no lixiviado como metais e compostos orgânicos deve ser compreendida para que a melhor forma de tratamento e dimensionamento de estruturas possa ser realizada, juntamente com a caracterização e quantificação do biogás e o diagnóstico ambiental da área que através de suas características influenciam diretamente a avaliação desses efluentes.

2.7 DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

De acordo com a Resolução CONAMA Nº 237/1997, o diagnóstico ambiental de uma área deve ser realizado em fases específicas do licenciamento ambiental, que é um procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental competente (federal, estadual ou municipal) estabelece condições, restrições e medidas de controle ambiental para a localização, instalação, ampliação e a operação de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais, consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras ou daquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental (CONAMA, 1997).

O diagnóstico ambiental faz parte de um rol exemplificativo de estudos ambientais (levantamento dos aspectos e possíveis impactos ambientais positivos, negativos, neutros e sinérgicos) necessários para subsidiar a análise da licença ambiental requerida. O diagnóstico visa caracterizar a área de influência do empreendimento / atividade em relação ao meio físico, biótico, e sócio econômico analisando a geologia, a geomorfologia, os recursos hídricos (corpo receptor, bacia hidrográfica), a qualidade do ar, o clima (precipitação, temperatura média, direção predominante dos ventos), os solos (tipo, textura, estrutura, permeabilidade e nível do lençol freático), a vegetação, a fauna, a população, a infraestrutura e a dinâmica populacional (FEITOSA; LIMA; FAGUNDES, 2004).

O art. 10 da Resolução CONAMA Nº 237 apresenta os procedimentos gerais de licenciamento ambiental (CONAMA, 1997), dentre eles:

1 - Definição dos documentos, projetos e estudos ambientais de acordo com a licença requerida (órgão ambiental e empreendedor);

2 - Requerimento da licença pelo empreendedor acompanhado dos documentos, projetos e estudos ambientais;

- 3 - Análise dos documentos, projetos e estudos ambientais pelo órgão ambiental;
- 4 - Solicitação de esclarecimentos e novas exigências se necessário;
- 5 - Emissão de parecer técnico e jurídico quando necessário;
- 6 - Deferimento ou indeferimento do pedido.

Devido às necessidades de resolução de passivos ambientais e a regularização das áreas órfãs e contaminadas, as licenças ambientais específicas direcionarão as decisões e ações específicas para tal fim, sendo que no estado do Rio de Janeiro essas ações podem ser realizadas tanto pela Licença Ambiental de Operação e Recuperação quanto pela Licença Ambiental de Recuperação (RIO DE JANEIRO, 2019).

Os estudos ambientais específicos para áreas de disposição de RSU são norteadores para os responsáveis pela resolução de passivos ambientais preencherem as tabelas relacionadas aos índices de qualidade existentes e identificarem / quantificarem os parâmetros necessários para caracterização e desenvolvimento de modelos de previsão. A Figura 5 apresenta os itens necessários que deverão ser analisados durante o diagnóstico ambiental (COSTA; MARTINS, 2014).

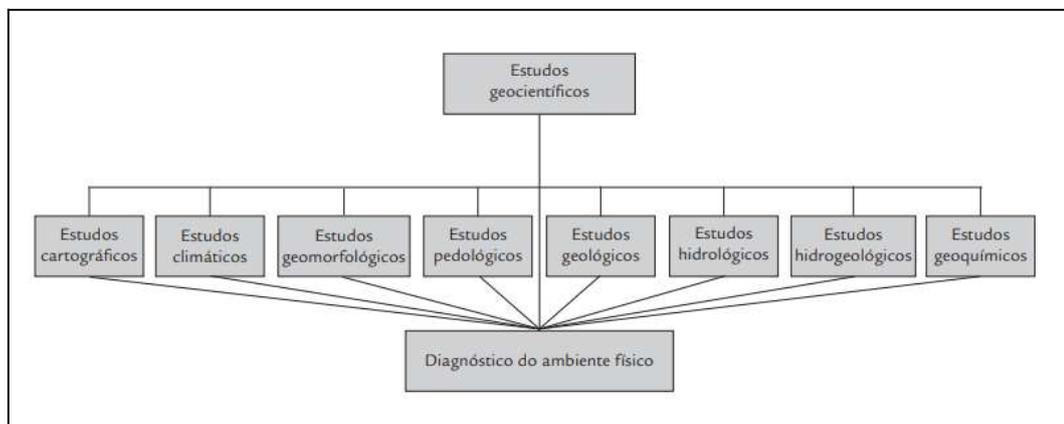


Figura 5 - Estudos necessários para o diagnóstico ambiental
Fonte: Costa e Martins (2014).

2.7.1 Meio Físico - Cartografia

A Cartografia apresenta modelos de representação de dados para os processos que ocorrem no espaço geográfico e trabalha as representações visuais de um modo geral através de estudos, observações científicas, artísticas e técnicas, obtendo como resultado cartas, projetos e outras formas de expressão (GOMES, 2015).

Os estudos cartográficos, mais precisamente a interação com os sistemas de informações geográficas, utilizados com diversas outras técnicas (análise multicritério, processo hierárquico analítico) em questões ambientais aumentou drasticamente durante a

última década (RAHIMI *et al.*, 2019). Essas aplicações reduzem custo e tempo de trabalho e podem ser utilizadas com SIG, utilizando mapeamentos específicos (POAGUE *et al.*, 2018):

Tanto os mapas, que são as representações finais de um processo ou elemento, quanto a caracterização de outros fatores influenciadores (clima, geomorfologia) em áreas de disposição de RSU são informações imprescindíveis para dar prosseguimento à reabilitação / restauração de áreas contaminadas / poluídas.

2.7.2 Meio Físico - Clima

A definição de tempo envolve as condições atmosféricas dinâmicas ou termodinâmicas causadas pelo fluxo de energia solar incidente sobre o globo, avaliadas instantaneamente, e quando essas condições são analisadas por períodos mais longos, define-se o clima (BLAIN *et al.*, 2009). Existem diversas classificações de clima sendo a mais utilizada para estudos de dimensionamento (balanço hídrico) a classificação de Köppen, pois analisa os elementos de forma separada para posterior integração e classificação (ROLIM *et al.*, 2007).

Os elementos avaliados em estações meteorológicas são fundamentais para auxiliar tanto o clima quanto o tempo, dentre eles, cita-se: temperatura do ar, umidade relativa, precipitação pluviométrica, radiação solar e velocidade do vento (YUEN *et al.*, 2001). Mapas temáticos dessas variáveis climatológicas no Brasil apresentam as informações necessárias na ausência de dados locais oriundos das estações. Essas informações são determinantes para a determinação do volume de lixiviado gerado nas áreas de disposição de RSU.

2.7.3 Meio Físico - Geomorfologia

A Geomorfologia é a ciência que estuda as formas das superfícies da Terra. A definição, análise e as formas de relevo são realizadas através de um método específico, destacando-se a observação e ordenação das características das formas. Os estudos sistematizados do relevo levam em consideração três níveis de abordagem: compartimentação morfológica, estrutura superficial, e a fisiologia da paisagem (BASTOS; MAIA; CORDEIRO, 2019).

Os estudos geomorfológicos relacionados às análises ambientais incorporaram o Processamento Digital de Imagens permitindo maior eficiência no levantamento de dados, gerando novas aplicações, maior precisão nas análises e aumento da capacidade de processamento de dados principalmente quando conciliados com as técnicas de sensoriamento remoto e outras de mesma relevância, organizados através de um Sistema de Informações

Geográficas permitindo a prevenção de sinistros, análises ambientais e transformações ambientais antrópicas (IBGE, 2009).

As políticas de gestão territorial e de agricultura na Europa recomendam o uso das novas tecnologias de sensoriamento remoto para compreensão dos processos de superfície (TAROLLI; SOFIA, 2020).

A análise estrutural da geomorfologia para caracterização de áreas de disposição de RSU é realizada através do Modelado, em que a avaliação do relevo é direcionada para elementos específicos do local (IBGE, 2009).

2.7.4 Meio Físico - Pedologia

O solo, de acordo com *Soil taxonomy* (1975) e *Soil survey* (1984), apresentado no Manual Técnico de Pedologia desenvolvido pelo IBGE pode ser definido como:

Solo é a coletividade de indivíduos naturais, na superfície da terra, eventualmente modificado ou mesmo construído pelo homem, contendo matéria orgânica viva e servindo ou sendo capaz de servir à sustentação de plantas ao ar livre. Em sua parte superior, limita-se com o ar atmosférico ou águas rasas. Lateralmente, limita-se gradualmente com rocha consolidada ou parcialmente desintegrada, água profunda ou gelo. O limite inferior é talvez o mais difícil de definir. Mas, o que é reconhecido como solo deve excluir o material que mostre pouco efeito das interações de clima, organismos, material originário e relevo, através do tempo (IBGE, 2007, p.31).

A caracterização da cobertura pedológica (descrições gerais e morfológicas) contribui para identificar o arranjo do solo na paisagem de maneira bidimensional e tridimensional, sendo influenciada por diversos fatores (composição química e mineralógica, clima, evolução pedológica) e devem ser analisados em conjunto para determinação de parâmetros específicos necessários para analisar a movimentação de água pelos perfis (IBGE, 2007; MAGALHÃES; CUNHA; NÓBREGA, 2017).

Quando os dados de características dos solos são de difícil determinação ou inexistentes, tabelas de referências, modelos e funções de pedotransferência são utilizadas para determinar parâmetros específicos, como a Capacidade de Armazenamento de Água (CAD) e coeficientes de permeabilidade, que são utilizados para estimar a percolação na camada superficial da área de disposição de RSU e para outros cálculos (BENDA, 2013; LUIZ; SANS, 2007; STYLIANOU *et al.*, 2021).

A determinação da quantidade de água disponível está relacionado com a textura, a porosidade, o tipo de argila e outras características físicas do solo, que também são usadas

para caracterizar as classes de solos, logo, cada classe terá características físico-hídricas específicas e parâmetros próprios (LUIZ; SANS, 2007).

Em relação à movimentação de contaminantes, o conhecimento dos processos de adsorção, precipitação, dissolução, complexação e oxirredução e das características como pH, textura, composição do solo, mecanismos de trocas catiônicas, que estão presentes na fase orgânica e inorgânica devem ser avaliados para controle dos lixiviados gerado nas áreas de disposição irregular de RSU evitando danos aos compartimentos ambientais (BENDA, 2013).

De acordo com Zaki e colaboradores (2017) diversos estudos pesquisaram os processos de sorção de metais por determinados tipos de solos e indicaram que existe redução da migração do local contaminado para pedosfera (OJURI; OLUWATUYI, 2017; ZAKI; AHMAD; EL-RAHMAN, 2017).

Os parâmetros normalmente analisados para determinação da eficiência de contenção das camadas em uma área de disposição de RSU são: pH, carbono orgânico no solo, óxido de ferro livre, porosidade, densidade do solo, condutividade hidráulica saturada - Equação 7 -, curva de retenção de água no solo, análise física (análises texturais - distribuição granulométrica, superfície específica e estudo morfológico), análise química (capacidade de troca catiônica) e análise hidrológica (ZAKI; AHMAD; EL-RAHMAN, 2017).

$$K_s = 2,303 \times \left(a \times \frac{L}{A \times t} \right) \times \log\left(\frac{h_1}{h_2}\right) \quad (7)$$

Onde: K_s = condutividade hidráulica saturada (m/s); A = área da seção transversal da amostra (m^2); a = área da seção transversal da tubulação vertical (m^2); L = comprimento da amostra (m); h_1 = altura no tempo t inicial do líquido (m); h_2 = altura no tempo t final do líquido (m).

O estudo integrado das características e processos de transporte de água e contaminantes no solo é determinante para planejamento das ações de remediação / restauração / recuperação de áreas degradadas oriundas da disposição de RSU e servirão de base para a utilização dos solos como cobertura, impermeabilização de base e para determinação do lixiviado gerado através da infiltração (BENDA, 2013).

2.7.5 Meio Físico - Geologia, Hidrogeologia e Estudos Geoquímicos

O levantamento geológico consiste nas atividades e operações de cartografia / mapeamento geológico (geofísico, geoquímico ou hidrogeológico) seguindo procedimentos de cartografia terrestre e aérea com a finalidade de estabelecer a natureza, a forma

tridimensional, a posição espacial, a origem, a idade, a evolução, e a importância dos corpos rochosos (LADEIRA, 2009)

As investigações tradicionais de locais contaminados são feitas a partir de amostras pontuais retiradas de poços (método invasivo e de altos custos), determinando o cenário geológico geral e a extensão da contaminação. No entanto os detalhes geológicos e de contaminação são insuficientes promovendo o aumento de riscos e de custos de recuperação devido às incertezas associadas. Com o intuito de aperfeiçoar as caracterizações de contaminação, geológicas e hidrogeológicas, surgiram novos métodos de investigações geofísicas não invasivas como métodos eletromagnéticos, métodos elétricos e métodos sísmicos (ANDERSEN *et al.*, 2018; SENGUPTA; AGRAHARI, 2017).

Os métodos de indução eletromagnética são comumente usados para mapeamento e caracterização do solo. A integração deste método com sensores de bobinas múltiplas (evita a distorção do sinal do campo de excitação) e sistemas de informações geográficas com algoritmos de inversão de várias camadas, tornam os métodos de indução uma ferramenta de rápida execução para mapeamento da superfície do solo que devem ser acompanhada com as análises de amostras das perfurações dos horizontes (HØYER *et al.*, 2019).

O Radar de Penetração no solo é um dos mais utilizados, delimitando estruturas enterradas, detectando vazamentos de esgotos e tubulações de água e realizando o mapeamento geológico. Os métodos eletromagnéticos determinam a configuração hidrogeológica e geológica de aterros com acurácia muito elevada. Os métodos de resistividade elétrica e de reflexões sísmicas são utilizados há décadas para mapeamento de contaminações, localização de áreas adequadas para sistema de drenagem sustentável, caracterização de aterros, localização de RSU aterrados e estruturas de engenharia (ANDERSEN *et al.*, 2018).

A integração entre métodos geofísicos e amostragens tradicionais (por exemplo, amostragem de poço) permitem a caracterização geológica e hidrogeológica de alta resolução além do monitoramento de aterros. As principais vantagens dos métodos geofísicos são a elevada resolução espacial, a operação minimamente invasiva ou quase inexistente, a redução econômica de levantamento de dados e a aplicação de uma ferramenta de caracterização e monitoramento de longo prazo (SOUPIOS; NTARLAGIANNIS, 2017).

A caracterização geofísica² identifica áreas impróprias para disposição de RSU, dentre elas: falhas, zonas de fratura, operações anteriores de mineração, ambientes cársticos e

² Estudo de revisão utilizando métodos geofísicos para RSU pode ser verificado em Soupios; Ntarlagiannis (2017).

zonas de elevada permeabilidade. A sua aplicação em áreas de disposição de RSU (métodos geoeletricos) integrada com interpretação de parâmetros de interesse fornecem informações necessárias para verificação de vulnerabilidade e para gestão e gerenciamento (SOUPIOS; NTARLAGIANNIS, 2017).

De acordo com Høyer e colaboradores (2019) os métodos geoeletricos ou de resistividade de corrente contínua e o método transiente eletromagnético têm sido amplamente utilizados para mapeamento geológico e hidrogeológico nas últimas décadas, e, recentemente, integrados com a polarização induzida para o mapeamento das propriedades hidrogeológicas em áreas de disposição de RSU.

A amostragem tradicional para caracterização hidrogeológica é semelhante à geológica, ou seja, poços tubulares com os seguintes parâmetros analisados: perfil construtivo, perfil geológico, memória de cálculo de vazão, posição do nível estático, transmissividade, capacidade específica, profundidade dos poços produtivos e nulos, número de entradas de água e profundidade das entradas de água (REGINATO; STRIEDER, 2004).

A caracterização hidrogeológica pode ser realizada através da caracterização geológica adaptada para essas condições e utilizando as características hidráulicas e hidroquímicas, características do relevo, características granulométricas, mudanças litológicas, variações de permeabilidade e linhas equipotenciais (KREBS; SCHEIBE; GOMES, 2004).

Quando a caracterização hidrogeológica é realizada no entorno das áreas de disposição de RSU, determinados parâmetros devem ser obrigatoriamente analisados, como: hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, compostos orgânicos voláteis, bifenilas policloradas, dioxinas, furanos e metais traço (INDELICATO *et al.*, 2017; MAJOLAGBE *et al.*, 2017).

Como indicado, diversos métodos de caracterização foram desenvolvidos e aplicados nas últimas décadas para análise de contaminação oriunda de áreas de disposição de RSU. As zonas de contaminação por lixiviados são caracterizadas por valores de resistividade muito baixos em relação à resistividade de fundo das rochas e esse método indica também a existência de barreiras litológicas à infiltração de lixiviados (MOSURO *et al.*, 2016).

Diversas pesquisas foram realizadas utilizando métodos geofísicos para caracterização geológica e hidrogeológica e todas apresentaram dados robustos para análises desses ambientes, contaminados ou não, utilizando técnicas de baixo custo e elevada rapidez na aquisição de dados em relação às aquisições tradicionais (NECULAU *et al.*, 2019; PORCIÚNCULA; LEAL, 2019).

2.7.6 Meio Físico - Hidrologia

Para caracterizar a hidrologia de qualquer ambiente alguns parâmetros e dados devem ser conhecidos como: características meteorológicas, características hidrológicas da superfície no local, os limites das águas superficiais e subterrâneas, a profundidade, espessura e nível dos lençóis freáticos, a influência dos aquíferos na recarga superficial, direções de fluxo e o clima (BENSON; YUHR, 2015).

A Figura 6 apresenta a comparação entre o ciclo natural em um ambiente sem intervenção (esquerda) e o ciclo hidrológico no sistema de disposição de RSU no solo (direita).

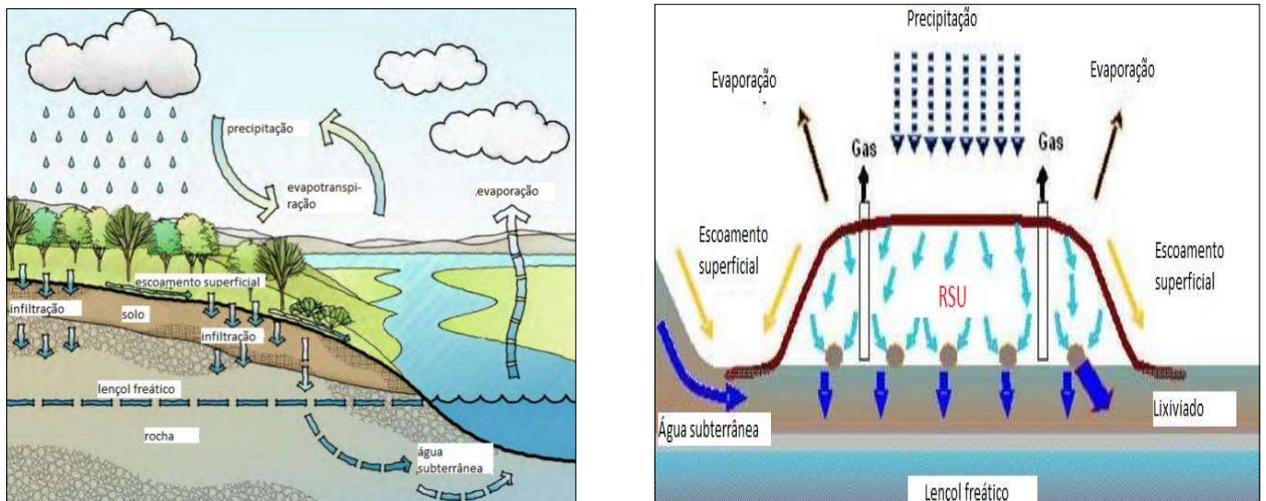


Figura 6 - Ciclo hidrológico natural e ciclo hidrológico em áreas de disposição de RSU
Fonte: Adaptado de Carlson e colaboradores (2013).

O entendimento dos padrões de drenagem e dos parâmetros hidrológicos apresentados na Figura 6 visa minimizar / eliminar os riscos associados à interação desses elementos com determinada atividade, sendo imprescindível a avaliação completa para realização das estimativas necessárias para determinação da infiltração, evapotranspiração, escoamento superficial e percolação essenciais para desenvolvimento de planos de ação e modelos representativos (CARLSON *et al.*, 2013). Outros elementos indicados na Figura 6 como o escoamento superficial, devem ser estimados através de cálculos específicos em que a geomorfologia da área e suas características são conhecidas (PADILLA, 2007).

Apesar de todos os aspectos ambientais relacionados à disposição de RSU e seus impactos ambientais, quando incorretamente gerenciados, o lixiviado é um dos mais importantes aspectos a serem analisados, devido ao elevado risco de contaminação (MANCINI *et al.*, 2018).

Medidas meteorológicas (temperatura do ar, umidade do ar, velocidade do vento, direção do vento, pressão atmosférica, precipitação e outras), perfis de umidade do solo, níveis de água subterrânea, fluxo de lixiviados e águas superficiais devem ser verificados constantemente para desenvolvimento de tendências qualitativas e quantitativas do balanço hidrológico (MANCINI *et al.*, 2018).

De acordo com Mancini e colaboradores (2018) o balanço hídrico em uma área de disposição de RSU pode ser realizado através da Equação 8.

$$P_t - ES - ET - Q_s = \frac{dQ_L}{d_t} \quad (8)$$

Onde: P_t = precipitação total; ES = escoamento superficial; ET = evapotranspiração; Q_s = fluxo de filtração (sistemas de drenagem); dQ_L = variação volumétrica de lixiviado no tempo (acumulado).

Souza e colaboradores (2017) indica que o conhecimento das fases do ciclo hidrológico (afetadas ou não pela ação antrópica) e as intensidades dos impactos ocorridos podem ser representados por modelos de dinâmica do ciclo hidrológico em que a precipitação e a vazão de saída de dentro de uma bacia hidrográfica ou uma área específica são os principais elementos de estudo.

Os dados de estações pluviométricas (precipitação) e fluviométricas (nível da água em rios, lagos e outros corpos hídricos superficiais) de diversas bacias hidrográficas do país podem ser obtidos através do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) (SOUZA; SOUZA; CARDOSO, 2017). A caracterização dos recursos hídricos deverá apresentar o comportamento hidrológico dos cursos de água da área de influência apresentando as vazões de referência indicando e justificando os parâmetros selecionados para a avaliação da qualidade da água (IBAMA, 2003).

Devido à escassez de dados hidrológicos nas bacias hidrográficas brasileiras, a aplicação de métodos estatísticos é utilizada para estimativas mais confiáveis. A determinação dos elementos do Balanço Hídrico em áreas de disposição de RSU tem como objetivo o dimensionamento das estruturas de tratamento, sendo uma técnica primordial para entendimento do comportamento hidrológico (SANTA CATARINA, 1997).

2.7.7 Meio Biótico - Fauna e Flora

De acordo com a Resolução CONAMA nº 01/1986 existem três níveis de abrangência dos impactos ambientais de um determinado empreendimento / atividade: área de influência direta (espaço físico de implantação de obras / atividades sujeitas aos impactos de

primeira ordem: micro-bacia hidrográfica); área de influência indireta (área potencial de incidência de impactos de segunda ordem oriundos da implantação, operação e encerramento - bacia hidrográfica e limites definidos no projeto); área diretamente afetada (corresponde à área que sofrerá a ação direta da operação e ampliação do empreendimento). Os limites dessas áreas são influenciados pela interferência no meio físico, biótico e socioeconômico.

A identificação da fitofisionomia das áreas de influência direta e indireta se dá pela primeira impressão causada pela vegetação, ou seja, a característica morfológica da comunidade vegetal, que permite reconhecer o bioma de análise (COUTINHO, 2006). O levantamento de dados é realizado através da seleção de áreas representativas da fitofisionomia e da determinação de pontos de observação para identificação de todas as espécies lenhosas (coleta e observação) seguido da classificação em táxons - reino, filo, classe, ordem, família, gênero e espécie (MARIMON; LIMA, 2001).

Algumas informações básicas de caracterização da fauna e da flora são necessárias para dar início ao processo, dentre elas, citam-se: imagens de satélites ou fotografias aéreas em escala adequada, aspectos qualitativos e quantitativos da vegetação, inventário de avifauna e outros (IBAMA, 2003; MEDRAL, 2011).

A caracterização dos ecossistemas aquáticos é necessária e deve ser realizada através da capacidade de carga (a produção primária é determinada em relação à capacidade de assimilação do sistema). A amostragem da qualidade da água e dos ambientes de transição entre ecossistemas aquáticos e terrestres deve ser contemplada, sendo que as amostragens poderão ser conjuntas com a da biota terrestre (DNIT, 2010; IBAMA, 2003).

A caracterização do meio biótico na área de influência direta e indireta será realizada através de observações *in situ* e verificações de registros documentais e científicos para as unidades representativas de análises visando identificar a interação entre a atividade (impactos ambientais) e a fauna e flora avaliando a pressão existente causada pela atividade (DNIT, 2010).

As orientações constantes em dispositivos legais como a Lei N° 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza) são analisadas nas fases de instalação de empreendimento, especificamente em relação ao distanciamento mínimo de unidades de preservação e suas respectivas zonas de amortecimento e também as reservas legais e áreas de preservação permanentes (ICMBIO, 2009).

2.8 MEIO SOCIAL

As análises dos impactos de áreas de disposição de RSU na sociedade apresentam dois cenários: de investimento para aterros sanitários e sustentáveis; de remediação / reabilitação / recuperação. O primeiro cenário intensifica as possíveis atividades que podem ser realizadas em um ambiente reabilitado como a utilização energética do biogás gerado ou a utilização do espaço superficial para outros usos. No segundo cenário existe a promoção a reintrodução de resíduos no ciclo de vida, através da mineração, promoção de empregos em diversas áreas e retirada e reinserção social da população que reside ou utiliza os resíduos nas áreas de disposição e que está exposta a riscos de acidentes e condições insalubres (CALDERÓN *et al.*, 2019; HOEFEL *et al.*, 2013).

De acordo com a Lei Federal nº 12.651/2012 as áreas de utilidade pública e de interesse social localizadas em áreas de proteção ambiental (áreas de preservação permanente) podem ser utilizadas para atividades de proteção sanitária e outras instalações de infraestrutura, dentre elas os aterros sanitários, no entanto, em recente decisão do Supremo Tribunal Federal (STF - Ação Declaratória de Constitucionalidade 42) as atividades de disposição de RSU em áreas de preservação permanentes foram proibidas (BRASIL, 2018).

Áreas de patrimônio cultural, áreas tombadas, sítios arqueológicos, reservas indígenas e comunidades tradicionais são enquadrados nas áreas de restrição e devem ser identificadas e caracterizadas durante o levantamento dos dados do meio social para avaliação da interação dos impactos das atividades de disposição de RSU.

Um estudo realizado por Ciriminna e colaboradores (2018) identificaram os benefícios sociais, econômicos e ambientais relacionados à instalação de módulos fotovoltaicos (geração de energia elétrica) na superfície de aterros existentes para aproveitamento do espaço improdutivo. As conclusões do estudo foram: os benefícios da utilização do espaço de aterros para instalação de células fotovoltaicos superam os custos de investimento financeiro necessário para instalação; aumento do crescimento econômico através da criação de empregos; redução local de tarifas; redução dos impactos na saúde.

A PNRS identifica os resíduos como um bem capaz de gerar trabalho e renda e de promover a cidadania, impondo aos responsáveis (geradores de resíduo) a observância dos valores sociais e da dignidade da pessoa humana, e de forma mais efetiva, cabe aos Municípios promoverem a contratação das associações e cooperativas de catadores de materiais recicláveis em todas as etapas da gestão (CNMP, 2014).

De acordo com Crespo (2006) os seguintes parâmetros sociais devem ser analisados em áreas de disposição de RSU: população urbana e rural na área de influência direta e indireta (densidade, estrutura etária, localização, crescimento, índices de educação,

longevidade e renda); economia da área de influência direta e da área de influência indireta (setor primário, setor secundário e setor terciário); saúde (quantidade e características dos estabelecimentos - números de leitos e especialidades); infraestrutura (rede de energia); saneamento (abastecimento de água - origem, coleta de resíduos); equipamentos urbanos; relação de dependência entre a sociedade local e os recursos ambientais na área de influência direta das atividades e desapropriações e remoção da população (MTX, 2017).

A análise das interferências e dos impactos na sociedade relacionado às atividades de disposição de RSU deverá considerar o histórico da área e a dinâmica de interações entre os grupos levando em consideração a promoção do desenvolvimento sustentável. Todos os parâmetros, critérios, itens e elementos identificados nas seções anteriores serão utilizados para desenvolvimento do IQUADI utilizando a AHP e do modelo final de estimativa de efluentes através das ferramentas disponibilizadas pela Dinâmica de Sistemas.

2.9 DINÂMICA DE SISTEMAS - DS

A resolução de passivos ambientais em áreas de disposição de RSU é complexa e dependente de inúmeros fatores e, apesar da existência de massiva literatura científica para adequação das problemáticas relacionadas à contaminação / poluição dos compartimentos ambientais e aos impactos sociais e econômicos, é preciso ter uma visão sistêmica e de integração dos fatores influentes a fim de encontrar as causas básicas desses problemas e definir as opções técnicas e políticas viáveis para resolução, sendo a Dinâmica de Sistema uma ferramenta prática para esse tipo de abordagem (BALA; ARSHAD; NOH, 2014).

A abordagem aplicada na Dinâmica de Sistema lida com características de não linearidade, múltiplos retornos e intervalo de tempo de sistemas dinâmicos complexos, modelando e simulando tais sistemas para entendimento dos processos e resolução das questões. Modela-se no contexto de resolução de passivos ambientais de áreas de disposição de RSU as relações de causa-efeito entre degradação biológica da matéria orgânica e a geração dos efluentes (biogás e lixiviado), tempo de resposta nos processos biológicos predominantes, ciclos de retroalimentação (*feedback*) oriundos da umidade, da quantidade de resíduos e rejeitos, fatores climáticos e de outros elementos intervenientes (MUTINGI; MBOHWA; KOMMULA, 2017).

Segundo Sterman (2002), a solução para o entendimento do sistema como um todo e sua vinculação com o desenvolvimento e implantação de políticas sustentáveis pode ser realizada através de conceitos, ferramentas, abordagens holísticas do problema e experiências dos atores envolvidos, nos quais a Dinâmica de Sistemas está perfeitamente alinhada com

esses processos. Para sua real efetivação a DS deve considerar os impactos sociais, políticos e ambientais nas proposições das soluções técnicas.

A ideia central para desenvolver qualquer estudo que utilize a DS reside no entendimento das inter-relações entre os objetos de um sistema, principalmente pelo fato de que a mudança em uma variável ou fator pode afetar as demais. No entanto os modelos mentais que relacionam esse entendimento são limitados, internamente inconsistentes e incertos e para superar essas lacunas, deve-se analisar tanto a complexidade dos sistemas quanto os próprios modelos mentais de conceitualização (MEADOWS, 2009).

De acordo com Meadows (2009) um sistema é o conjunto de coisas (pessoas, células, moléculas, entre outras) coerentemente organizadas e interconectadas, podendo ser influenciado por forças externas, de tal forma que ele produz seu determinado comportamento durante um período, ou seja, esse conjunto responde a essas forças, que são características intrínsecas do sistema, de forma que sua representatividade no mundo real raramente é simples.

Os sistemas podem ser abertos ou de *feedback* (retroalimentação). No sistema aberto a resposta final é influenciada pelas ações de entrada, mas a resposta não influencia as ações de entrada como indicado na Figura 7. No sistema de *feedback* ou de retroalimentação as entradas são alteradas com base nas saídas, em que a estrutura retoma os resultados da ação passada para controlar a ação futura (BALA; ARSHAD; NOH, 2014).

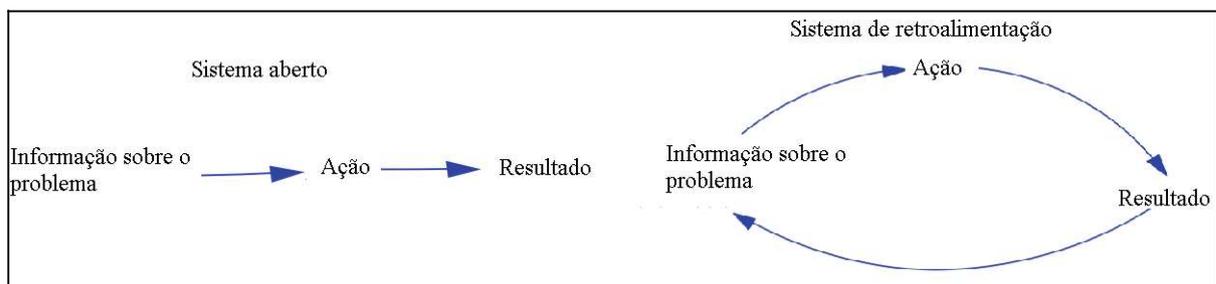


Figura 7 - Sistema aberto à esquerda e sistema fechado de retroalimentação à direita.

Fonte: Adaptado de Bala, Arshad e Noh (2014).

A primeira abordagem no campo foi realizada por Jay W. Forrester, o qual apresentou as fundações para o que seria conhecido como DS, utilizando técnicas de engenharia e ciências para analisar o motivo de fracasso de determinadas corporações utilizando sistemas de retroalimentação. A ideia geral pode ser colocada da seguinte forma (RICHARDSON, 2011):

“Em teoria, um sistema de *feedback* é um sistema fechado. Seu comportamento dinâmico surge dentro de sua estrutura interna. Qualquer ação que seja essencial para o comportamento do modelo investigado deve

ser incluída dentro dos limites do sistema” (FORRESTER, 1968, *apud* RICHARDSON, 2011).

Este princípio indica que a construção de modelos capazes de representar o comportamento dinâmico de interesse deve ser realizada através de variáveis e interações dentro de um limite de um sistema apropriadamente escolhido.

Em sua terceira obra Forrester apresenta modelos de simulação inter-relacionando o crescimento populacional e o aumento no consumo de recursos naturais com crises de poluição e escassez de alimentos, as quais podem ser corretamente gerenciadas através de políticas econômicas. Essas obras promoveram a construção de modelos de computador que realizam o que a mente humana não é capaz, e as vantagens são (BALA; ARSHAD; NOH, 2014):

- precisão e rigorosidade, em vez de ambíguo e não quantificado;
- aberto para avaliação de críticas quanto à consistência e ao erro;
- possibilidade de conter mais informações que qualquer modelo único (modelo metal humano);
- realiza suposições às conclusões de maneira lógica e sem erros;
- facilidade na alteração para representação de diferentes suposições ou políticas alternativas.

A evolução na aplicação de DS em diversas áreas (gestão empresarial, economia, ecologia, fenômenos sociais, agricultura) indica a flexibilidade e o potencial dessa ferramenta de modelagem, principalmente para auxiliar nos processos de planejamento e decisão de atores públicos e privados (ALLENA-OZOLINA; BAZBAUERS, 2017).

Em um estudo básico de DS o produto final concebido deve ser o entendimento do problema em análise através do desenvolvimento de modelos representativos que seguem quatro etapas genéricas de construção: modelo conceitual, formulação do modelo, validação do modelo e utilização do modelo em diferentes cenários (HIDAYATNO *et al.*, 2011). A Figura 8 ilustra o desenvolvimento mais amplo das etapas necessárias para abordagem, compreensão e estruturação de processos em que diversos fatores e variáveis estão envolvidos (FORRESTER, 1994).

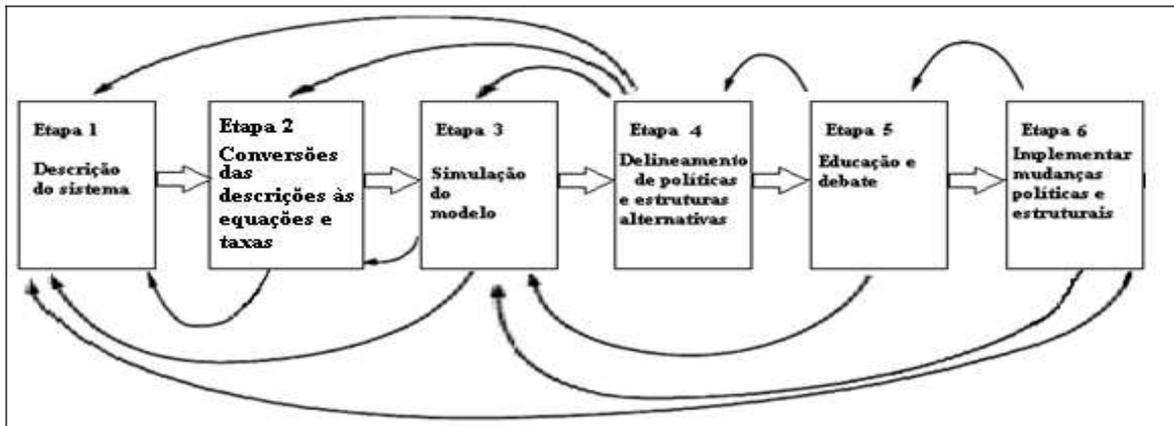


Figura 8 - Etapas envolvidas no processo de abordagem dinâmica de sistemas. Fonte: Adaptado de Forrester (1994).

Inicia-se a investigação normal de uma determinada situação na Etapa 1 com a identificação das estruturas, da relação e da representação dinâmica do problema ou situação que se quer abordar (sistema), elucidando, mapeando e apresentando objetivos através de estruturas cognitivas sobre certo comportamento do sistema que necessitem ser validados (DOYLE; FORD, 1998). Cria-se uma hipótese sobre o problema ou situação percebidos e, tenta-se representá-los corretamente.

Segundo Martinez-Moyano e colaboradores (2013) para a fase de identificação e definição do problema as declarações de melhores práticas para modelagem em DS, realizadas com um grupo de especialistas da Sociedade de Dinâmica de Sistemas (*System Dynamics Society*), foram: verificação se o problema é adequado para aplicação de DS; geração de uma afirmação concisa e específica do problema identificando de forma clara os fenômenos dinâmicos de retroalimentação; identificação de todas as fontes de dados disponíveis e desenvolvimento dos estudos baseados nesses dados.

O processo subjacente à identificação do problema é a formulação do sistema em que as melhores práticas descritas no estudo devem ser levadas em consideração, citando-se a verificação inicial da ponderabilidade de cada variável e utilização apropriada dos dados relevantes e documentação do processo de formulação.

De acordo com Bala e colaboradores (2014), o primeiro passo na construção de modelos é a identificação do problema com a delimitação das fronteiras (limites) e estabelecimento dos objetivos específicos, utilizando o pensamento sistêmico. O problema deve ser claramente definido (descrição detalhada baseada em estudos científicos e relatórios disponíveis, experiência de profissionais e comportamento do sistema no passado identificando todas as variáveis importantes que interfiram no comportamento do sistema) para que se promova o entendimento das causas e das políticas para resolvê-lo, no curto e longo prazo.

A Etapa 2 consiste na conversão das equações que compõem o modelo através de seus vários elementos, inter-relacionando-as de modo que sua simulação possa acontecer na fase seguinte. Nesta etapa, a certificação de que todas as equações façam bom senso e todos os parâmetros tenham significado real deve fundamentar o processo de conversão. O desenvolvimento de um protótipo simples que reflita a racionalidade limitada do problema e disponibilize as informações do sistema real é indicado para testar a aceitação da hipótese inicial evitando a formulação de equações complexas.

Na Etapa 2, a hipótese dinâmica que representa um típico modelo conceitual integrado por diagramas de enlace causal, diagramas de fluxo e estoques ou suas combinações em que a dinâmica do problema pode ser explicada, é desenvolvida. A hipótese é provisória e pode ser aceita ou rejeitada, sendo dependente exclusivamente do comportamento de referência observado e simulado ao longo de um horizonte de tempo. A hipótese é testada utilizando os dados do modo de referência observado e do simulado com a finalidade de explicar o comportamento interno do problema, ou seja, a interação das variáveis dentro do sistema, observando os seguintes aspectos: (i) estrutura de retroalimentação interna; (ii) comportamento do modo de referência simulado e observado; (iii) desenvolvimento de uma teoria para explicar o comportamento do modo de referência (BALA; ARSHAD; NOH, 2014).

A simulação do modelo na Etapa 3, ou seja, o comportamento do modelo proposto e a avaliação de importância das variáveis e dos dados iniciais gerados devem ser consistentes com os modelos históricos ou de referência, caso existam. As certificações de que cada equação é realista e aplicável, em condições limites e situações extremas devem ser realizadas, analisando os resultados inesperados e identificando as respectivas causas de desvio. Por se tratar de um modelo dinâmico, a legitimidade de cada equação é feita através de testes, garantindo que todas as variáveis e parâmetros tenham significado real. A utilização e teste dos modelos parciais refinam a estrutura, os valores dos parâmetros modelados e o comportamento do sistema, identificando as principais variáveis que exercem influência.

A simulação pode não representar o comportamento da hipótese, o que torna os comentários sobre o comportamento do modelo importantes para que as equações e os elementos possam ser reexaminados e o desempenho aperfeiçoado. Após a geração de dados, estes devem ser interpretados para desenvolvimento de soluções ou medidas de adaptação para o sistema em questão (Etapas 4, 5 e 6 da Figura 8). O exercício de modelagem deve garantir a coerência com a hipótese proposta de modo que o comportamento do modelo possa ser apresentado usando linguagem simples e imagens da estrutura do sistema com a finalidade

de auxiliar na implantação de planos e recomendações de políticas públicas, que nada mais são que as escolhas dos decisores, independente da esfera.

As diferenças incorporadas na matriz de predição com base na integração dos modelos podem fornecer instruções na forma de intervalos para abordar possíveis soluções para o problema. As orientações sobre o uso dos modelos após os testes de validação visam garantir que as informações obtidas sejam compreendidas pelos atores envolvidos, para que estes possam contribuir ou até mesmo identificar alternativas de solução para a hipótese ou para as variáveis envolvidas no sistema, aperfeiçoando-o rotineiramente quando verificada a mudança nos parâmetros, permitindo a construção teórica constante e dinâmica conforme as necessidades específicas das hipóteses formuladas.

De acordo com Bala e colaboradores (2014), resumidamente os passos de simulação em Dinâmica de Sistemas são:

- 1- Identificação do problema e formulação do modelo mental na forma de uma descrição verbal e desenvolvimento de hipótese dinâmica para entendimento do comportamento em termos de diagramas causais e estrutura de estoque e fluxo do sistema;
- 2- Criação da estrutura básica do diagrama causal a partir do modelo verbal;
- 3- Transformação dos diagramas causais em diagramas de fluxo;
- 4- Introdução dos diagramas de fluxo ou um conjunto de equações por diferenças nos *softwares* disponíveis;
- 5- Estimação dos parâmetros;
- 6- Validação do modelo, análise da sensibilidade e análise da política;
- 7- Aplicação do modelo para definição das melhoras alternativas na solução do problema.

Apesar do *status quo* atual da representação dos fenômenos e das diversas técnicas e tecnologias utilizadas, os modelos não devem ser analisados em escala absoluta, mas em escala relativa, com a finalidade de apresentarem esclarecimentos e conhecimentos a respeito das percepções dos atores sobre os sistemas descritos e as maneiras de aprimoramento do gerenciamento de determinado problema.

2.9.1 Diagramas de Modelos de Enlaces Causais na DS

As maneiras de esquematização das relações entre estruturas e comportamentos são necessárias para identificação das causas de um determinado problema e conseqüentemente da proposição de novas oportunidades. Esta racionalização faz parte do pensamento sistêmico,

sendo que o conhecimento de todas as relações inerentes a determinado sistema permitirá melhorar sua análise (MEADOWS, 2009; STERMAN, 2002). Dentre os métodos de representação, os modelos podem ser utilizados, os quais representam uma descrição escrita de um sistema apresentando os aspectos da realidade, podendo ser classificados como modelos físicos ou modelos abstratos (BALA; ARSHAD; NOH, 2014).

No contexto de DS uma maneira importante de esquematização é a identificação de relações de causalidade entre duas variáveis em que é utilizado o Diagrama de Enlace Causal (DEC) como ferramenta de construção. Os DEC são diagramas, compostos por elementos, que servem para descrever uma situação de acordo com o que pensa cada observador. Esses diagramas que apresentam estrutura interna de retorno (retroalimentação) constituem a representação qualitativa na Dinâmica de Sistemas (BALA; ARSHAD; NOH, 2014).

Os modelos causais iniciais são simples e procuram explicitar as relações de causa e efeito entre as variáveis envolvidas dentro do contexto estudado permitindo maior compartilhamento das informações, maior participação na construção dos modelos e maior comprometimento na execução da solução proposta. Simbologias específicas são utilizadas para melhor representação das relações existentes como as apresentadas nas Figuras 9 e 10 (AMARAL, 2012).

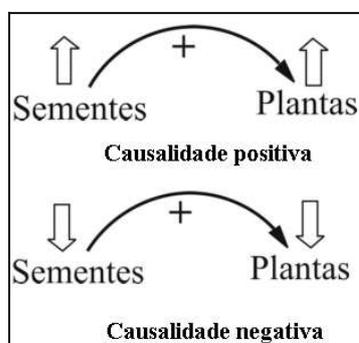


Figura 9 - Exemplo de relação causal entre sementes e plantas.
Fonte: Amaral (2012).

As relações de causalidade positiva e negativa indicadas na Figura 9, apontam um relacionamento diretamente proporcional, em que o número de plantas aumenta com o aumento do número de sementes ou o número de plantas diminui com a diminuição do número de sementes disponibilizadas.

Símbolos	Interpretação	Representação Matemática	Exemplos
	<i>Ceteris Paribus</i> , se X incrementa (reduz), então Y incrementa (reduz)	$\frac{\partial Y}{\partial X} > 0$	
	<i>Ceteris Paribus</i> , se X incrementa (reduz), então Y reduz (incrementa)	$\frac{\partial Y}{\partial X} < 0$	

Figura 10 - Notações para as polaridades entre as variáveis.

Nota: *Ceteris Paribus*, expressão do latim que significa: mantidas inalteradas todas as outras coisas. Em economia: análise de mercado da influência de um fator sobre outro, sem que as demais variáveis sofram alterações. Fonte: Oliveira (2018).

As setas na Figura 10 indicam a relação causal entre os dois parâmetros e cada ligação recebe uma polaridade, positiva (+) ou negativa (-) indicando a variação da variável dependente pela variação da variável independente. A Figura 11 apresenta como exemplo um modelo simples de diagrama de enlace para a irrigação de uma determinada área.

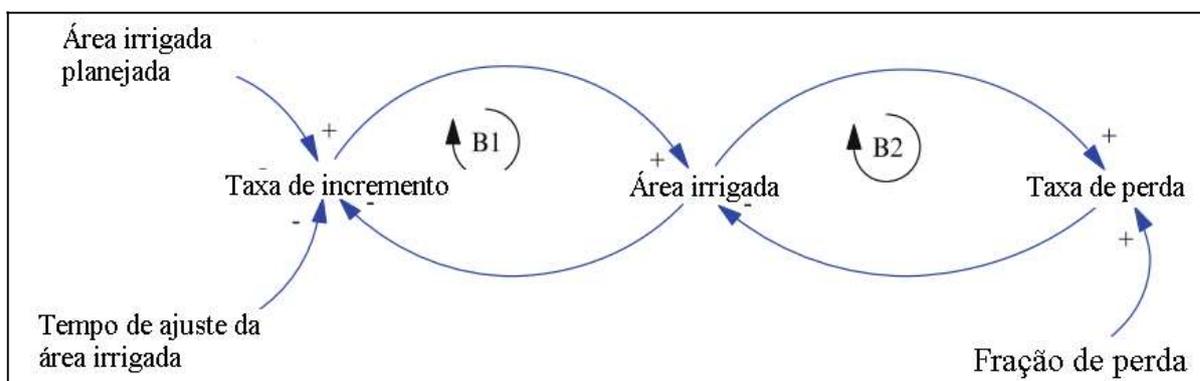


Figura 11 - Diagrama de modelo causal para um sistema de irrigação.

Fonte: Adaptado de Bala e colaboradores (2014).

Identificando-se as principais variáveis, realiza-se a conexão entre elas através de suas interdependências. As variáveis são a área irrigada, a taxa de incremento da área irrigada e taxa de perda da área de irrigação. Observa-se que a taxa de incremento da área irrigada diminui com o aumento da área irrigada e o aumento da área irrigada aumenta a irrigação, formando o ciclo de *feedback* negativo B1. A taxa de perda da área de irrigação aumenta com o aumento da área irrigada e por sua vez a área irrigada diminui, formando outro ciclo de *feedback* negativo B2.

Os diagramas de modelos causais representam a estrutura de resposta do sistema e causa do comportamento dinâmico, gerando o comportamento de referência que pode ser

indicado como a hipótese dinâmica. Alguns passos são necessários para se desenvolver os digramas de modelos causais, dentre eles, citam-se: (i) definição dos problemas e dos objetivos; (ii) identificação dos elementos mais importantes dos sistemas; (iii) identificação dos elementos secundários importantes dos sistemas; (iv) identificação dos elementos terciários importantes dos sistemas; (v) definição das relações de causa e efeito; (vi) identificação dos ciclos fechados; (vii) identificação dos ciclos de equilíbrio e reforço (BALA; ARSHAD; NOH, 2014).

2.9.2 Ciclos de Realimentação

As relações de causalidade são componentes de ciclos de realimentação. Um circuito ou ciclo de realimentação negativa e um circuito de realimentação positiva são estruturas dos diagramas de causalidade. O primeiro representa ações reguladoras (ajustes) que levam à estabilização de um sistema, ou seja, buscam o equilíbrio para o estado desejado como representado na Figura 12 (AMARAL, 2012; MEADOWS, 2009).



Figura 12 - Ciclo de realimentação negativa
Fonte: Amaral (2012)

O segundo indica que quando um parâmetro ou variável reforça a direção de mudança o ciclo é positivo representado na Figura 13.

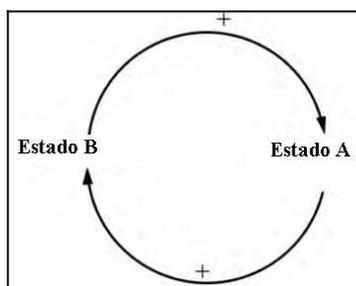


Figura 13 - Ciclo de realimentação positivo
Fonte: Amaral (2012)

O incremento que ocorre no Estado A é oriundo do incremento do Estado B. Percebe-se que a mudança de uma variável leva à modificação do estado da outra no mesmo sentido que o estipulado inicialmente.

A definição dos ciclos como etapa de construção dos mapas sistêmicos (superposição de diversos ciclos de realimentação positivos e negativos) para representação de determinada situação dinâmica leva à representação da estrutura do sistema, buscando sempre respeitar os limites existentes para modelar de forma real determinada situação / problema. No entanto este modelo descreve a dinâmica qualitativa dos processos analisados, sendo importante a utilização de outras ferramentas para realização de análises quantitativas. A representação quantitativa é realizada através de diagramas de fluxos e estoques.

2.9.3 Diagramas de Fluxos e Estoques na DS

As definições de estoque e fluxo utilizadas na DS indicam o comportamento quantitativo e dinâmico de determinada variável. O entendimento dessa dinâmica no tempo leva ao entendimento do comportamento dos sistemas. O diagrama de estoque-fluxo é a estrutura física do sistema em termos quantitativos, geralmente seguido após o desenvolvimento dos diagramas de modelos causais (BALA; ARSHAD; NOH, 2014).

Por definição estoque são elementos do sistema que podem ser vistos, sentidos, contados ou medidos em qualquer momento. Eles representam o acúmulo de material ou informação que ocorreu em um sistema durante um período. Esse material ou informação que entrou ou deixou o estoque ao longo de um período de tempo é o fluxo - Figura 14.

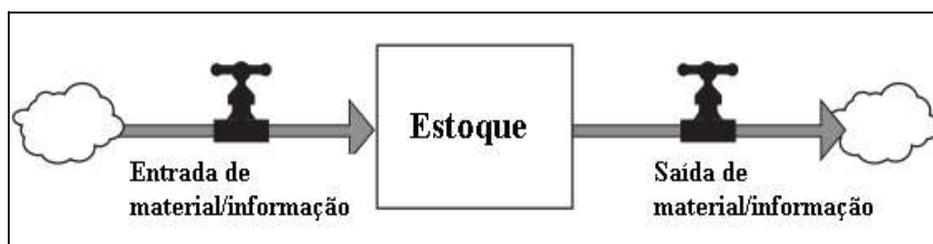


Figura 14 - Diagrama de estoque e fluxo de material / informação.

Fonte: Adaptado de Meadows (2009)

Os estoques são representados pelos retângulos e os fluxos pelas “válvulas”. Na Figura 14, caso ocorra um aumento na entrada de material/informação o estoque aumentará. Caso se deseje diminuir essa quantidade deverá aumentar a saída de material/informação, regulando-se assim parte do sistema em análise. Os fluxos causam variações nos estoques que acumulam eventos passados. Quando alterações no estoque alteram o fluxo de entrada ou saída ocorrem os ciclos de realimentação.

Os diagramas são uma representação das equações integrais de diferenças finitas das variáveis existentes no sistema, simulando o comportamento dinâmico, formuladas com base nos diagrama de blocos da teoria de controle. Essas representações identificam a estrutura de

retorno (realimentação / retroalimentação) do sistema gerando o comportamento de referência do sistema, que nada mais é do que a hipótese dinâmica. A Figura 15 apresenta um exemplo de diagrama de estoque-fluxo para um sistema de irrigação (BALA; ARSHAD; NOH, 2014).

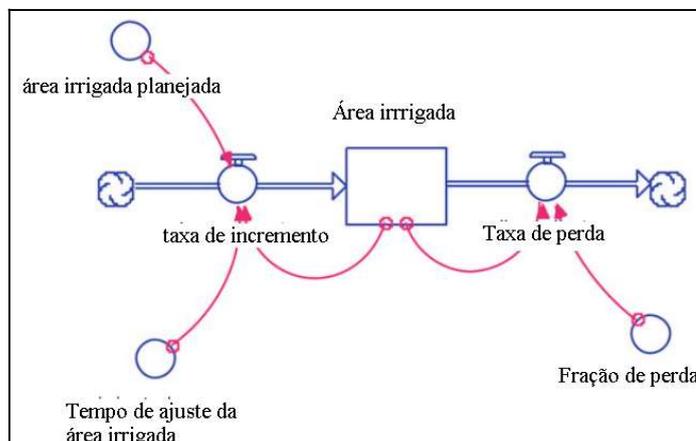


Figura 15 - Diagrama de estoque e fluxo para um sistema de irrigação.

Fonte: Adaptado de Bala, Arshad e Noh (2014).

A análise é realizada através da identificação das variáveis: área irrigada (estoque) que indica a condição de irrigação - o aumento da taxa de incremento, ou seja, da vazão de entrada ou a redução que implicará na variação do estoque, bem como o aumento ou a redução da taxa de perda. A área irrigada possui como unidade uma quantidade em determinado momento do tempo, e as taxas (incremento e perda) possuem como unidade uma taxa de quantidade por unidade de tempo.

A equação de estoque pode ser representada pela equação de diferença finita de primeira ordem e a sua integração na forma de equação diferencial pode ser visualizada através das Equações 9 e 10 (BALA; ARSHAD; NOH, 2014).

$$\text{estoque}(t) = \text{estoque}(t_0) + \int_{t_0}^t (\text{entrada}(t) - \text{saída}(t)) dt \quad (9)$$

$$\frac{d(\text{estoque})}{dt} = \text{entrada}(t) - \text{saída}(t) \quad (10)$$

O *software* STELLA fornece três métodos de solução para o problema de integração: (i) o método de Euler; (ii) o método de Runge-Kutta de segunda ordem; e, (iii) o método de Runge-Kutta de quarta ordem (WHITE; HOSLEY, 1992).

Para desenvolvimento dos diagramas de estoque-fluxo os seguintes passos devem ser seguidos: (i) definição do problema e dos objetivos; (ii) identificação das variáveis mais importantes dos sistemas; (iii) identificação das variáveis secundárias importantes dos sistemas; (iv) identificação das variáveis terciárias importante dos sistemas; (v) identificação das variáveis que representam os estoques, ou seja, as acumulações; (vi) identificação das

variáveis que representam os fluxos, ou seja, a variação de unidade de quantidade por unidade de tempo; (vii) confirmação da entrada e da saída (fluxos) na variação do estoque (BALA; ARSHAD; NOH, 2014; FUGII, 2019). A Figura 16 apresenta os símbolos utilizados nos diagramas de estoque e fluxo.

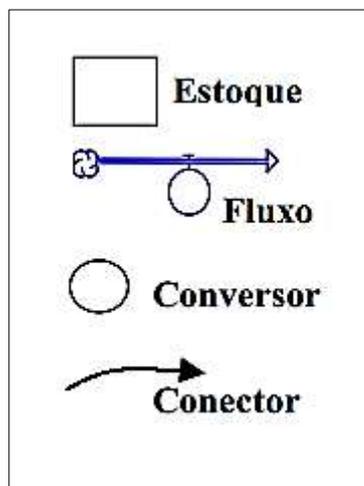


Figura 16 - Símbolos utilizados nos diagramas de estoque e fluxo
Fonte: Fernandes (2003).

As etapas ainda exigem a estimativa de parâmetro, a validação do modelo, a análise de sensibilidade e a análise da política de gerenciamento / gestão para aprimoramento / resolução dos problemas e a aplicação do modelo. Os testes de confiança na Dinâmica de Sistemas podem ser classificados em: testes das estruturas, testes do comportamento e testes das implicações políticas.

A validação do modelo, a análise de sensibilidade e a análise da política são realizados através de testes para construir a confiança no modelo de Dinâmica de Sistemas. Os testes são realizados através de comparação de um modelo com a realidade empírica, e a validação significa o processo de estabelecer confiança na solidez e utilidade do modelo (BALA; ARSHAD; NOH, 2014).

A análise do comportamento das curvas criadas nos modelos através dos valores direcionadores políticos e estratégicos das questões avaliadas é uma ferramenta de reflexão sobre a dinâmica do sistema, que permite testar quantitativamente as variáveis e auxiliar no entendimento de uma situação complexa (FERNANDES, 2003).

O modelo de simulação é importante para otimização do sistema e para que isso ocorra, apresentar-se-ão a seguir os modelos que embasarão a construção do modelo de geração de efluentes em áreas de disposição de RSU.

2.10 MODELOS DE GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ATERROS

O efluente gasoso gerado pela degradação anaeróbia de RSU, conhecido como biogás de aterro é constituído, principalmente, de metano (50 - 75% em volume), dióxido de carbono (25 - 50% em volume) e nitrogênio (0 - 10% em volume). Esse efluente apresenta também mais de uma centena de compostos químicos potencialmente tóxicos. O metano é um dos mais importantes gases do incremento do efeito estufa, apresentando Potencial de Aquecimento Global (PAG - *Global Warming Potential* - GWP) 28 vezes o potencial do dióxido de carbono durante um período de 100 anos e GWP de 84 para um período de 20 anos ou 3,7 vezes maior por mol de CH₄ (MYHRE *et al.*, 2013; NOJEDEHI *et al.*, 2016).

A concentração na superfície de CH₄ aumentou drasticamente em relação aos tempos pré-industriais, sendo crucial a sua mensuração para definição das ações de atendimento às metas de sustentabilidade e de redução das alterações climáticas (MYHRE *et al.*, 2013).

O efluente líquido gerado pelas interações no maciço é conhecido como lixiviado e sua coleta e tratamento são essenciais para evitar a contaminação e poluição na área de disposição e entorno e para reduzir os riscos à população (PARVIN; TAREQ, 2021).

Assim, para minimização dos impactos ambientais negativos, reabilitação de áreas órfãs, efetivação das normas técnicas, desenvolvimento de projetos eficientes de coleta de biogás e recuperação de sistemas, é importante quantificar de forma precisa os efluentes gerados. Outra razão é a oportunidade de comercialização de créditos de carbono³ através do controle de emissões ou de projetos mitigadores (FARGHALI *et al.*, 2022; HOSSAIN *et al.*, 2022; PEARSE; HETTIARATCHI; KUMAR, 2018).

Diversas metodologias e modelos matemáticos foram desenvolvidos para estimar a produção de biogás nas áreas de disposição de resíduos e os modelos incluem variáveis que consideram as especificidades de cada área de disposição, a composição gravimétrica dos resíduos, a taxa de geração per capita, a taxa de degradação por diferentes frações de carbono orgânico degradável, a quantidade de resíduos, a umidade dos resíduos, o clima e o tempo na área, entre outros parâmetros (NIKKHAH; KHOJASTEHPOUR; ABBASPOUR-FARD, 2018).

Os modelos calculam a produção de metano com base na quantidade de resíduos depositados ou inferidos em uma série histórica, começando com o ano inicial de depósito até o último ano de operação e são apresentados a seguir, com considerações e atualizações:

³ Através de Mecanismos de Flexibilidade estabelecidos no âmbito do Protocolo de Quioto, a comercialização de CO₂ foi estabelecida, sendo o crédito carbono a unidade de mensuração das emissões.

1. Modelo Scholl-Canyon utilizado pelo Banco Mundial: O modelo estima a geração de biogás e não a emissão deste para a atmosfera através da Equação 11, de primeira ordem (PEÑAFIEL; PESÁNTEZ; OCHOA-HERRERA, 2018; WORLD BANK, 2004):

$$Q_{CH_4i} = k \times L_0 \times m_i \times e^{-k(x-t)} \quad (11)$$

Onde: Q_{CH_4i} = quantidade de metano produzido no ano “i” ($m^3 CH_4$ /ano); k = constante de geração do metano (1/ano); L_0 = Potencial da geração de metano por tonelada de resíduo ($m^3 CH_4$ /ton); m_i = quantidade de resíduos depositados no ano “i” (ton); t = ano de disposição do resíduo no aterro (ano); x = ano do inventário (ano).

O estudo realizado por Thompson e colaboradores (2009) comparou estaticamente a modelagem de geração de metano com às taxas de recuperação em 35 aterros sanitários assumindo que 20% das emissões não foram recuperadas (taxa de geração total = emissões de CH_4 + CH_4 oxidado + CH_4 queimado pelos *flares* + CH_4 migrado + CH_4 armazenado), visando desenvolver um modelo mais preciso. De acordo com as conclusões do estudo, os modelos Scholl-Canyon e LandGEM (*Landfill Gas Generation* v. 2.01) apresentaram os melhores resultados (VU; NG; RICHTER, 2017).

2. Modelo LandGEM v. 2.01: trata-se do modelo apresentado no programa Geração de Gases de Aterros da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para determinação das emissões de metano, dióxido de carbono e compostos orgânicos não metanogênicos. A Equação 12 de cinética de primeira ordem apresenta como base o modelo Scholl-Canyon (NIKKHAH; KHOJASTEHPUR; ABBASPOUR-FARD, 2018; USEPA, 2005).

$$Q_{CH_4i} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k \times L_0 \times (m_i \times 10^{-1}) \times e_{ij}^{-kt} \quad (12)$$

Onde: Q_{CH_4i} = geração de metano anual no ano do cálculo ($m^3 CH_4$ /ano); i = 1 ano de incremento de tempo; n = (ano de cálculo) - (ano inicial de disposição dos resíduos); j = 0,1 ano de incremento de tempo; k = constante de geração do metano (1/ano); L_0 = potencial da geração de metano ($m^3 CH_4$ /ton); m_i = quantidade de massa de RSU depositados no ano “i” (ton); t_{ij} = idade da seção j da massa de resíduos m_i depositada no ano i (ano).

O potencial de geração de metano (L_0) ou o Carbono Orgânico Degradável (COD) e a taxa de geração de metano (k) são os principais parâmetros de entrada no modelo LandGEM. Existem valores padrões para L_0 e k , propostos para diversos tipos de clima e tipos de resíduos, no entanto os valores específicos do local são mais representativos e

reduzem os erros nas estimativas. A Equação 13 apresenta a determinação de k a partir da precipitação (PLOCOSTE; KOALY, 2016).

$$k = 3,2 \times 10^{-5} \times (\text{precipitacaomediaanual}) + 0,01 \quad (13)$$

O valor de k e consequentemente a meia-vida dos resíduos - $t_{1/2}$ - representado na Equação 14 variam de acordo com a composição do resíduo, com as condições climáticas, as características do aterro e as operações de gerenciamento. A umidade elevada presente nos RSU e o tipo de material como os resíduos alimentares que são rapidamente degradáveis interferem em taxas mais rápidas ($k = 0,2/\text{ano}$, ou uma meia-vida de cerca de 3 anos) enquanto locais mais secos e resíduos lentamente degradáveis com a madeira e o papel apresentam taxas mais lentas ($k = 0,02/\text{ano}$, ou meia-vida de cerca de 35 anos) (KRAUSE; CHICKERING; TOWNSEND, 2016; MACHADO *et al.*, 2009).

$$k = \frac{\ln(2)}{t_{1/2}} \quad (14)$$

Onde: $t_{1/2}$ = meia-vida do carbono (ano).

As taxas de decaimento padrões estabelecidas para o modelo LandGEM são definidas para áreas áridas ($0,02/\text{ano}$ e precipitação anual < 635 mm), para aterros convencionais ($0,05/\text{ano}$) e para aterros úmidos ($0,7/\text{ano}$) (VU; NG; RICHTER, 2017).

Em relação ao COD, o IPCC fornece uma metodologia para sua determinação em massa através da composição dos RSU, no entanto não existe orientação para o cálculo da fração de COD dissociada (COD_f) e da constante de decaimento ou constante de geração de metano (k). Os valores de k sugeridos pelo IPCC são apresentados na Tabela 5 (IPCC, 2006).

Tabela 5 - Valores de k sugeridos pelo IPCC

Parâmetros		Clima							
		Temperado e boreal ($T_{\text{média anual}} \leq 20^\circ$)				Tropical ($T_{\text{média anual}} > 20^\circ$)			
		Seco ($P/ETP < 1$)		Úmido ($P/ETP > 1$)		Seco ($P < 1000$ mm)		Úmido e molhado ($P \geq 1000$ mm)	
		Padrã o	Variaçã o	Padrã o	Variaçã o	Padrã o	Variaçã o	Padrã o	Variaçã o
Lenta	Resíduos de papel / têxteis	0,04	0,03- 0,05	0,06	0,05- 0,07	0,045	0,04- 0,06	0,07	0,06- 0,085
	Resíduos de madeira / palha	0,02	0,01- 0,03	0,03	0,02- 0,04	0,025	0,02- 0,04	0,035	0,03- 0,05
Moderad a	Outros orgânicos putrescíveis. Resíduos de poda e capina	0,05	0,04- 0,06	0,1	0,06-0,1	0,065	0,05- 0,08	0,17	0,15-0,2
Rápida	Resíduos orgânicos alimentares / lodo de esgoto	0,06	0,05- 0,08	0,185	0,1-0,2	0,085	0,07-0,1	0,4	0,17-0,7
<i>Bulk</i>		0,05	0,04- 0,06	0,09	0,08-0,1	0,065	0,05- 0,08	0,17	0,15-0,2

Fonte: Adaptado de IPCC (2006).

De acordo com Krause e colaboradores (2016) a determinação do k também pode ser realizada através da composição dos resíduos através das Equações 15 e 16, em que é realizada a translação dos valores (KRAUSE; CHICKERING; TOWNSEND, 2016).

$$k_{c,j} = \frac{\sum k_i \times \text{COD}_{f,i} \times \text{COD}_i \times m_i}{\sum \text{COD}_{f,i} \times \text{COD}_i \times m_i} \quad (15)$$

Onde: $k_{c,j}$ = taxa de geração de metano calculada pelo peso do carbono nos resíduos no ano j (ano^{-1}); k_i = taxa de geração de metano do componente do resíduo i (ano^{-1}); $\text{COD}_{f,i}$ = fração do COD que se degradará anaerobicamente no componente i ; j = ano em que os resíduos são depositados; COD_i = concentração de carbono orgânico degradável do componente i ; m_i = massa de resíduos ou massa percentual do componente i no ano j ;

$$k_{\text{fase_unica}} = \frac{k_1 \times \text{fCOD}_1 + k_2 \times \text{fCOD}_2 + k_3 \times \text{fCOD}_3}{\sum \text{fCOD}_{1,2,3}} \quad (16)$$

Onde: $k_{\text{fase_unica}}$ = valor único de k ; k_1 , k_2 e k_3 = taxa de geração de metano para os componentes (1) rapidamente degradáveis, (2) moderadamente degradáveis e (3) lentamente degradáveis; $\text{fCOD}_{1,2,3}$ = fração de COD que é rápida, moderada ou lentamente degradável.

De acordo com Cruz e Barlaz (2010) o valor de k determinado através de dados de decomposição de RSU *in situ*, pode ser expresso pela Equação 17.

$$k_{\text{campo,RSU}} = f \times \sum_{i=1}^n k_{\text{lab},i} \times (m_{\text{componente}_i}) \quad (17)$$

Onde: f = fator de correção; $k_{\text{lab},i}$ = valor k derivado de laboratório para o componente de RSU $_i$; $m_{\text{componente}_i}$ = porcentagem em massa do componente de RSU $_i$; e $k_{\text{campo,RSU}}$ = valor k em escala de campo para a massa de RSU.

Os valores encontrados para k ($1/\text{ano}$) na pesquisa de Cruz e Barlaz (2010) foram: têxteis (0,029), madeira (0,015), grama (0,298), folhas (0,171), galhos (0,015), resíduos de alimentos (0,144), miscelânea de orgânicos (0,131), jornais (0,033), papelão (0,02), papel revestido (0,122), papel de escritório (0,029) e papel misto (0,031), para uma taxa de decaimento de massa de RSU assumida de 0,04/ano.

As taxas de decomposição relativamente altas dos resíduos alimentares, grama e folhas, que são os substratos primários para a produção de metano nos estágios iniciais e posteriormente o papel predominam na geração (CRUZ; BARLAZ, 2010).

Os valores L_0 e k apresentados na literatura incluem a dinâmica de decomposição de RSU como uma massa única ou através dos componentes individuais dos RSU. O valor k

pode ser determinado pelas taxas de precipitação, simulações de laboratório, amostra de resíduos definida por idade, ajuste de modelos e análise de regressão usando dados *in situ* de geração de biogás. A concentração de lignina não se correlaciona bem com o valor k , devido ao arranjo e a estrutura da lignina na biodisponibilidade da celulose e na taxa de degradação. A concentração de lignina nos resíduos está correlacionada com a fração do carbono orgânico degradável total (COD_f) que realmente se degradará anaerobicamente no aterro. A relação linear entre a Fração Biodegradável (FB) e a lignina foi determinada por Chandler em 1980 utilizando diversos substratos e é apresentada na Equação 18 (PARK *et al.*, 2018).

$$FB = 0,83 - (0,028 \times \text{lignina}) \quad (18)$$

Onde: lignina = teor de sólidos voláteis lignocelulósicos ($0 < \text{lignina} < 20\%$).

Apenas uma fração dos resíduos é convertida em biogás. Os valores obtidos em laboratório variam de 0,5 - 0,8 dependendo da temperatura (80% do COD é dissimilado a 35° C). Valores *in situ* não ultrapassam 0,7. A Equação 19 apresenta a formação do biogás em um determinado tempo influenciado pela fator de dissimilação ζ (PARK *et al.*, 2018).

$$\alpha_t = \zeta \times 1,87 \times A \times C_0 \times k \times e^{-kt} \quad (19)$$

Onde: α_t = formação de biogás (m^3/ano); ζ = fator de dissimilação; k = constante de geração do metano ($1/\text{ano}$); A = quantidade de RSU (ton); C_0 = quantidade de COD no RSU no momento da deposição (kg/ton); t = tempo decorrido da deposição (ano); 1,87 = fator com unidade de m^3/kg .

A única diferença entre o modelo LandGEM (v. 2.01) e o modelo Scholl Canyon é o divisor dez, que foi modificado no estudo de Thompson e colaboradores (2009) entre um (Scholl Canyon) e dez (LandGEM) para criar um modelo mais preciso. Os erros do modelo Scholl Canyon foram em média muito altos e no modelo LandGEM os erros muito baixos, sugerindo-se para o primeiro modelo um divisor entre 1 e 10 (1,5 ou 2,3 como ideais) e fração de carbono orgânico degradável ($COD_f = 0,5$ como ideal) e para o segundo um divisor entre 1 e 10 e $COD_f = 0,77$ como padrões quando não existirem dados amostrais. A Equação 20 apresenta o modelo Scholl Canyon modificado (PEÑAFIEL; PESÁNTEZ; OCHOA-HERRERA, 2018).

$$Q_{CH_4t} = k \times L_0 \times \frac{m_i}{n} \times e^{-k(x-t)} \quad (20)$$

Onde: n = divisor (1-10).

3. Metodologia de projeto do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas - utilizam-se duas abordagens: TIER 1, que envolve a estimativa do carbono orgânico degradável (COD) presente nos resíduos depositados e as características da área de disposição; TIER 2 que utiliza o Decaimento de Primeira Ordem (*First Order Decay* - FOD). De acordo com o IPCC o método de balanço de massa - Equação 21 - não deve ser utilizado pois as estimativas não são tão precisas em relação ao método FOD (IPCC, 2006).

$$CH_4\text{emissões} = \left[\sum_x CH_4\text{gerado}_{x,T} - R_T \right] \times (1 - OX_T) \quad (21)$$

Onde: $CH_4\text{emissões}$ = metano emitido no ano T (ton/ano); T = ano de inventário; x = categoria de RSU ou tipo de RSU; R_T = metano recuperado no ano T (10^3 tonelada); OX_T = fator de oxidação no ano T (fração).

O cálculo da quantidade de carbono orgânico degradável que pode se decompor ou que está disponível para decomposição (COD_m) pode ser obtido pela Equação 22, e é baseado na composição do RSU por categoria e tipo de material.

$$COD_m = M \times COD \times COD_f \times FCM \quad (22)$$

Onde: COD_m = carbono orgânico degradável disponível (10^3 tonelada); M = massa de RSU disposto (10^3 tonelada); COD = carbono orgânico degradável no ano de disposição (fração ton C/ton RSU); COD_f = fração de COD que pode se decompor (fração); FCM = fator de correção de metano para decomposição aeróbia no ano de disposição (fração).

O fator L_0 não é utilizado na abordagem TIER 1, mas existe uma relação com o COD representada pela Equação 23.

$$L_0 = COD_m \times F \times \frac{16}{12} \quad (23)$$

Onde: L_0 = potencial da geração de metano (ton CH_4); COD_m = massa de carbono orgânico degradável disponível (ton); F = fração de CH_4 no biogás gerado nas áreas de disposição de RSU (%); 16×12^{-1} = razão de peso molecular (CH_4/C) (razão).

O método FAO considera apenas a massa de material em decomposição no momento presente, ou seja, determina-se a quantidade de material em decomposição dispostos no início da medição, e cada ano pode ser considerado como o ano número um no método de

estimativa, e os cálculos básicos de primeira ordem podem ser feitos pelas Equações 24 e 25, com as reações de decaimento iniciando um ano após a disposição (IPCC, 2006).

$$\text{COD}_{\text{maT}} = \text{COD}_{\text{mdT}} + (\text{COD}_{\text{maT-1}} \times e^{-k}) \quad (24)$$

$$\text{COD}_{\text{mdecT}} = \text{COD}_{\text{maT-1}} \times (1 - e^{-k}) \quad (25)$$

Onde: COD_{maT} = COD_m acumulado no final do ano T (ton); $\text{COD}_{\text{maT-1}}$ = COD_m acumulado no final do ano (ton) (ton); COD_{mdT} = COD_m disposto na área no ano T (ton); $\text{COD}_{\text{mdecT}}$ = COD_m decomposto no ano T (ton); k = constante de geração do metano (1/ano);

A geração de metano através do cálculo do carbono orgânico degradável (COD_m) pode ser realizada através da Equação 26.

$$\text{CH}_{4\text{geradoT}} = \text{COD}_{\text{mdecT}} \times F \times \frac{16}{12} \quad (26)$$

Onde: $\text{CH}_{4\text{geradoT}}$ = quantidade de metano gerado oriundo do material degradável; $\text{COD}_{\text{mdecT}}$ = COD_m decomposto no ano T (ton); F = fração de CH_4 no biogás gerado nas áreas de disposição de RSU (%); 16×12^{-1} = razão de peso molecular (CH_4/C) (razão).

A estimativa do COD (carbono orgânico degradável), ou seja, do carbono orgânico nos RSU que está acessível para decomposição bioquímica, pode ser determinada através da Equação 27.

$$\text{COD} = \sum_i (\text{COD}_i \times W_i) \quad (27)$$

Onde: COD = fração de carbono orgânico degradável nos RSU, (ton C/ton RSU); COD_i = fração de carbono orgânico degradável no resíduo tipo i (e.g. valor padrão para papel é 0,4 em base de peso úmido); W_i = fração do tipo de resíduo i por categoria de resíduo (e.g. valor padrão para papel nos RSU do Leste Asiático é 0,188 em base de peso úmido).

A fração de COD dissociada (COD_f) indica a fração de carbono que é disponível para a decomposição bioquímica, e pode ser obtida pela Equação 28.

$$\text{COD}_f = 0,014 \times T + 0,28 \quad (28)$$

Onde: COD_f : fração de COD dissociada (%); T : temperatura na zona anaeróbia ($^{\circ}\text{C}$).

Os valores médios de COD_f estimados para papel, madeira, resíduos alimentares, e resto de poda e capina (parque e jardins) são 0,37, 0,21, 0,64 e 0,23, respectivamente. As variações de acordo com a literatura são: papel (0,19-0,54); madeira (0,02-0,57); resíduos

alimentares (0,36-0,92); e, restos de poda e capina de parques e jardins (0,09-0,38) (LEE; HAN; WANG, 2017).

Segundo PEARSE e colaboradores (2018), o potencial teórico de produção de metano pode ser determinado através da caracterização da DQO, pela composição gravimétrica dos resíduos e rejeitos e pela composição da fração orgânica, sendo esta última mais representativa (87%) em relação à obtida pela composição gravimétrica (74%).

4. Metodologia de cinética de primeira ordem do IPCC: TIER 2 - modelo de decaimento de primeira ordem adaptado através do fator de normalização - Equação 29 - pode ser usado para modelar a taxa de geração de CH₄ ao longo do tempo (IPCC, 1997; SANTOS; ELK; ROMANEL, 2015).

$$Q_{CH_4} = \sum_x^t \{[(A \times k \times M_i \times L_0) \times e^{-k(t-x)}] - R_x\} \times (1 - OX) \quad (29)$$

Onde: Q_{CH_4t} = metano produzido no ano t (ton x ano⁻¹); t: ano de inventário; x = ano de entrada dos dados; A = fator de normalização; k = constante de geração do metano (ano⁻¹); M = quantidade de resíduos dispostos no ano x (ton); L₀ = potencial da geração de metano (ton de CH₄ x ton⁻¹ de RSU); R_x = metano recuperado (ton x ano⁻¹); OX = fator de oxidação no solo ou camada de cobertura (adimensional).

O fator de normalização representado na Equação 30 corrige a soma dos valores iniciais de geração de metano.

$$A = \frac{(1 - e^{-k})}{k} \quad (30)$$

Onde: ; A = fator de normalização; k = constante de geração do metano (1/ano);

O potencial de geração de metano (L₀) a partir dos resíduos e rejeitos pode ser obtido pela Equação 31.

$$L_0 = FCM \times COD \times COD_f \times F \times \left(\frac{16}{12}\right) \quad (31)$$

Onde: L₀ = potencial de geração de metano (ton de CH₄/ton de RSU); FCM = fator de correção de metano (%); COD = carbono orgânico degradável no ano x (ton de C/ton de RSU); COD_f = fração de COD dissociada (%); F = fração de metano em volume presente no biogás (%); 16 X 12⁻¹ = fator de conversão.

O carbono orgânico degradável pode ser determinado pelas frações de RSU dispostos, através da Equação 32 em base úmida e da Equação 33 em base seca.

$$\text{COD}_{\text{base_úmida}} = (0,4 \times A) + (0,24 \times B) + (0,15 \times C) + (0,43 \times D) + (0,2 \times E) + (0,24 \times F) \quad (32)$$

$$\text{COD}_{\text{base_seca}} = (0,44 \times A) + (0,3 \times B) + (0,38 \times C) + (0,5 \times D) + (0,49 \times E) + (0,6 \times F) \quad (33)$$

Onde: COD = carbono orgânico degradável (ton de C/ton de RSU); A = fração de papel e papelão nos RSU (%); B: fração de têxteis nos RSU(%); C = fração de resíduos alimentares no RSU (%); D = fração de madeira nos RSU (%); E = fração de resíduos de poda e capina oriundos de parques e jardins no RSU (%); F = fração de fraldas nos RSU (%).

Os parâmetros são usualmente obtidos através de dados publicados e por meios teóricos e experimentais. A Tabela 6 apresenta os dados de rendimento de metano realizado em laboratório por Eleazer e colaboradores (1997), sendo referência em diversos estudos.

Tabela 6 - Potencial de geração de metano para diversos componentes presentes nos RSU

Tipo de RSU	Rendimento (mL CH ₄ /g peso seco)	Sólidos voláteis	(Potencial de geração de metano) - (crescimento microbiano - 5%)
Grama	144,4	85,0	89,3 (93,1)
Folhas	30,6	90,2	75,2 (77,7)
Galhos (ramos)	62,6	96,6	82,8 (85,0)
Resíduos alimentares	300,7	93,8	77,4 (80,7)
Papel revestido	84,4	74,3	83,7 (85,4)
Jornais	74,33	98,5	98,0 (99,2)
Papelão	152,3	98,2	87,7 (90,9)
Papel de escritório	217,3	98,6	55,5 (60,3)
RSU	92	75,2	87,9 (91,8)

Fonte: Adaptado de Eleazer e colaboradores (1997).

Estudo desenvolvido por Wangyao e colaboradores (2010), em clima tropical com variação de resíduos alimentares de 60% a 80% do total disposto na área, comparou a medição *in situ* de geração de biogás com fatores de correção de metano e fatores de oxidação de metano usando o modelo proposto pelo IPCC em diversas configurações de aterro.

As configurações eram: quatro aterros sanitários profundos (profundidade ≥ 5 metros); um aterro sanitário raso (profundidade < 5 metros); três áreas profundas de disposição sem nenhum controle (profundidade ≥ 5 metros); uma área raso de disposição sem nenhum controle (profundidade < 5 metros). O Quadro 5 apresenta os valores padrões propostos pelo IPCC e os valores otimizados na pesquisa de Wangyao (IPCC, 2006; WANGYAO *et al.*, 2010).

Quadro 5 - Tipo de disposição no solo e valores padrões do IPCC para o parâmetro FCM - Fator de Correção de Metano.

Configuração da área de disposição	FCM (IPCC)	FCM para a pesquisa (Meia vida - resíduos alimentares: 2, papel: 10, madeira: 20, têxteis: 10; $t_{inicial} = 6$ meses; OX = 0,15 para sítio gerenciado e 0,7 para sítio não gerenciado)	Configuração da área de disposição (WANGYAO <i>et al.</i> , 2010).
Sítio gerenciado: anaeróbico	1,0	0,65	Sítios profundos (profundidade ≥ 5 metros - aterros)
Sítio gerenciado: semi-anaeróbico	0,5	0,2	Sítios superficiais (profundidade < 5 metros - aterros)
Sítio não gerenciado (profundidade > 5 m) ou com nível freático alto	0,8	0,15	Sítios profundos (profundidade ≥ 5 - área sem controle)
Sítio não gerenciado superficial (profundidade < 5 m)	0,4	0,10	Sítios superficiais (profundidade < 5 metros - área sem controle)
Sem categoria	0,6	-	-

Fonte: Adaptado de IPCC (2006) e Wangyao e colaboradores (2010).

As melhores configurações para sítios profundos (profundidade ≥ 5 metros - aterros sanitários) foram de FCM = 0,65 e OX = 0,15 (IPCC: FCM = 1,0 e OX = 0,1), para sítios superficiais (profundidade < 5 metros - aterros sanitários) foram de FCM = 0,2 e OX = 0,15 (IPCC: FCM = 1,0 e OX = 0,1), para sítios profundos (profundidade ≥ 5 metros - áreas sem controle) os valores foram de FCM = 0,15 e OX = 0,7 (IPCC: FCM = 0,8 e OX = 0,1) e para sítios superficiais (profundidade < 5 metros - áreas sem controle) os valores foram de FCM = 0,1 e OX = 0,7 (IPCC: FCM = 0,4 e OX = 0,1).

Os valores padrões estabelecidos pelo IPCC para o fator de oxidação (OX) em camadas de cobertura são (IPCC, 2006):

- disposição final de RSU gerenciada, não gerenciada e não classificada (gerenciada, mas sem cobertura com material aerado): OX = 0;
- disposição final de RSU gerenciada e com cobertura de material oxidante (solos, compostos): OX = 0,1.

5. Ferramenta desenvolvida no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas que fornece procedimentos para calcular as emissões de linha de base, projeto ou emissões fugitivas de metano no setor de RSU. A atividade de mitigação das emissões de áreas de disposição existentes é realizada

através da Aplicação A, que consiste na queima ou combustão de metano segundo a Equação 34 (SANTOS; ELK; ROMANEL, 2015; UNFCCC, 2017).

$$EB_{CH_4,y} = \varphi_y \times (1 - f_y) \times PAG_{CH_4} \times (1 - OX) \times \left(\frac{16}{12}\right) \times F \times COD_{f,y} \times FCM_y \times \sum_{x=1}^y \sum_j M_{i,x} \times COD_i \times e^{-k_i(y-x)} \times (1 - e^{-k_i}) \quad (34)$$

Onde: $EB_{CH_4,y}$ = emissões de base de CH₄ no ano y gerado na área de disposição durante um período de tempo que termina no ano y (t CO₂ eq./ano); x = total de anos de disposição (x = 1 até x = y); y = ano do período de crédito para o qual as emissões de metano são calculadas (y é um período consecutivo de 12 meses); $COD_{f,y}$ = fração de Carbono Orgânico Degradável que se decompõe sob condições específicas para o ano y (fração de peso); $M_{i,x}$ = quantidade de resíduos sólidos do tipo i dispostos no ano y (tonelada); φ_y = fator de correção do modelo que considera as incertezas no ano y [%]; f_y : fração de metano capturado ou utilizado de outra forma evitando as emissões no ano y [%]; PAG_{CH_4} = Potencial de Aquecimento Global do metano (21 - 100 anos); OX = fator de oxidação (adimensional); F = fração de metano presente no biogás (fração volumétrica); FCM = fator de correção do metano para o ano y (adimensional); COD_i = fração de Carbono Orgânico Degradável no resíduo tipo i (fração de peso); k_i = taxa de decaimento para o resíduo tipo i (1/ano); i = tipo de resíduo presente na fração de RSU [adimensional];

As estimativas de biogás devem ser realizadas para suportar a modelagem de geração de lixiviado, que é dependente de vários fatores como a umidade presente nos gases. A metodologia de geração de lixiviado é apresentada a seguir.

2.11 ANÁLISE DOS PARÂMETROS QUE INFLUENCIAM A GERAÇÃO DE LIXIVIADO

Dentre os principais fatores que podem influenciar a geração de lixiviados encontram-se os fatores climáticos e hidrogeológicos, os tipos de resíduos e sua umidade inicial, processos internos de biodegradação, condições operacionais na área de disposição e o tipo de gerenciamento (PASALARI *et al.*, 2019). Os lixiviados são gerados quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo (umidade máxima retida no meio poroso sem produzir percolação). A percolação ocorre quando a força gravitacional é maior que as forças de tensão superficial e a pressão capilar (EL-FADEL *et al.*, 2002).

Modelos matemáticos e equações são utilizados para avaliar o balanço hídrico de um aterro e estimar a geração de lixiviado, considerando as interações entre cada fenômeno (fases líquidas, sólidas e gasosas), no entanto eles variam na precisão e acurácia de dados. O modelo

mais utilizado pelos engenheiros é o Modelo de Avaliação Hidrológica do Desempenho de Aterro Sanitário, mais conhecido como HELP⁴. As diferenças entre os dados gerados pelo HELP e pelos modelos baseados no balanço hídrico climatológico são pequenas (ABUNAMA *et al.*, 2017; ALSLAIBI *et al.*, 2013). Outras formas como o Método Racional, o Método Suíço, MODUELO, HYDRUS e descrições matemáticas dos fluxos são utilizadas para determinação de fluxo de lixiviado (PAZOKI; GHASEMZADE; ZIAEE, 2017; ZACHAROF; BUTLER, 2004).

Através da equação de Thornthwaite que expressa os processos de transpiração, evaporação e evapotranspiração e do Método do Balanço Hídrico combinado com a infiltração na camada de cobertura, pode-se simular a geração de lixiviado através da precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração, armazenamento de umidade pelo solo e umidade retida pelos resíduos (PEREIRA; ANGELOCCI; SENTELHAS, 2007; PRADWI SUKMA; WIDIADNYANA, 2020; TOZETTO, 2008). A Figura 17 apresenta os elementos analisados em um balanço hídrico em áreas de disposição de RSU (ALSLAIBI *et al.*, 2013).

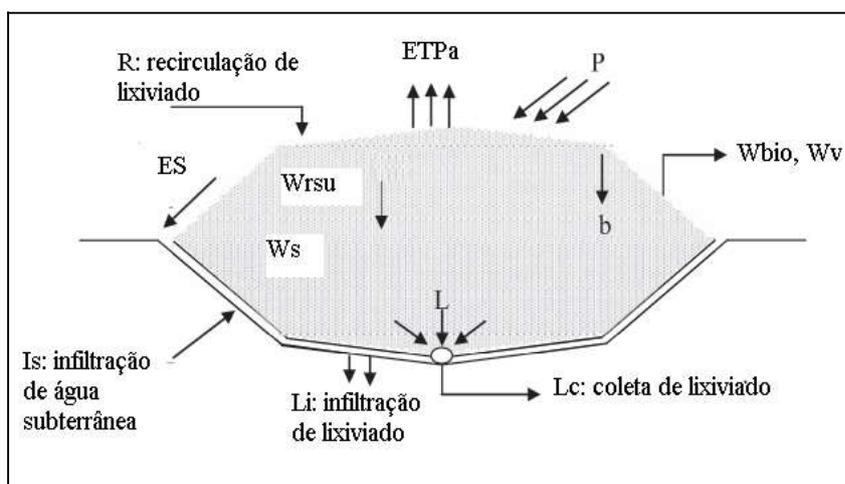


Figura 17 - Elementos do Balanço Hídrico em áreas de disposição de RSU. Fonte: Adaptado de Alslaibi e colaboradores (2013).

Nota: ETP_a = evapotranspiração atual; P = precipitação; W_{bio} = água consumida na formação do biogás; W_v = água que sai em forma de vapor de água; R = recirculação de lixiviado; ES = escoamento superficial; W_{RSU} = umidade nos RSU; W_s = umidade no solo; b = água produzida durante a biodegradação dos RSU; I_s = infiltração de água subterrânea; L_i = infiltração de lixiviado; L = lixiviado gerado

A precipitação é uma das variáveis de maior importância em estudos hidrológicos sendo representada por sua altura (espessura média em milímetros da lâmina d'água que recobre uma região sem interferência de outros fenômenos) (GALVÃO; HIRATA;

⁴ Maiores informações podem ser verificadas no trabalho de Alslaibi (2013).

CONICELLI, 2018). A Equação 35 apresenta o balanço hídrico adaptado de acordo com a Figura 17:

$$I = P + R - ES - ETP_a + W_s + W_{RSU} + b - W_{BIO} - W_v \quad (35)$$

Onde: I = infiltração (mm/ano); P = precipitação (mm/ano); R = recirculação do lixiviado (mm/ano); ES = escoamento superficial (mm/ano); ETP_a = evapotranspiração atual (mm/ano); W_s = conteúdo de água na cobertura do solo (mm/ano); b = água produzida durante a biodegradação dos RSU (m^3/ano); W_{RSU} = umidade presente nos RSU na capacidade de campo (m^3/ano); W_{BIO} = água consumida na formação do biogás (m^3/ano); W_v = água que sai com vapor de água (m^3/ano).

De acordo com Beck-Broichsitter e colaboradores (2018) os dados para desenvolvimento do balanço hídrico são obtidos através de estações meteorológicas que medem precipitação, temperatura do ar, velocidade do vento, direção do vento, pressão do ar e umidade relativa, diariamente. Quando não existem dados de radiação solar global, essa pode ser estimada através de modelos matemáticos com boa precisão através de equações específicas (VARGAS *et al.*, 2019).

O escoamento superficial pode ser determinado em campo ou estimado por meio de relações empíricas que apresentam uma acurácia razoável. Dois métodos empíricos são normalmente empregados: método racional e método da curva de número. O método racional é apresentado de acordo com a Equação 36 (ADEGEDE; MBAJIORGU, 2019).

$$ES = C \times i \times A \quad (36)$$

Onde: ES = vazão do escoamento superficial (m^3/ano); C = coeficiente de escoamento superficial (adimensional); i = intensidade da precipitação (mm/hora); A = área superficial (m^2).

A Tabela 7 apresenta os valores de coeficiente de escoamento superficial dependentes das características da vegetação, da topografia e do solo (DA SILVA *et al.*, 2016).

Tabela 7 - Coeficiente de escoamento superficial.

Vegetação	Topografia	Solo arenoso	Solo silto-argiloso	Solo argiloso
Florestas				
Plano	0-5% inclinação	0,1	0,3	0,4
Médio	5-10% inclinação	0,25	0,35	0,5
Íngreme	10-30% inclinação	0,3	0,5	0,6
Solo gramado				
Plano	0-5% inclinação	0,1	0,3	0,4
Médio	5-10% inclinação	0,16	0,36	0,55
Íngreme	10-30% inclinação	0,22	0,42	0,60

Solo nu				
Plano	0-5% inclinação	0,3	0,5	0,6
Médio	5-10% inclinação	0,4	0,6	0,7
Íngreme	10-30% inclinação	0,52	0,72	0,82
Tipificação das estruturas	Coefficiente	Coefficiente		
Área residencial				
Unidades Múltiplas	0,6 - 0,75	-	-	-
Estradas e passeios de pedregulho	0,15 - 0,3	-	-	-
Montes altos / média inclinação	Terreno impermeável com vegetação normal em colina escarpada ou montanhosa	Terreno impermeável sem nenhuma vegetação	-	-
	0,460	0,7		
Montes altos / elevada inclinação	Terreno impermeável com vegetação normal em colina escarpada ou montanhosa	Terreno impermeável com nenhuma vegetação	-	-
	0,6	0,8		
Tipo de solo	Declividade (%)	Coefficiente (α)		
Arenoso ($C' = 0,3$)		Estação Seca	Estação Úmida	
	0-2	0,17	0,34	
	2-7	0,34	0,5	
Argiloso ($C' = 0,4$)	0-2	0,33	0,43	
	2-7	0,45	0,55	

Fonte: Adaptado de Da Silva e colaboradores (2016).

O coeficiente de escoamento superficial pode ser estimado conforme apresentado na Equação 37 com os dados de coeficientes apresentados na literatura para cada região de estudo, caso existam, em que são apresentados os coeficientes em função das características da área ou pela Equação 38 de acordo com o tipo de estação climática (PEREIRA; ANGELOCCI; SENTELHAS, 2007).

$$C = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \times A_i}{A} \quad (37)$$

Onde: C = coeficiente de escoamento superficial para a área de interesse (adimensional); C_i = coeficiente de escoamento superficial para a subárea i (adimensional); A_i = subárea considerada (m^2); e, A = área total considerada (m^2).

$$C = C' \times \alpha \quad (38)$$

Onde C: coeficiente de escoamento superficial (adimensional); alfa (α): coeficiente que depende da estação (adimensional); C': coeficiente que depende do tipo de solo (adimensional).

A evaporação e a evapotranspiração são determinantes para realização do Balanço Hídrico Climático. A evapotranspiração potencial (ETP) é a quantidade de água transferida para a atmosfera por evaporação e transpiração na unidade de tempo, de uma superfície extensa, completamente coberta de vegetação de porte baixo e bem suprida de água. A evapotranspiração real (ETR) é a quantidade de água transferida para a atmosfera por evaporação e transpiração, nas condições reais atmosféricas e de umidade do solo, sendo sempre menor ou igual que a potencial (BERGER, 2022; PEREIRA; ANGELOCCI; SENTELHAS, 2007; TOZETTO, 2008).

Diversos métodos são utilizados para o cálculo da evapotranspiração como: Thornthwaite; Hargreaves & Samani; Tanque Classe A; Penman-Monteith; Blaney & Criddle; e Makink. No entanto, devido à falta de dados meteorológicos, realidade em diversos municípios brasileiros, apenas os métodos de Thornthwaite e Hargreaves & Samani podem ser utilizados, mesmo assim adaptados para as condições locais (DA SILVA *et al.*, 2016).

As desvantagens desses métodos são: período de retorno da chuva como igual ao da vazão, inexistência da relação entre a duração da precipitação e o escoamento, teores prévios de umidade do solo e da condutividade hidráulica do material de cobertura. Para contornar essas desvantagens o balanço hídrico climatológico pode ser realizado, levando-se em consideração a umidade prévia do solo bem como a infiltração calculada através da condutividade hidráulica (NOROUZI; UYGAR; NALBANTOGLU, 2022; PEREIRA; ANGELOCCI; SENTELHAS, 2007).

Devido à realidade brasileira, será utilizada a equação de Thornthwaite⁵ que estima a Evapotranspiração Potencial com base na relação exponencial entre as temperaturas médias mensais e os índices de calor mensais médios adaptada de acordo com trabalho de Pereira (2005) (THORNTHWAITE, 1948).

A taxa de percolação no solo é estimada pela Equação 39 (MULLINS *et al.*, 1993; OUYANG *et al.*, 2016):

$$Q_{\text{perc}} = \alpha \times (\theta - CC_{\text{solo}}) \quad (39)$$

⁵ Maiores informações podem ser verificadas no trabalho de Thornthwaite (1948).

Onde: Q_{perc} = taxa de percolação [cm^3/hora]; α = taxa de permeabilidade [cm^3/hora]; θ = conteúdo volumétrico de água [cm^3/cm^3]; CC_{solo} = capacidade de campo [cm^3/cm^3].

A percolação ocorre quando o teor de água do solo é maior que a capacidade de campo. Aplicando-se as funções de Pedotransferência, através da Equação 40 e da Equação 41, as informações sobre a distribuição granulométrica podem ser combinadas com a porosidade e a densidade aparente do solo para estimar as características de retenção de água (SCHROEDER *et al.*, 1994):

$$CC=0.1535-0.0018 \times \% \text{Areia}+0.0039 \times \% \text{Argila}+0.1943 \times \eta \quad (40)$$

$$\theta_{\text{PM}}=0.037-0.0004 \times \% \text{Areia}+0.0044 \times \% \text{Argila}+0.0482 \times \eta \quad (41)$$

Onde: Onde: CC = capacidade de campo [%]; % Areia = porcentagem de areia presente na camada de cobertura [%]; θ_{PM} = ponto de murcha [%]; % Argila = porcentagem de argila presente na camada de cobertura [%]; η = porosidade total [adimensional].

O Quadro 6 apresenta as funções (equações de regressão) de pedotransferência para modelagem do comportamento hidráulico no solo via o modelo de van Genuchten.

Quadro 6 - Funções e equações para determinação da infiltração em função da condutividade hidráulica do solo saturado e não saturado, do potencial matricial na frente de umedecimento e das características texturais.

Parâmetros do modelo	Equações e funções
Teor de umidade residual (θ_r) [m^3/m^3]	$\theta_r = 0.014 + (0.25 \times \theta_{\text{PM}})$, para $\theta_{\text{PM}} \geq 0.04$ $\theta_r = 0.6 \times \theta_{\text{PM}}$, para $\theta_{\text{PM}} < 0.04$
Teor saturado de umidade no solo (θ_s) [m^3/m^3]	$\theta_s = 0.81 - 0.283 \times D + 0.001 \times \% \text{Argila} \times \theta_{\text{parâmetro_saturação}}$
van Genuchten α [1/cm]	$\alpha = \exp(-2.486 + 0.025 \times \% \text{Areia} - 0.352 \times \% \text{MO} - 2.617 \times \rho - 0.023 \times \% \text{Argila})$
van Genuchten n ($n \times 0.7$)	$n = \exp(0.053 - 0.009 \times \% \text{Areia} - 0.013 \times \% \text{Argila} + 0.00015 \times \% \text{Areia}^2)$
Condutividade hidráulica saturada (k_{sat}) [cm/s]	$k_{\text{sat}} = (g/v) \times [\eta^3/(1 - \eta^2)] \times (d_g^2/18000)$
Condutividade hidráulica não saturada ($k_{\text{ñs}}$) [cm/s]	$k_{\text{ñs}} = k_{\text{sat}} \times [(\theta_{\text{solo}} - \theta_r)/(\eta - \theta_r)]^{3+(2/\lambda)}$
Teor de umidade volumétrica do solo [m^3/m^3]	$\theta_{\text{solo}} = \theta_r + (\theta_s - \theta_r)/[1 + (\alpha \times h)^n]^m$
Índice de distribuição do tamanho dos poros (λ)	$\lambda = \exp(0.78 + 1.76 \times 10^2 \times \% \text{Areia} - 1.06 \times \eta - 5.3 \times 10^5 \times \% \text{Areia}^2 - 2.73 \times 10^{-3} \% \text{Argila}^2 + 1.11 \times \eta^2 - 3.09 \times 10^{-2} \% \text{Areia} \times \eta + 2.66 \times 10^{-4} \times \% \text{Areia}^2 \times \eta^2 - 6.11 \times 10^{-3} \times \% \text{Argila}^2 \times \eta^2 - 2.35 \times 10^{-6} \% \text{Areia} \times \% \text{Argila} + 7.99 \times 10^{-3} \times \% \text{Argila}^2 \times \eta - 6.74 \times 10^{-3} \eta^2 \times \% \text{Argila})$
Diâmetro médio das partículas (d_g) [mm]	$d_g = \exp[-1.151 - 0.07713 \times (\% \text{Argila}) - 0.03454 \times (\% \text{Silte})]$
Potencial matricial na frente de umedecimento (Ψ_f) [cm]	$\Psi_f = 4.903 \times (k_s + 0.02)^{-0.4932}$
Pressão de borbulhamento (ϕ_b)	$\phi_b = \Psi_f/0.76$

[cm]

Fonte: Adaptado de Dexter (2004), Hodnett; Tomasella (2002), Loosvelt *et al.* (2011), Schroeder *et al.* (1994), Tietje; Tapkenhinrichs (1993), Berg *et al.* (1997), Vogel; Van Genuchten; Cislerova (2000).

Nota: D = peso específico aparente seco [Mg/m^3]; %MO = porcentagem de matéria orgânica [%]; $\theta_{\text{parâmetro_saturação}} = 0,8$ [m^3/m^3]; g = aceleração da gravidade [m/s^2]; ν = viscosidade cinemática [cm^2/s]; ρ = peso específico das partículas [Mg/m^3]; h = pressão [m]; n e m são parâmetros relacionados com a homogeneidade de distribuição do tamanho dos poros [adimensional]

A capacidade de campo dos RSU pode ser determinada pela Equação 42 (RODRIGO-ILARRI; RODRIGO-CLAVERO; CASSIRAGA, 2020).

$$CC_{\text{RSU}} = A - B \times [W \times (C+W)^{-1}] \quad (42)$$

Onde: CC_{RSU} = capacidade de campo dos RSU (%); W = peso (camada específica); A, B e C = coeficientes de calibração. De acordo com Savage e colaboradores (1998) os parâmetros para países em desenvolvimento são: A = 0,6; B = 0,55; e, C = 10.000.

A Capacidade de Água Disponível (CAD) no solo pode ser determinada através da Equação 43 de acordo com a Capacidade de Campo (CC%, poderá ser substituído pelo teor de umidade do solo - % peso), Ponto de Murcha Permanente (PMP%), densidade aparente do solo (D), e profundidade efetiva do sistema radicular das plantas sob cultivo (Z).

$$CAD = 0,01 \times (CC\% - PMP\%) \times D \times Z \quad (43)$$

Na inexistência de dados de CAD, podem-se utilizar critérios aproximados de acordo com as propriedades físicas de alguns solos e suas variações. Algumas aproximações para o CAD são: (i) solo de textura pesada (200 mm/m); (ii) solo de textura média (140 mm/m); (iii) solo de textura grossa (60 mm/m) (SANTOS, 1994).

De acordo com Stock e colaboradores (2020) a determinação da espessura da camada de cobertura pode ser determinada pela Equação 44.

$$E \geq \frac{ARM}{\theta_c - \theta_m} \quad (44)$$

Onde: E = espessura da camada de cobertura [m]; ARM = armazenamento de água no solo [m^3/m^3]; θ_c = umidade volumétrica de água na capacidade de campo [m^3/m^3]; θ = umidade volumétrica no ponto de murchamento [m^3/m^3].

Durante o processo de biodegradação anaeróbia do Carbono orgânico presente nos RSU a água é perdida parcialmente na decomposição de resíduos anaeróbicos e parcialmente

como vapor que podem ser determinados através da Equação 45 (SAFARI; BARONIAN, 2002).

$$W_1 = \frac{(4a - b - 2c + 3d) \times \left(\frac{18}{4}\right) \times 1000}{(12a + b + 16c + 14d) \times Q_{CH_4}} \quad (45)$$

Onde: W_1 = massa de água consumida por metro cúbico de gás produzido; “a, b, c, d” = determinação através da análise química; Q_{CH_4} = total de gás (m^3/ton RSU).

A identificação dos fatores (*i.e.* parâmetros) que influenciam a formação dos efluentes oriundos de áreas de disposição de RSU no solo permite ao pesquisador iniciar o processo de construção de modelos representativos, e, após a simulação e refinamento dos dados, estabelecer as melhores formas de operação, tratamento e utilização dessas informações para que atendam aos padrões de lançamento estabelecidos na legislação infraconstitucional e aos acordos internacionais firmados de redução de GEE.

2.12 PROCESSO DE ANÁLISE HIERÁRQUICA - ANALITICAL HIERARQUICAL PROCESS (AHP)

A aplicação da AHP em contexto de decisão pode ser realizada por um grupo de pessoas na priorização dos critérios com a finalidade de atingir um consenso dos participantes em relação às seleções mais importantes através de uma matriz de comparação de pares (ALKHUZAIE; JANNA, 2018; KHODAPARAST; RAJABI; EDALAT, 2018).

A AHP é uma técnica estrutural desenvolvida para decisões complexas que se baseia na decomposição e posterior agregação entre os itens, obtendo-se a sua priorização. O método oferece uma estrutura lógica para um processo complexo integrado, coletando e avaliando itens e subitens, orientando-os em direção à uma nova avaliação (KARABULUT *et al.*, 2022; MARCHEZETTI; KAVISKI; BRAGA, 2011).

O método é dividido em três estágios: (i) estruturação do problema de decisão a ser resolvido; (ii) avaliação dos critérios de decisão e das alternativas de decisão relacionados aos itens selecionados; (iii) categorização, classificação ou priorização das alternativas de decisão (BIGLARIJOO *et al.*, 2016; BHATTACHARYA; GHOSH; BHATTACHARYYA, 2022).

Define-se a hierarquia, constrói-se a matriz de comparação de pares para cada elemento com atribuição de pesos e, procede-se à conexão matemática a todo o processo de hierarquia. As pontuações para cada item em relação ao outro são atribuídas com o auxílio da escala recomendada por Saaty indicada na Tabela 8.

Tabela 8 - Escala de importância entre critérios

Intensidade de importância	Definição	Explicação
1	Mesma importância	As duas atividades contribuem igualmente para o objetivo.
3	Importância pequena de uma sobre a outra	A experiência e o julgamento favorecem levemente uma atividade em relação à outra.
5	Importância grande ou essencial	A experiência e o julgamento favorecem fortemente uma atividade em relação à outra.
7	Importância muito grande ou demonstrada	Uma atividade é muito fortemente favorecida em relação à outra; sua dominação de importância é demonstrada na prática.
9	Importância absoluta	A evidência favorece uma atividade em relação à outra com o mais alto grau de certeza
2, 4, 6, 8	Valores intermediários entre os valores adjacentes	Quando se procura uma condição de compromisso entre duas definições
Recíprocos dos valores acima de zero.	Se a atividade i recebe uma das designações diferentes acima de zero, quando comparada com a atividade j, então j tem o valor recíproco quando comparada com i.	Uma designação razoável.
Racionais	Razões resultantes da escala	Se a consistência tiver de ser forçada para obter valores numéricos n, somente para completar a matriz.

Fonte: Saaty, 1991 *apud* Briozo; Musetti (2015).

Das matrizes são calculados os autovetores máximos e os autovalores máximos (ou “lâmbda” - λ_{\max}). O cálculo do autovetor máximo ocorre através do cálculo dos somatórios dos pesos da avaliação. Calcula-se a matriz de comparação par a par normalizada, dividindo cada elemento da matriz original pelo somatório dos pesos da avaliação. Calcula-se o autovetor máximo através da divisão do somatório das linhas da nova matriz normalizada pelo somatório dos somatórios. Após, calcula-se o autovalor máximo por meio da multiplicação da matriz original pelo autovetor máximo. Verifica-se o Índice de Consistência (*Consistency Index*), que é a consistência das comparações pela Equação 46 (BRIOZO; MUNETTI, 2015):

$$CI = \frac{(\lambda - n)}{(n - 1)} \quad (46)$$

Onde: IC = índice de consistência; λ = média do vetor de consistência; n = número total de critérios. Aconselha-se que este índice fique abaixo de 0,20.

Calcula-se a Razão de Consistência (CR - *Consistency Ratio*) que considera um erro aleatório relacionado com a ordem da matriz, dado pelo Índice de Consistência Aleatória (RI - *Random Consistency Index*) através da Equação 47:

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (47)$$

Onde: CR = razão de consistência; CI = índice de consistência; e, RI = índice de consistência aleatória. Recomenda-se $CR < 0,20$, caso contrário, proceder-se-á à revisão do julgamento do avaliador.

Após apresentação das informações, dos sistemas, subsistemas, elementos e parâmetros intervenientes nos processos de disposição de RSU no solo, ou seja, as variáveis, apresentar-se-ão os procedimentos sistemáticos através de dados suficientemente constatados para desenvolvimento de um modelo de quantificação de lixiviado e biogás através da abordagem da Dinâmica de Sistemas e para o desenvolvimento de um Índice de Qualidade de Área de Disposição Irregular de RSU - IQUADI - para ser utilizado na caracterização de áreas de disposição de resíduos e rejeitos.

CAPÍTULO 3

3. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia do trabalho explicita os procedimentos e técnicas adotados para identificar os fatores que influenciam na tomada de decisão do responsável pela resolução de passivos ambientais em áreas irregulares de disposição de RSU através de um novo índice de qualidade - Índice de Qualidade de Áreas de Disposição Irregular de RSU - IQUADI - e também a forma para estimar a geração de biogás e lixiviado nessas áreas. A pesquisa de dados secundários e o desenvolvimento de dados primários por meio do Processo de Análise Hierárquica e das ferramentas de Dinâmica de Sistemas visa auxiliar na construção de cenários para definição de encerramento ou continuidade das atividades de disposição de RSU no solo bem como desenvolver um modelo reformulado, atualizado e de custo reduzido de quantificação dos efluentes gerados.

Trata-se de uma **pesquisa de natureza aplicada**, pois visa desenvolver um índice e um modelo de aplicações práticas para avaliação dos passivos ambientais em áreas de disposição irregular de RSU.

Em relação ao objetivo (finalidade) é uma **pesquisa exploratória** devido à identificação inicial dos elementos necessários para analisar e caracterizar uma área de disposição. Outro objetivo é a descrição utilizada para entender de forma sistemática os modelos teóricos convencionais e os índices usados como base de formulação de um novo modelo e um novo índice (**pesquisa descritiva**). O registro, a análise, a classificação e a interpretação dos fenômenos estudados através do novo índice e do novo modelo têm como preocupação central a identificação dos fatores determinantes para resolução dos passivos (**pesquisa explicativa**).

Do ponto de vista dos procedimentos técnicos, para o desenvolvimento do estudo, concomitante ao levantamento de dados bibliográficos (**pesquisa bibliográfica**) e desenvolvimento do referencial teórico, foi realizada **pesquisa documental** para organização das informações que se encontravam dispersas (elementos de caracterização de áreas de disposição irregular, leis federais, estaduais, municipais, relatórios e pareceres técnicos), conferindo-lhe uma nova importância como fonte de consulta após avaliação crítica das informações. O delineamento utilizou-se da **pesquisa de campo** através da observação de fatos e fenômenos na área de disposição de RSU, coletando dados e registrando as variáveis presumidamente relevantes capazes de influenciar a geração de efluentes e caracterizar o sítio, definindo as formas de controle e de observação dos efeitos que as variáveis produzem como contaminação / poluição (**pesquisa experimental**).

A forma de abordagem do problema, ou seja, os passivos ambientais relacionados à disposição de RSU no solo, podem ser quantificáveis, traduzindo-se em números as informações referentes às características da área, classificando-os (novo índice de qualidade) e analisando-os, buscando as relações de causa e efeito (modelo de quantificação de efluentes), sendo realizada através da **pesquisa quantitativa**. No entanto, a interpretação dos fenômenos e a atribuição de significados são básicas no processo inicial de abordagem (**pesquisa qualitativa**).

A reunião e interpretação de diversos dados relacionados aos elementos influenciadores na qualidade ambiental de áreas de disposição, seguido de seleção e reagrupamento em categorias, normalização e atribuição de pontos dos parâmetros intervenientes na caracterização foi realizada através do método Processo de Análise Hierárquica, permitindo a identificação das relações existentes e a definição dos intervalos para análise da ação que deverá ser tomada para resolução dos passivos ambientais. Os principais itens e subitens para direcionar as ações de decisão foram comparados par a par e selecionados - os mais representativos -, a pontuação foi ponderada para determinação dos intervalos de análise.

Através do silogismo e da construção lógica, partiu-se de duas premissas (índices de qualidade e modelos de quantificação), para criar uma terceira decorrente das duas primeiras, ou seja, um novo Índice e um modelo de quantificação.

Identificaram-se as metodologias utilizadas para quantificação de efluentes e os métodos de estruturação de sistemas utilizando a revisão bibliográfica histórica para determinação e definição dos limites do sistema.

Para efetuar a pesquisa foram utilizadas fontes de informações de referências bibliográficas, documentais e eletrônicas durante os anos de 2017 e 2018.

3.1 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO IRREGULAR DE RSU - IQUADI

Foram utilizados os critérios do IQR - CETESB e os indicadores do manual de gestão de áreas de disposição sem controle da Ásia para seleção dos novos critérios. Esses índices foram escolhidos pois já passaram por um processo de construção envolvendo diversos atores. No caso do índice utilizado na Ásia ele foi desenvolvido utilizando pesquisadores da área de gestão de RSU visando o descomissionamento de áreas de disposição seguindo os procedimentos tradicionais de construção de índices, escolha de critérios e integração com os riscos associados. O IQR CETESB foi desenvolvido em 1997 e

passa constantemente por atualizações, passando pelo mesmo processo de construção que o índice da Ásia. São índices tradicionais com itens específicos e criteriosamente selecionados que serviram como base de dados.

O Quadro 7 apresenta todos os subitens (critérios) identificados para desenvolvimento do IQUADI.

Quadro 7 - Critérios comparativos para desenvolvimento do IQUADI

Critérios relacionados para áreas de disposição irregular na Ásia	Critérios selecionados referentes às normas brasileiras e identificados na literatura que apresentem relação direta e indireta com a disposição de RSU.
Distância de fonte de suprimento de água	Densidade de drenagem; profundidade do nível de água do lençol freático; monitoramento de águas subterrâneas; índices de qualidade de água superficiais; índice de qualidade de águas subterrâneas; tipos de aquíferos; acúmulo de fluxo superficial; afloramento de chorume; drenagem de chorume; tratamento de chorume; drenagem provisória de águas pluviais; drenagem definitiva de águas pluviais; proximidade de corpos de água; restrições legais ao uso do solo.
Profundidade da camada de resíduos	Modelo Digital de Terreno (volume de RSU aterrados); balança para pesagem; dimensões da frente de trabalho; compactação dos RSU; recobrimento dos RSU; solo de recobrimento; camada de recobrimento; proteção vegetal; dimensões e inclinações dos taludes e das bermas; nivelamento de superfície.
Área do sítio de disposição sem nenhum controle	Modelo Digital de Terreno (área real de superfície); vida útil; acesso à frente de descargas; dimensões da frente; dimensões e inclinações de taludes e bermas.
Profundidade do lençol freático	Índice de qualidade de Águas Subterrâneas; tipos de aquíferos; dimensões da frente; dimensões e inclinações de taludes e bermas; impermeabilização do solo; profundidade do lençol freático; afloramento de chorume; drenagem de chorume; drenagem provisória de águas pluviais; drenagem definitiva de águas pluviais; monitoramento de águas subterrâneas; restrições legais ao uso do solo.
Permeabilidade do solo	Dimensões da frente; mantas e membranas; solo de recobrimento; solo de base; dimensões e inclinações de taludes e bermas; impermeabilização do solo; profundidade do lençol; permeabilidade do solo; monitoramento geotécnico;
Qualidade das águas subterrâneas	Índice de Qualidade de Águas Subterrâneas; tipos de aquíferos; afloramento de chorume; cobertura de terra; dimensões e inclinações de taludes e bermas; impermeabilização do solo; profundidade do lençol; permeabilidade do solo; drenagem de chorume; tratamento de chorume; drenagem provisória de águas pluviais; drenagem definitiva de águas pluviais; monitoramento de águas subterrâneas; monitoramento geotécnico; recebimento de resíduos não autorizados; recebimento de resíduos industriais; estrutura e procedimentos; proximidade de corpos de água; restrições legais ao uso do solo.

Distância para habitats críticos, como áreas úmidas e reservas florestais	Acesso à área de disposição; portaria e vigilância; isolamento físico; isolamento visual; restrições legais ao uso do solo.
Distância para o aeroporto mais próximo	Acesso à área de disposição; isolamento visual; recobrimento dos RSU; queima de RSU; ocorrência de moscas e odores; presença de aves e animais; restrições legais ao uso do solo - APP, coleções hídricas, área de segurança aeroportuária, redes de alta tensão, aglomerados habitacionais, rodovias, zoneamento ambiental, uso e ocupação de terra, área de recarga de aquífero, áreas tombadas, área de proteção ambiental.
Distância de águas superficiais	Acesso à frente de descarga; dimensões da frente; dimensões e inclinações de taludes e bermas; afloramento de chorume; nivelamento de superfície; drenagem de chorume; tratamento de chorume; drenagem provisória de águas pluviais; drenagem definitiva de águas pluviais; monitoramento de águas superficiais; impermeabilização do solo; profundidade do lençol; permeabilidade; proximidade de corpos de água; restrições legais ao uso do solo.
Tipo de solo de base	Acesso à frente de descarga; dimensões da frente; dimensões e inclinações de taludes e bermas; cobertura de terra; impermeabilização do solo; permeabilidade; profundidade do lençol; monitoramento geotécnico e de águas subterrâneas.
Vida útil da área para uso futuro	Modelo Digital de Terreno (volume e área real de superfície); acesso à frente de descargas; balança; dimensões da frente; compactação de RSU; recobrimento dos RSU; dimensões e inclinações de taludes e bermas; cobertura de terra; drenagem de lixiviado e águas pluviais; vida útil.
Tipos de resíduos (Resíduos sólidos urbanos / resíduos hospitalares)	Portaria; vigilância; presença de catadores; recebimento de resíduos não autorizados; recebimento de resíduos industriais; estruturas e procedimentos.
Quantidade total de resíduos no local	Modelo Digital de Terreno (volume e área real de superfície); balança; acesso à frente de descargas; dimensões da frente; compactação de RSU; recobrimento dos RSU; dimensões e inclinações dos taludes e bermas; drenagem de lixiviado e águas pluviais; vida útil.
Quantidade de resíduos dispostos diariamente	Modelo Digital de Terreno (volume e área real de superfície); balança; acesso à frente de descargas; dimensões da frente; compactação de RSU; recobrimento dos RSU; dimensões e inclinações dos taludes e bermas; nivelamento da superfície; homogeneidade da cobertura; estruturas e procedimentos; vida útil.
Distância de núcleos populacionais em relação ao vento predominante	Isolamento físico; isolamento visual; recobrimento dos RSU; proteção vegetal; nivelamento da superfície; homogeneidade da cobertura; drenagem de gases; queima de resíduos; ocorrência de moscas e odores; proximidade de núcleos populacionais; restrições legais ao uso do solo.
Zonas de inundação (período de cheias em anos)	Acesso à frente de descarga; dimensões da frente; zoneamento ambiental (planícies de inundação, rios, canais, lagos, pântanos, áreas úmidas); recobrimento dos RSU; dimensões e inclinações de taludes e bermas;

	proteção vegetal; afloramento de chorume; nivelamento da superfície; permeabilidade do solo; drenagem de águas pluviais; monitoramento geotécnico; proximidade de corpos de água; restrições legais ao uso do solo.
Precipitação anual no local	Afloramento de lixiviado; drenagem de águas pluviais; monitoramento geotécnico; estruturas e procedimentos.
Distância de cidades	Isolamento físico; isolamento visual; acesso à área de disposição; proximidade de núcleos populacionais; restrições legais ao uso do solo; zoneamento ambiental.
Aceitação do público	Acesso à área de disposição; isolamento físico; isolamento visual; recobrimento de RSU; portaria e vigilância; presença de catadores; presença de aves e animais; ocorrência de moscas e odores; proximidade de núcleos habitacionais; restrições legais ao uso do solo; zoneamento ambiental; plano diretor do município.
Qualidade do ar ambiente	Dimensões da frente; recobrimento de RSU; cobertura de terra; proteção vegetal; sistema de drenagem de gases; presença de aves e animais; ocorrência de moscas e odores.
Resíduos perigosos na área	Recebimento de resíduos não autorizados; recebimento de resíduos industriais.
Fração biodegradável de resíduos no local	Tratamento preliminar dos RSU; balança; compactação de RSU; tratamento de chorume; monitoramento geotécnico; estruturas e procedimentos; recebimento de resíduos não autorizados; recebimento de resíduos industriais.
Idade de preenchimento	Portaria; compactação de RSU; tratamento de lixiviado; monitoramento geotécnico; estruturas e procedimentos; vida útil;
Umidade dos resíduos no local	Portaria e balança; compactação de RSU; afloramento de lixiviado; drenagem de lixiviado; monitoramento de águas subterrâneas; monitoramento geotécnico; estruturas e procedimentos; tratamento de lixiviado;
DBO ₅ do lixiviado	Tratamento de lixiviado; monitoramento de águas subterrâneas; estruturas e procedimentos.
DQO do lixiviado	Tratamento de lixiviado; monitoramento de águas subterrâneas; estruturas e procedimentos.
Sólidos Totais Dissolvidos no lixiviado	Tratamento de lixiviado; monitoramento de águas subterrâneas; estruturas e procedimentos.

Os critérios listados à esquerda no Quadro 7 estão dispostos em termos de peso de forma decrescente de acordo com os valores apresentados no manual de remediação de áreas de disposição sem nenhum controle na Ásia. Apresentam-se à direita os critérios do IQR – CETESB.

A partir da comparação entre os itens (indicadores) listados foram selecionados os mais representativos. A avaliação de impacto ambiental, utilizando a matriz de Leopold como referência, foi aplicada para hierarquização dos critérios selecionados e a partir desta etapa foi utilizado o Processo de Análise Hierárquica para comparação par a par de acordo com a escala de importância desenvolvida por SAAT, seguido da determinação dos respectivos pesos e da definição dos intervalos.

Os intervalos finais definidos para orientar o responsável pela resolução de passivos ambientais foram determinados seguindo as seguintes diretrizes:

1 - Definição de novas categorias compostas por novos itens (indicadores);

2 - Definição de intervalos com 4 classes (1,2, 3 e 4) para direcionamento das ações: encerramento da atividade e remediação imediata da área; encerramento e remediação em etapas; prosseguimento das atividades até o final da vida útil prevista e calculada e a adequação das não conformidades; adequação em fases para transformação em aterro sanitário.

3 - Atribuição de valor ($q = 1, 2, 3$ ou 4) para cada indicador relacionado às suas características específicas e passíveis de mensuração. Por exemplo, para o indicador “Altura da camada de RSU acima ou abaixo da superfície”: $q = 4$ (altura: 0 - 3 metros) e progressivamente para os quatro intervalos. As justificativas para os valores (q) dos intervalos foram determinadas de acordo com o potencial de impacto de cada valor q e pelos intervalos desenvolvidos para as ações apresentadas no Manual de Reabilitação da Ásia (quatro intervalos);

3 - O valor (q) escolhido como representante do indicador foi elevado ao peso determinado na AHP para o indicador analisado. Esse procedimento foi realizado para todos os valores ($q = 1, 2, 3$ e 4) de todos os indicadores da respectiva categoria. Os valores intermediários determinados foram multiplicados entre si para cada indicador da categoria de valor semelhante (1, 2, 3 e 4). Por fim foi realizada a divisão entre os valores obtidos e o maior valor obtido, determinando-se o intervalo não normalizado. Para padronizar o intervalo entre 0 e 1 foi inserido o fator de normalização que é o maior valor obtido no último procedimento. As faixas de intervalo foram transformadas de 1 - 4 para 0 - 1. Quando o valor q (1, 2, 3, e 4) é escolhido para o indicador analisado ele mantém a escolha do intervalo e depois da transformação para os novos intervalos do IQUADI a escolha se mantém entre 1 - ruim e 4 muito bom, mas agora normalizado e com redução da subjetividade nas escolhas devido a definição de intervalos para cada critério;

4- Introdução do valor de exclusão (ve): caso atenda à legislação o valor de exclusão ($ve = 1$), caso não atenda à legislação ($ve = 0$). O valor de exclusão, $ve = 0$, indica de forma direta se a atividade de disposição deve ser encerrada ou não. O valor de exclusão foi utilizado para a categoria "distância", pois os valores q dos indicadores são escolhidos com base na legislação infraconstitucional. Caso não atenda a lei o $ve = 0$ e a atividade deve ser encerrada imediatamente. Foi utilizado também o valor de exclusão para indicadores padrões e conhecidos na área de gerenciamento de resíduos (categorias: características geológicas -

geomorfológicas; sistemas e dispositivos de controle) levando em consideração a sua importância, utilização e possibilidade de aumento do impacto ambiental caso ele exista. A utilização do *ve* para a categoria Índices de Qualidade foi utilizada, pois os critérios de qualidade de água subterrânea e superficial indicam a contaminação proporcionada pelos RSU nesses compartimentos ambientais indicando o encerramento ou não da atividade, sendo esses os principais indicadores para avaliar a exposição da população. Em relação ao indicador Tipo de resíduos e rejeito - foi utilizado o valor de exclusão, pois este indicador é utilizado para análise de áreas de disposição de resíduos classe II - B. O *ve* utilizado para o meio social (categoria: estruturas e procedimentos) foi utilizado nos indicadores aceitação do público e presença de catadores, pois esses indicam a importância de integrar a população afetada nas decisões. Quando não se aplica o critério para a área utiliza-se $q = 1$ e $ve = 1$.

3.2 CONSTRUÇÃO DO MODELO DIGITAL DE TERRENO

A junção de forma organizada dos atributos descritivos e da geometria dos diferentes tipos de dados geográficos através de veículo aéreo não tripulado - VANT - permite interpretar as informações espaciais provenientes do meio. Os mecanismos de visualização e plotagem oferecem suporte adequado para a apreensão cognitiva dos aspectos relevantes dos dados pesquisados. Os resultados da análise espacial e de todos os elementos necessários para formulação do modelo e do índice foram obtidos no trabalho de Lopes e colaboradores (2018).

3.3 CONSTRUÇÃO DO MODELO INTEGRADO DE QUANTIFICAÇÃO DE EFLUENTES EM ÁREAS ÓRFÃS E IRREGULARES UTILIZANDO DINÂMICA DE SISTEMAS

A sistematização das estruturas foi realizada através da identificação dos dados existentes na literatura e de dados observacionais informando de forma clara os fenômenos dinâmicos de retroalimentação de acordo com a Figura 18 (Diagrama de Enlace Causal).

Assume-se a partir da Figura 18 que a água pode ser armazenada no solo até atingir a Capacidade de Campo (CC). Apesar de eventos de umedecimento, o teor de água pode exceder temporariamente a CC em que o total de água acima da CC é perdido através da evapotranspiração, do escoamento superficial e da percolação profunda. O aumento do teor de areia diminui a CC e o aumento do teor de argila e o aumento da densidade do solo reduzem o Ponto de Murcha (PM) influenciando na pressão e conseqüentemente na capacidade de infiltração.

A Capacidade de Água Disponível (CAD) é a diferença entre a CC e o PM. Quanto maior a CC maior o CAD e quanto maior o PM menor o CAD. Quando o armazenamento de água no solo atinge a CC seguido de período de umedecimento, o valor mínimo de redução é igual a zero. Como resultado da percolação e da evapotranspiração, o teor de água no solo irá gradualmente diminuir. Na ausência de eventos de umedecimento, o teor de água irá atingir seu valor mínimo - Teor de água no Ponto de Murcha. Neste momento não existe água restante para evapotranspiração no solo e a redução de umidade no solo alcança o valor máximo de água disponível atuando o coeficiente de permeabilidade de meios não saturados.

O volume de RSU estimado através do MDT é considerado uma das principais entradas de água no sistema devido ao teor de umidade natural presente nos resíduos e rejeitos. A quantidade de lixiviado acumulado interfere diretamente nos processos de biodegradação na matéria orgânica ocasionando o aumento ou a redução dos processos realizados pela comunidade microbiana promovendo mudanças nas principais variáveis utilizadas para quantificação do biogás gerado - potencial de geração de metano (L_0) e a constante de geração de metano (k).

As interações entre as variáveis presentes podem ser explicadas através dos ciclos *feedback* presentes na Figura 18.

O primeiro ciclo - *feedback* negativo (1-), da Figura 18, representa a entrada de água através da dinâmica superficial no solo. A água disponível oriunda da Precipitação (P) infiltra pela camada superficial o que aumenta a umidade no solo. Com o aumento da umidade a alteração no armazenamento de água no solo ocorre de maneira positiva, promovendo o aumento da Evapotranspiração Real (ETR), completando o ciclo de equilíbrio.

O segundo ciclo - *feedback* negativo (2-), da Figura 18, descreve a dinâmica de água abaixo do nível do solo. O aumento da ETR promove a redução no Ponto de Murcha (PM) porque o conteúdo de água volumétrico retido entre os potenciais 33 a 1500 kPa é passível de redução devido à atuação dos elementos climáticos (radiação, umidade do ar e outros). Essa redução do PM ocasiona o aumento da Capacidade de Água Disponível (CAD) do solo em

que a alteração no armazenamento de água no solo tem um incremento, ocasionando o aumento da ETR, completando o ciclo de equilíbrio.

O terceiro ciclo - *feedback* negativo (3-), da Figura 18, representa a perda de umidade através da percolação. Com o aumento da umidade do solo a percolação profunda aumenta, reduzindo a umidade do solo, completando o ciclo de equilíbrio.

O quarto ciclo - *feedback* positivo, (4+), da Figura 18, representa o aumento da umidade promovendo a alteração crescente no armazenamento de água no solo, completando o ciclo de reforço.

O quinto ciclo - *feedback* positivo (5+), da Figura 18, representa a influência da umidade na pressão (componente matricial do potencial de água no solo). O aumento da umidade promove o aumento da pressão, conseqüentemente reduzindo o conteúdo volumétrico de água no solo (teta do solo), reduzindo o coeficiente de permeabilidade não saturado, reduzindo assim a percolação, aumentando a umidade no solo, completando o ciclo de reforço.

O sexto ciclo - *feedback* positivo (6+), da Figura 18, representa a interação entre a sucção e o teor de umidade residual, em que os aumentos de sucção não produzem variações significativas no conteúdo de umidade. O aumento da ETR reduz o PM, reduzindo o teor de umidade residual e o coeficiente de permeabilidade não saturado, refletindo-se na redução da percolação promovendo o aumento da umidade e a alteração positiva no armazenamento de água no solo, aumentando a ETR, completando o ciclo de reforço.

O sétimo ciclo - *feedback* positivo (7 +), da Figura 18, representa a interação entre o teor de umidade residual e o teta do solo (conteúdo de água volumétrico). O aumento da ETR reduz o PM que reduz o teor de umidade residual, reduzindo o conteúdo de água volumétrico (teta do solo). A redução do conteúdo volumétrico interfere na redução do coeficiente de permeabilidade não saturado que reduz a percolação, aumentando a umidade alterando de forma positiva o armazenamento de água no solo, possibilitando o aumento da ETR, completando o ciclo de reforço.

O oitavo ciclo - *feedback* positivo (8 +), da Figura 18, representa a interação entre a vazão final de biogás (metano) e o lixiviado. Quanto maior a geração de metano, maior o vapor de água que sai com o biogás, menor a geração de lixiviado, maior o peso específico, maior a massa de RSU em degradação aumentando a vazão de metano gerado, completando o ciclo de reforço.

O nono ciclo - *feedback* positivo (9 +), da Figura 18, representa a interação entre o lixiviado acumulado e o conteúdo volumétrico de água (teta RSU) dos resíduos sólidos

urbanos. O aumento da geração de lixiviado promove uma redução no peso específico final dos RSU devido ao aumento da sucção na massa depositada. A redução do peso promove a redução da Capacidade de Campo dos RSU (CC RSU), reduzindo o conteúdo de água volumétrico dos RSU (teta RSU) reduzindo a umidade dos RSU acima da CC aumentando a geração de lixiviado, completando o ciclo de reforço.

O décimo ciclo - *feedback* positivo (10+), da Figura 18, representa a interação entre o lixiviado gerado e a massa seca de RSU decomposta. Com o aumento na geração de lixiviado, maior o fluxo do líquido aumentando a área de distribuição na massa de RSU. Nesta situação de aumento da coluna de líquido e área de distribuição do lixiviado a pressão será reduzida e conseqüentemente o peso específico dos RSU. A redução do peso específico leva à redução da massa de RSU em degradação e da vazão de metano gerada, reduzindo assim a massa seca de RSU decomposta e a água para consumo nas reações de biodegradação, aumentando a geração de lixiviado, completando o ciclo de reforço.

O décimo primeiro ciclo - *feedback* positivo (11+), da Figura 18, representa a interação entre o lixiviado e a umidade acima da capacidade de campo dos RSU. Com o aumento da geração de lixiviado o peso específico reduz, conforme explicado no ciclo 10, reduzindo a massa total em degradação devido à redistribuição do fluxo dentro do volume de RSU. Essa situação proporciona a redução da massa de água reduzindo a umidade dos RSU e a umidade acima da CC, liberando os espaços vazios para aumento da geração de lixiviado oriundo da percolação, completando o ciclo de reforço.

O décimo segundo ciclo - *feedback* negativo (12-), da Figura 18, representa a degradação da massa seca e a disponibilidade de massa de água. O aumento da geração de lixiviado reduz o peso específico reduzindo a massa total em degradação, conforme explicado no ciclo 11. A redução da massa seca ocasionada pela redução da massa de RSU biodegradável proporciona o aumento da massa de água porque nem toda a umidade será utilizada para as reações, promovendo o aumento da umidade dos RSU e conseqüentemente a umidade acima da CC, liberando os espaços vazios para aumento da geração de lixiviado, completando o ciclo de equilíbrio.

Os ciclos 1 - 7 indicam que a percolação da água disponível oriunda da precipitação no solo é fortemente influenciada pelas características do solo e pelos processos de armazenamento de água dependentes de períodos de secamento e umedecimento.

Os ciclos 8 - 12 indicam que quanto menor peso específico e a quantidade de RSU passível de biodegradação menor a geração de metano e maior a geração de lixiviado. Percebe-se, também, que a redistribuição de água (lixiviado) no interior do maciço influencia

diretamente o peso específico dos RSU que indicará o aumento ou redução da geração de lixiviado.

Esquemáticamente, o conteúdo de água varia ao longo do tempo. A precipitação adiciona água no solo e a evaporação do solo, a transpiração da cultura (caso exista), o escoamento superficial e a percolação removem a água do sistema solo, direcionando-a para o sistema RSU - saída de efluentes, em que o teor de umidade presente no maciço RSU é um parâmetro essencial para os processos de biodegradação. Esta etapa utilizou como referência a metodologia do IPCC para quantificação do biogás gerado. Diversos modelos foram apresentados na revisão bibliográfica, no entanto, o modelo de decaimento de primeira ordem - TIER 2, que é a base da ferramenta desenvolvida no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas (emissões de linha de base, projeto ou emissões fugitivas) foi escolhido para aplicação nesta pesquisa. Os outros modelos podem ser usados pelos atores responsáveis pela resolução dos passivos ambientais apenas para comparação de resultados de estimativas durante a aprimoração da ferramenta, caso seja necessário

A compreensão do modelo e o entendimento do problema analisado são as principais forças motrizes na DS, que evolui das interações de dois tipos de ciclos de realimentação: positivo e negativo. Esses ciclos descrevem processos de crescimento, decréscimo, oscilação e estagnação e são determinados pelas polaridades entre as relações de causalidade (TULINAYO; BOMMEL; PROPER, 2012).

Após identificação das metodologias, dos métodos e dos parâmetros que influenciam a geração de lixiviado, construiu-se o modelo de Balanço Hídrico Global adaptado, conforme indicado na Equação 48.

$$\text{Lixiviado} = \text{Água de entrada} - \text{Água saída}$$

$$L = \left[(P \times A) + U_{\text{RSU}} + (U_{\text{produção_reações}}) + (U_{\text{solo}}) \right] - \left[(ES) + (ETR) + (U_{\text{gás}}) + (U_{\text{perda_reações}}) \right] \quad (48)$$

Onde: L = vazão de lixiviado (m³/ano); P x A: precipitação multiplicada pela área do aterro (m³/ano); U_{RSU} = umidade natural dos resíduos sólidos (m³/ano); U_{produção_reações} = água produzida nas reações de biodegradação (m³/ano); U_{solo} = conteúdo de água presente na cobertura do solo (m³/ano); ES = escoamento superficial (m³/ano); ETR: evapotranspiração real (m³/ano); U_{gás} = água eliminada com os gases (m³/ano); U_{perda_reações} = água consumida nas reações de produção de biogás (m³/ano).

Essas informações permitem construir o modelo de quantificação de efluentes que pode ser aprimorado de forma contínua de acordo com o fluxograma de resolução de passivos da Figura 19, oriundo da junção de informações para criação do IQUADI e do modelo de quantificação.

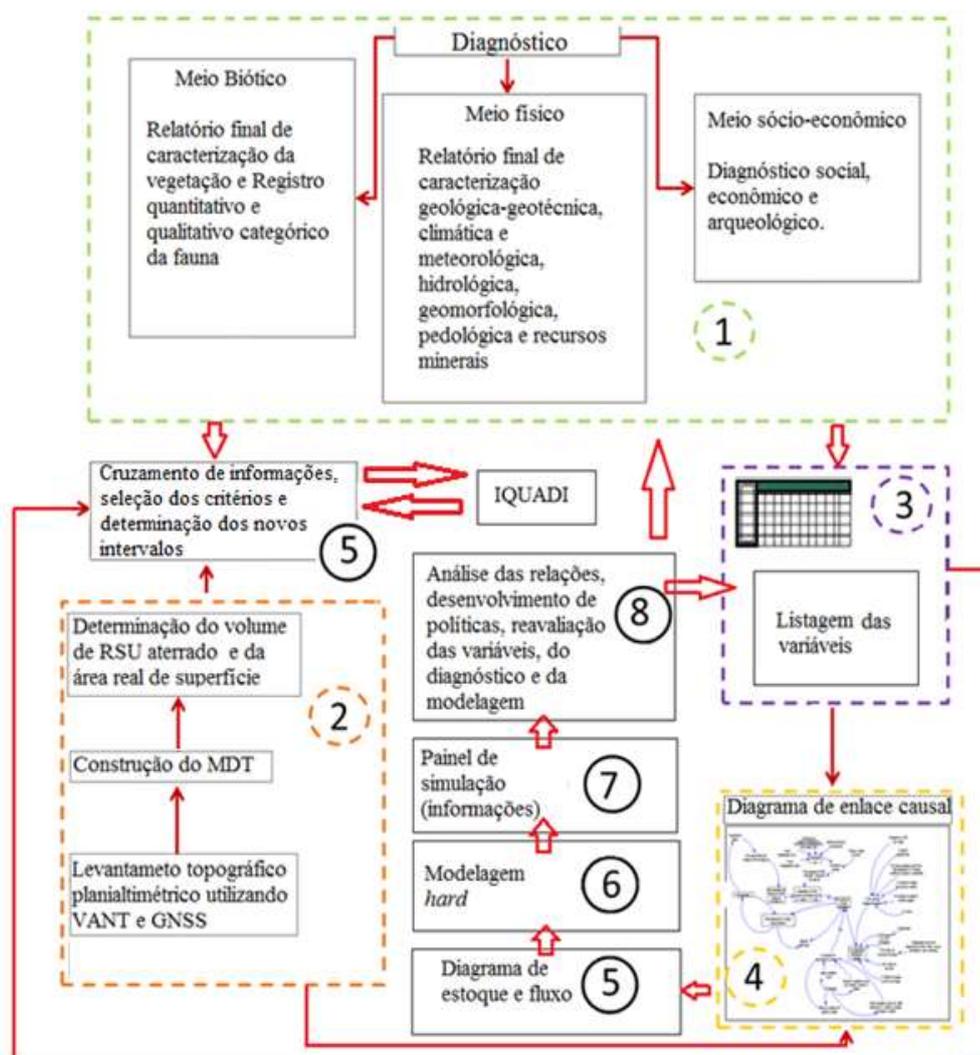


Figura 19 - Fluxograma de análise contínua para construção do índice e do modelo de quantificação de efluentes

Ressalta-se que o fluxograma da Figura 19 foi desenvolvido para auxiliar a verificação contínua do IQUADI e do Modelo DS. Considerando a natureza cíclica do fluxograma, a revisão dos indicadores que compõem o IQUADI, das variáveis oriundas dos modelos de quantificação e do balanço hídrico permitem o aprimoramento e atualização de forma dinâmica e constante das ferramentas.

O início do processo é realizado através da identificação do problema que deve ser diagramado conforme apresentado na Figura 19 através da descrição dos sistemas e subsistemas. A fase (1) envolve a descrição dos elementos que influenciam e são

influenciadores nos processos, ou seja, o diagnóstico da área - Meio físico, Meio Biótico, Meio Socioeconômico - que podem ser verificados através dos fluxogramas apresentados no ANEXO E e subdivisões.

Os elementos são identificados através da literatura e de verificações *in situ* realizados também na fase (2) como apresentado anteriormente, sendo que os principais parâmetros a serem quantificados nessa fase (volume de RSU aterrado e área real superficial) são obtidos através do levantamento topográfico planialtimétrico com a utilização de VANT e GNSS que geram produtos cartográficos específicos (Modelo Digital de Terreno). Outra ação a ser realizada na fase (2) do método proposto é a identificação dos responsáveis pelos passivos ambientais definindo os limites de atuação que devem ser claros e objetivos (ANEXO F). A aquisição de dados primários e a análise e interpretação de dados secundários, direcionada para o desenvolvimento do IQUADI e do modelo de geração de efluentes são realizados nas fases (1), (2), (3) e (4). Na fase (3) ocorre a identificação e listagem de todas as variáveis utilizadas nas metodologias específicas de quantificação de efluentes e que serão delineadas na fase (4) com o desenvolvimento do diagrama de enlace causal juntamente com as informações obtidas na fase (2) e na fase (3). O diagrama desenvolvido na fase (4) possibilita o entendimento de todo o processo e a conexão das variáveis influenciadoras, criando a estrutura da dinâmica envolvida na determinação do lixiviado e do biogás realizada quantitativamente através do diagrama de estoque e fluxo na fase (5) permitindo a modelagem *hard* na fase (6) apresentando os resultados no painel de simulação da fase (7) e se procedendo às análises na fase (8). O desenvolvimento da fase (5) para criação do IQUADI possui a mesma base de dados apresentadas nas fases (1) e (3) e que foram utilizados para criação do modelo de geração de efluentes, formando um ciclo de retroalimentação que permite a análise das relações de causa e efeito, de políticas públicas (planos e programas), reavaliação das variáveis dos modelos, do diagnóstico ambiental e da modelagem propriamente explicitada, conectados às fases iniciais do processo.

CAPÍTULO 4

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁREAS DE DISPOSIÇÃO IRREGULAR DE RSU - IQUADI

Apresentam-se as condições iniciais de análise para execução dos estudos necessários para resolução de passivos ambientais em áreas de disposição de RSU sem controle operacional e que não atendem à legislação infraconstitucional e normas técnicas.

A primeira decisão leva em consideração dois cenários: 1- a área de disposição irregular será fechada seguida de reabilitação / remediação / restauração / recuperação; 2 - a área de disposição irregular será convertida e continuará operacional (recebendo RSU) depois da reabilitação / remediação / restauração / recuperação.

A Figura 20 apresenta as novas categorias criadas que compõe o IQUADI.

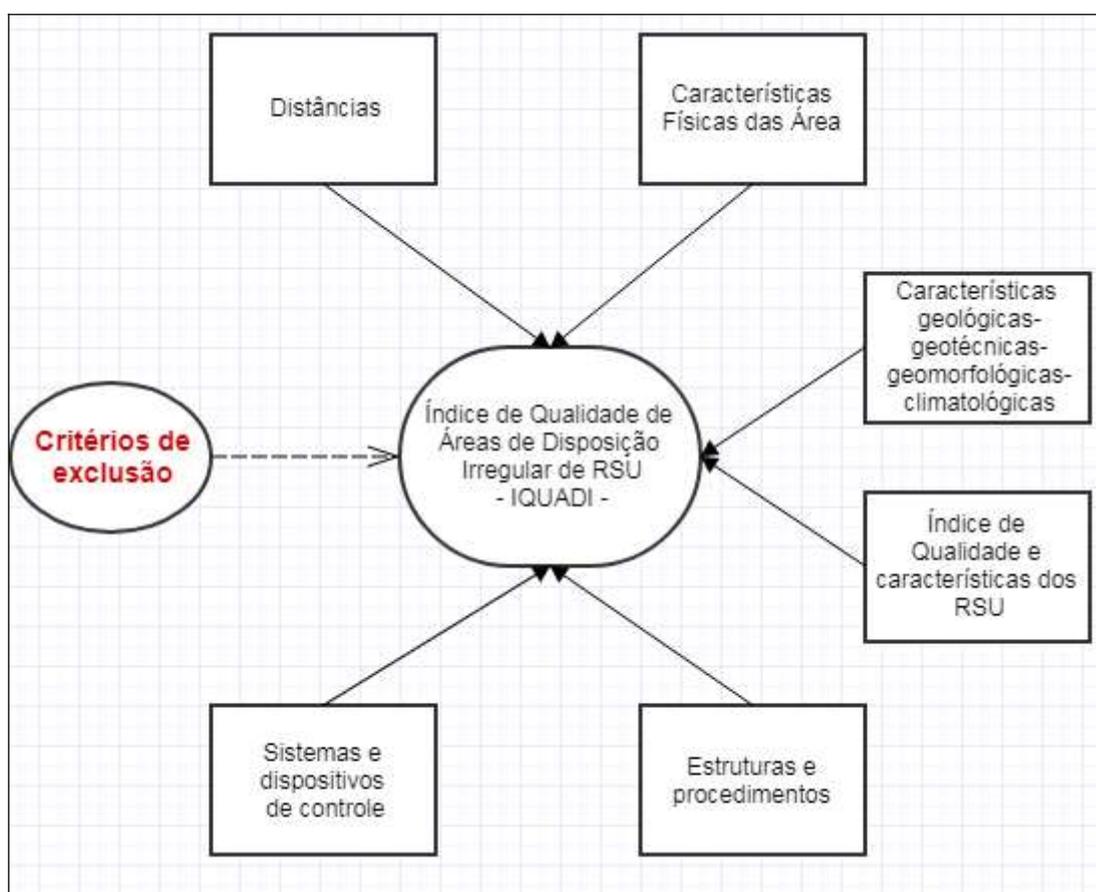


Figura 20 - Categorias de composição do Índice de Qualidade de Áreas de Disposição Irregular de RSU - IQUADI

Seis novas categorias foram criadas para o IQUADI de acordo com a Figura 20, o elemento critérios de exclusão não é uma categoria, no entanto é essencial para determinar a ação que será realizada na área pelo responsável. As novas categorias são:

- 1- Distâncias;

- 2- Características físicas da área;
- 3- Características geológicas - geotécnicas - geomorfológicas - climatológicas;
- 4- Índice de qualidade e características dos RSU;
- 5- Estruturas e procedimentos;
- 6- Sistemas e dispositivos de controle.

Analisando as relações entre os critérios do Quadro 7 (critérios apresentados à esquerda e à direita) e resguardando os limites de influência direta e indireta de cada um, listaram-se todos os critérios (antigos itens) que interagem com a área de disposição irregular de RSU, selecionando-se o mais representativo, adequando-os às novas categorias (antigos itens). Por exemplo, para o critério “Distância de fonte de suprimento de água” listado no manual de reabilitação de áreas de disposição sem controle da Ásia, foram indicados todos os critérios relevantes utilizados no Brasil e a partir do Quadro 7, todos os critérios relacionados às distâncias estabelecidos nos dispositivos legais foram enquadrados na nova categoria “Distâncias” conforme apresentado no Quadro 8, procedendo-se dessa forma para todos os critérios semelhantes nas respectivas categorias criadas.

Quadro 8 - Critérios para a categoria “Distâncias” do IQUADI.

Critérios na Ásia	Critérios no Brasil	Novos critérios	Observações
Distância de fonte de suprimento de água.	Proximidade de corpos de água; Restrições legais ao uso do solo; Proximidade de núcleos populacionais.	Distância a rios perenes e intermitentes.	> 500 metros - qualquer que seja sua situação topográfica.
		Distância a lagos e lagoas naturais.	> 500 metros - qualquer que seja sua situação topográfica.
Distância a reservatório d'água artificial.		> 200 metros - qualquer que seja sua situação topográfica.	
Distância às nascentes e aos olhos d'água perenes.		Raio de 500 metros qualquer que seja sua situação topográfica.	
Distância de águas superficiais.		Distância às restingas.	> 500 metros - medidos a partir da linha de preamar máxima.
Distâncias de núcleos populacionais em relação ao vento predominante.		Distância às restingas quando recoberta por vegetação com função fixadora de dunas ou estabilizadora de mangues.	> 500 metros - medidos a partir da linha de preamar máxima.
		Distância a manguezais.	> 500 metros dos limites confrontantes
Distância de cidades.		Distância às bordas	> 300 metros da

		de tabuleiros e chapadas.	linha de ruptura.
		Distância às áreas com altitude acima de 1800 metros.	Abaixo da altura de 1800 metros.
		Distância a topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°.	Abaixo dos 2/3 da altura mínima protegida em relação ao ponto de sela mais próxima da elevação.
		Distância às veredas e em faixa marginal em projeção horizontal.	> 500 metros a partir do limite do espaço brejoso e encharcado.
		Distância às áreas de Reserva Legal.	> 10 quilômetros a partir dos limites da Reserva legal em todo seu perímetro.
		Distância às Unidades de Conservação (Federais, estaduais, municipais e particulares).	> 10 quilômetros a partir dos limites da Unidade de Conservação em todo seu perímetro.
		Distância aos corredores ecológicos.	> 2 quilômetros a partir dos limites confrontantes.
		Distância às Áreas Verdes Urbanas.	> 2 quilômetros a partir dos limites confrontantes.
		Distância às áreas de segurança aeroportuária.	> Raio de 20 quilômetros a partir do centro geométrico da maior pista.
		Distância às redes de alta tensão.	> 15 metros a partir dos limites da área de disposição de RSU.
		Distância ao sistema viário e ferroviário.	> 115 metros a partir do extremo inferior da rampa de corte.
		Distância à aglomerados populacionais e residências isoladas urbanos e rurais.	> 2 quilômetros.
		Distância às zonas de falhas.	> 200 metros de falhas.

Os valores ou intervalos indicados na coluna “Observações” do Quadro 8 em relação aos novos critérios selecionados foram baseados nas seguintes considerações:

1 - Distância a rios perenes e intermitentes: a distância aplicada de 200 metros confronta a distância mínima determinada pela Lei Nº 12.651/2012 para cursos de água de largura superior a 600 metros, sendo assim a distância de 500 metros deve ser adotada e padronizada como referência;

2- Distância a lagos e lagoas naturais, distância a reservatório d'água artificial e distância às nascentes e aos olhos d'água perenes: aplicou-se a distância utilizada para proximidade de corpos de água indicada pela CETESB, de 200 metros para reservatório d'água artificial e 500 metros para lagos e lagoas naturais e nascentes e olhos d'água pois conjugados com o Princípio da Precaução, a distância de 200 metros confronta a distância mínima determinada pela Lei Nº 12.651/2012 para cursos de água de largura superior a 600 metros;

3 - Distância às restingas e às restingas quando recoberta por vegetação fixadora de dunas ou estabilizadora de mangues: 500 metros a partir da linha de preamar máxima, ou seja, 300 metros de Área de Preservação Permanente acrescidos de 200 metros de proteção dos ambientes típicos de restinga (comunidade halófila, vegetação esclerófila, comunidade hidrófila e mata seca);

4 - Distância a manguezais: 500 metros devido à distância mínima determinada pela Lei Nº 12.651/2012 para cursos de água de largura superior a 600 metros conjugado com o Princípio da Precaução e devido às peculiaridades dos sistemas mangue que é extremamente sensível às variações, sejam de quantidade ou de qualidade;

5 - Distância às bordas de tabuleiros e chapadas: 100 metros de Área de Preservação Permanente acrescido de 200 metros da área de transição;

6 - Distância às áreas com altitude acima de 1800 metros: abaixo dos 2/3 delimitados como Área de Preservação Permanente;

7 - Distância às veredas e em faixa marginal em projeção horizontal: a distância aplicada de 200 metros confronta a distância mínima determinada pela Lei Nº 12.651/2012 para cursos de água de largura superior a 600 metros, sendo assim a distância de 500 metros deve ser adotada a partir dos limites do espaço brejoso e encharcado conjugado com o Princípio da Precaução;

8 - Distância às áreas de Reserva Legal e Unidades de Conservação (Federais, estaduais, municipais e particulares): a zona de amortecimento de Unidades de Conservação é de 10 quilômetros para fins de licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras ou que possam causar impacto ambiental negativo nesse espaço. Para melhor eficiência no procedimento administrativo de licenciamento ambiental a distância superior a

10 quilômetros é sugerida. Aplica-se essa medida para as Reservas Legais devido às semelhanças de funções ecossistêmicas;

9 - Distância aos corredores ecológicos e Áreas Verdes Urbanas: utilizou-se a medida de dois quilômetros indicada pela CETESB para os aglomerados populacionais;

10 - Distância às áreas de segurança aeroportuária: utilizou-se a medida estabelecida pela Lei Nº 12.725/2012;

11 - Distância às redes de alta tensão: observou-se a NBR 5422/1985 e através da norma foi estabelecida a medida de segurança de 15 metros em relação aos limites da área de disposição de RSU;

12 - Distância ao sistema viário e ferroviário: estabeleceu-se a distância 115 metros, ou seja, 15 metros da faixa marginal e não edificável mais 100 metros em relação aos limites da área de disposição de RSU;

13 - Distância aos aglomerados populacionais e às residências isoladas urbanas e rurais: medida indicada pela CETESB; O aumento da distância para as residências rurais isoladas de 500 metros para 2 quilômetros foi utilizado com base no Princípio da Prevenção (redução de riscos);

14 - Distância às zonas de falhas: medida de 200 metros estabelecida pela CETESB para distância aos corpos de água.

Após a escolha dos novos critérios e da indicação dos valores e intervalos a serem utilizados para a categoria “Distância”, desenvolveu-se a Matriz de Impactos Ambientais para verificação da significância dos impactos (ANEXO G), seguido da aplicação do método de Processo de Análise Hierárquica de acordo com a significância do impactos para identificação dos critérios de maiores pesos para a construção do novo índice (SANTOS; AUMOND, 2017). O primeiro passo é desenvolver a Matriz de Comparação Pareada para os critérios de cada categoria, em que são atribuídos valores de importância de um critério em relação a outro critério - ANEXO 1. Após o desenvolvimento da matriz, procedeu-se à sua normalização, obtendo-se a ordem de prioridade dos critérios, conforme indicado no ANEXO 1-A.

Os critérios foram agrupados de acordo com a semelhança nas distâncias para reduzir a quantidade de comparações pareadas até o máximo possível de 10. Os critérios de maiores pesos, ou seja, de maior importância em relação ao impacto ambiental negativo proporcionado pelas áreas de disposição irregular de RSU são, em ordem decrescente: rios (perenes e intermitentes), lagos e lagoas naturais, nascentes e olhos d'água, restingas, mangues e veredas - 35,0%; áreas verdes urbanas, corredores ecológicos e aglomerados populacionais -

17,0%; zonas de falhas - 11,3%; reservatório d'água artificial - 10,7%; unidades de conservação e reserva legal - 9,2%; bordas de tabuleiros e chapadas, APP morros e altitudes acima de 1800 metros - 7,7%; área de segurança aeroportuária - 1,5%. A Razão de Consistência (RC = 0,09) determinada para números de critérios maiores do que quatro ($n > 4$) mostra a consistência do processo de avaliação. A Matriz de Avaliação Funcional dos critérios para a categoria “Distâncias” é apresentada no ANEXO 1-B.

Analisando as relações para o critério que apresenta o segundo maior peso indicado no manual de remediação da Ásia e aqueles semelhantes - profundidade da camada de RSU -, resguardando os limites de influência direta e indireta, listaram-se todos os critérios que apresentam características análogas de acordo com a referências brasileiras, agrupando-os na segunda categoria de acordo com as “Características Físicas da Área” de disposição conforme indicado no Quadro 9.

Quadro 9 - Critérios para a categoria “Características Físicas das Áreas” do IQUADI.

Critérios na Ásia	Critérios no Brasil	Novos Critérios	Observações
Profundidade da camada de RSU.	Dimensões da frente de trabalho; Compactação de RSU; Recobrimento dos RSU; Solo de recobrimento; Camada de recobrimento; Proteção vegetal; Dimensões e inclinações dos taludes e bermas; Nivelamento de superfície; Homogeneidade de cobertura; Monitoramento geotécnico; Vida útil; Acesso à frente de descarga; Drenagem de chorume; afloramento de chorume.	Altura / profundidade da camada de RSU.	0 - 3 metros 3,01 - 6 metros 6,01 - 9 metros > 9 metros
Área do sítio de disposição sem nenhum controle		Área do maciço.	0 - 1.000 m ² 1.001 m ² - 10.000m ² 10.001m ² - 50.000m ² > 50.000 m ²
Vida útil da área para uso futuro.		Espessura do solo orgânico superior.	Sem cobertura 0,5 - 10 centímetros 10,01 - 20 centímetros > 20 centímetros
		Espessura da camada de cobertura final superior.	Sem cobertura 10 - 20 centímetros 20,01 - 50 centímetros > 50 centímetros
Quantidade total de RSU no local.		Espessura da camada oxidativa na cobertura superior.	Sem cobertura 0,5 - 20 centímetros 20,01 - 40 centímetros 40,01 - 60 centímetros
Quantidade total de RSU dispostos por dia.		Proteção vegetal acima do solo de cobertura superior (modelos de facilitação).	Inexistente Parcial - (< 50% da área) Parcial + (≥50% da área) Existente (100% da área)
Idade de preenchimento.		Existência de geossintéticos na camada superior.	Inexistente Parcial - (< 50% da área) Parcial + (≥50% da área)

			Existente (100% da área)
		Idade de preenchimento.	0 - 5 anos 5 - 15 anos 15 - 25 anos > 25 anos.
		Quantidade de RSU dispostos (15, 20 e 25 anos; 20 ton/dia).	0 - 109.500 toneladas 109.501 - 146.000 toneladas 146.001 - 182.500 toneladas > 182.500 toneladas
		Homogeneidade da cobertura - $Cu = D_{60} \times D_{10}^{-1}$ (D = diâmetro efetivo).	Resíduos e rejeitos Solos uniformes: $Cu \leq 5$ Solos medianamente uniformes: $5 < Cu < 15$ Solos desuniformes: $Cu \geq 15$

Os valores ou intervalos indicados na coluna “Observações” do Quadro 9 em relação aos novos critérios selecionados foram baseados nas seguintes considerações:

1 - Altura do maciço: optou-se pelas medidas estabelecidas nas NBR 15849 / 2010 para dispensa do sistema de drenagem de gases levando em consideração a fração orgânica dos resíduos com intervalos de 3 metros;

2 - Área do maciço: as medidas levaram em consideração o mínimo para as dimensões de aterro em trincheiras até o máximo para utilização do método racional para determinação de vazões de projeto em bacias com área até 50 hectares ou 50.000 m²;

3 - Espessura do solo de orgânico, espessura da camada de cobertura final, espessura da camada oxidativa na cobertura superior: medidas consideradas padrões e de máxima eficiência para sua finalidade identificada na literatura;

4 - Idade de preenchimento: adotaram-se os intervalos que se relacionam com as características do lixiviado em novo, intermediário e antigo (acima de 15 anos);

5 - Quantidade de RSU dispostos: utilizaram-se os intervalos determinados através da disposição de 20 toneladas de RSU por dia para uma vida útil mínima de 15 anos conforme normas específicas;

6 - Homogeneidade da cobertura: representação da curva granulométrica em que solos com ampla variação de tamanho de partículas apresentam melhor comportamento em termos de resistência e compressibilidade que os solos com granulometria uniforme em que todas as partículas apresentam aproximadamente o mesmo tamanho.

A matriz de comparação pareada para os critérios da categoria “Características Físicas das Áreas” é apresentada no ANEXO 2. Após o desenvolvimento da matriz, procedeu-

se à sua normalização, obtendo-se a ordem de prioridade dos critérios, conforme indicado no Anexo 2 A.

A quantidade de critérios utilizados na categoria “Características Físicas das Áreas” foi de $n = 10$. Os critérios de maiores pesos, ou seja, de maior importância em relação ao impacto ambiental negativo proporcionado pelas áreas de disposição irregular de RSU são, em ordem decrescente: altura da camada de RSU - 19,7%; área do maciço - 19,0%; idade de preenchimento - 18,5%; quantidade de RSU - 12,7%; espessura da camada de cobertura final - 11,6%; espessura da camada oxidativa - 6,2%; existência de geossintéticos - 4,5%; homogeneidade da cobertura - 3,8%; proteção vegetal - 2,0%; espessura do solo orgânico - 1,9%. A Razão de Consistência (RC = 0,1) determinada para números de critérios maiores do que quatro ($n > 4$) mostra a consistência do processo de avaliação. A matriz de avaliação funcional dos critérios para a categoria “Características Físicas das Áreas” é apresentada no ANEXO 2-B.

Analisando as relações para o critério que apresenta o quarto maior peso indicado no manual de remediação da Ásia e aqueles semelhantes - profundidade do lençol freático -, resguardando os limites de influência direta e indireta, listaram-se todos os critérios que apresentam características semelhantes de acordo com as referências brasileiras, agrupando-os na terceira categoria de acordo com o potencial de vulnerabilidade de aquíferos e de acordo com as características geológicas, geotécnicas, geomorfológicas e climatológicas da área de disposição conforme indicado no Quadro 10.

Quadro 10 - Critérios para a categoria “Características geológicas - geotécnicas - geomorfológicas - climatológicas” para o IQUADI.

Critérios na Ásia	Critérios no Brasil	Novos Critérios	Observações
Profundidade do lençol freático (m).	Dimensões da frente de trabalho; dimensões e inclinações de taludes e bermas;	Profundidade do lençol freático.	0 - 3,0 metros 3,1 - 4,5 metros 4,6 - 6,0 metros > 6,0 metros
Permeabilidade do solo.	impermeabilização do solo; Profundidade do lençol freático; afloramento de chorume; drenagem de chorume;	Tipo de solo de base.	Pedregulhos ou cascalho Areia (grossa, média ou fina) Siltes Argilas
Tipo de solo de base (% argila).	drenagem provisória de águas pluviais; drenagem definitiva de águas pluviais; monitoramento de águas subterrâneas;	Permeabilidade (cm/s).	$k > 1,0 \times 10^{-4}$ $1,0 \times 10^{-6} \leq k \leq 1,0 \times 10^{-4}$ $1,0 \times 10^{-7} \leq k < 1,0 \times 10^{-6}$ $k < 1,0 \times 10^{-7}$
Precipitação anual.	restrições legais ao uso do solo; permeabilidade do solo; monitoramento geotécnico; cobertura de terra.	Declividade.	> 30% 11% - 30% 8% - 10% 2% - 7%
		Afloramento superficial de	Existente (80% - 100% da área)

		lixiviado.	Parcial + (50% - 80% da área) Parcial - (< 50% da área) Inexistente
		Escavabilidade de solo.	- Rocha dura e muito dura (rocha sã a pouco alterada); - Rocha branda (mais ou menos rígidas com graus de alteração); - Material brando (solos argilosos e arenosos); - Friável e fluente (areias, solos orgânicos e turfas);
		Precipitação anual média.	< 250 mm/ano 250 - 500 mm/ano >500 - 1000 mm/ano > 1000 mm/ano
		Dinâmica superficial.	- Inexistente; - Trincas (retração por secagem, transversais, longitudinais); - Laminar; - Sulcos e ravinas;
		Instabilidade das inclinações laterais (RSU ou construído) - deslocamento horizontal (H) e vertical (V).	Alto: >20 cm H; > 10 cm V (semanal) Médio: 5-20 cm H; 2-10 cmV (quinzenal) Baixo: 3-5 cm H; 1-2 cm V (mensal) Muito baixo: <3 cmH;<1 cm V (mensal)
		Impermeabilização do solo de base.	- Inexistente - Simples - Composto - Duplos

Os valores ou intervalos indicados na coluna “Observações” do Quadro 10 em relação aos novos critérios selecionados foram baseados nas seguintes considerações:

1 - Profundidade do lençol freático: como é dependente do tipo de solo, deve ser avaliada em conjunto com o mesmo. O limite inferior de 1,5 metros é o estabelecido nas normas gerais em que o sistema de proteção exista e seja eficiente na retenção do lixiviado gerado. A presença de solos arenosos indica a distância mínima maior que 3 metros entre a zona saturada medida na época de maior elevação do nível e a base do sistema de disposição e RSU com proteção;

2 - Tipo de solo de base: foi dividido segundo a sua granulometria;

3 - Permeabilidade (cm/s): utilizou-se os intervalos estabelecidos em normas - alta permeabilidade ($k > 1,0 \times 10^{-4}$), média permeabilidade ($1,0 \times 10^{-6} \leq k \leq 1,0 \times 10^{-4}$), baixa permeabilidade ($1,0 \times 10^{-7} \leq k < 1,0 \times 10^{-6}$) e permeabilidade ideal ($k < 1,0 \times 10^{-7}$);

4 - Declividade: utilizou-se o valor mínimo de 2% estabelecido para o platô e máximo para 30%, estabelecido em lei. Os intervalos foram definidos de acordo com o coeficiente de escoamento superficial identificado na literatura;

5 - Afloramento superficial de lixiviado: determinaram-se os intervalos de acordo com a observação de líquidos aflorantes na área superficial e sua distribuição;

6 - Escavabilidade de solo: os intervalos foram definidos de acordo com as características do solo para esse critério, levando-se em consideração a disponibilidade de solo para cobertura em áreas de empréstimo no interior dos limites das áreas de disposição de RSU;

7 - Precipitação anual média: intervalos definidos de acordo com os valores sugeridos para a constante de geração de metano (k) no modelo Scholl-Canyon;

8 - Perfil de alteração: esse critério foi escolhido para analisar a suscetibilidade aos processos de dinâmica superficial - erosão;

9 - Dinâmica superficial: intervalos definidos de acordo com a evolução da erosão permitindo analisar a estabilidade e a infiltração no maciço;

10 - Instabilidade das inclinações laterais: intervalos estabelecidos de acordo com as normas técnicas. A leitura deve ser realizada através de pontos de controle;

11 - Impermeabilização do solo de base: as divisões foram determinadas de acordo com o tipo de camada de proteção existente ou não. Camadas duplas são as mais recomendadas devido ao elevado potencial de impedimento de transferência do lixiviado entre compartimentos.

A matriz de comparação pareada para os critérios da categoria “Características geológicas - geotécnicas - geomorfológicas - climatológicas” é apresentado no ANEXO 3. Após o desenvolvimento da matriz, procedeu-se à sua normalização, obtendo-se a ordem de prioridade dos critérios, conforme indicado no ANEXO 3-A.

A quantidade de critérios utilizados na categoria “Características geológicas - geotécnicas - geomorfológicas - climatológicas” foi de $n = 10$. Os critérios de maiores pesos, ou seja, de maior importância em relação ao impacto ambiental negativo proporcionado pelas áreas de disposição irregular de RSU são, em ordem decrescente: impermeabilização do solo de base - 22,0%; profundidade do lençol freático - 20,1%; permeabilidade - 16,0%; tipo de solo de base - 13,8%; afloramento superficial de lixiviado - 6,9%; precipitação anual média -

5,2%; dinâmica superficial - 4,7%; declividade - 4,6%; instabilidade das inclinações laterais - 4,6%; escavabilidade de solo - 2,0%. A Razão de Consistência (RC = 0,09) determinada para números de critérios maiores do que quatro ($n > 4$) mostra a consistência do processo de avaliação. A matriz de avaliação funcional dos critérios para a categoria “Características geológicas - geotécnicas - geomorfológicas - climatológicas” é apresentada no ANEXO 3-B.

Analisando as relações para o critério que apresenta o sexto maior peso indicado no manual de remediação da Ásia e aqueles semelhantes - qualidade das águas subterrâneas -, resguardando os limites de influência direta e indireta, listaram-se todos os critérios que apresentam características análogas de acordo com as referências brasileiras, agrupando-os na quarta categoria de acordo com os índices de qualidade e as características dos RSU que influenciam os critérios conforme indicado na Tabela 9.

Tabela 9 - Critérios para a categoria “Índice de Qualidade e Características dos RSU” para o IQUADI.

Critérios na Ásia	Critérios no Brasil	Novos Critérios	Observações
Qualidade das águas subterrâneas.	Proteção vegetal; cobertura de terra; recobrimento dos RSU; dimensões e inclinações de taludes e bermas; afloramento de chorume; impermeabilização do solo; profundidade do lençol; permeabilidade do solo;	Índice de Qualidade de Águas Subterrâneas (IQAS).	IQAS ≤ 1 (sem impacto do lixiviado) 1 < IQAS ≤ 2 (impacto moderado do lixiviado) 2 < IQAS ≤ 5 (impactado) IQAS > 5 (fortemente impactado)
Fração biodegradável de resíduos no local (%).	drenagem de chorume; drenagem provisória de águas pluviais; drenagem definitiva de águas pluviais; monitoramento de águas subterrâneas;	Índice de qualidade de Água do corpo hídrico superficial mais próximo da área (QA).	< 50 (excelente) 50 - 100 (boa) > 100 - 300 (ruim) > 300 (imprópria)
DBO do lixiviado (mg/L).	monitoramento geotécnico; balança; portaria; compactação de RSU;	Fração biodegradável de resíduos no local (%).	0 - 30 >30 - 50 >50 - 70 > 70
DQO do lixiviado (mg/L).	tratamento de chorume; estruturas e procedimentos; drenagem de gases; queima de resíduos; ocorrência de moscas e odores;	Compactação dos RSU (peso específico kN/m).	2,2 - 4,9 (não compactado) 5,0 - 6,9 (pouco compactado) 7,0 - 9,4 (compactado) $\geq 9,4$ (bem compactado)
Sólidos totais dissolvidos (mg/L).	recebimento de resíduos não autorizados;		
Qualidade do ar ambiente (% CH ₄).	recebimento de resíduos industriais.	Geração média de metano (ton CH ₄ /ano) até o ano de inventário.	0 - 100 101 - 1000 1001 - 10000 > 10000
Resíduos perigosos na área.			
Tipos de RSU (RSU / resíduo hospitalar).			
		Umidade dos RSU	0 - 34

		(%).	35 - 65 66 - 70 ≥ 70
		Tipos de resíduos e rejeitos.	Resíduos Classe A. Resíduos Classe B - I e II. Resíduos hospitalares RSU.

Os valores ou intervalos indicados na coluna “Observações” da Tabela 9 em relação aos novos critérios selecionados foram baseados nas seguintes considerações:

1 - Índice de Qualidade de Águas Subterrâneas (IQAS): o índice de qualidade utilizado no Brasil é de fácil aplicação e determinação pela reduzida quantidade de parâmetros, no entanto devido à falta dos principais elementos de interação entre o lixiviado e os compartimentos ambientais - parâmetros específicos de análise de qualidade, optou-se por utilizar o índice de qualidade aplicado para a remediação de áreas de disposição sem controle da Ásia exemplificado no item 2.5. Os parâmetros analisados são: pH, condutividade elétrica (σ), Hidrocarboneto Policíclico Aromático (HPA), Carbono Orgânico Total (COT), mercúrio, chumbo, cobre, cromo e cádmio. As concentrações são comparadas com a legislação brasileira para classificação;

2 - Índice de Qualidade de Água do corpo hídrico superficial mais próximo da área (IQA - WQI): utilizou-se o padrão internacional, exemplificado no item 2.5, porque o índice brasileiro não apresenta parâmetros que influenciam a qualidade da água devido à interação com o lixiviado. Os parâmetros analisados são: pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, Sulfato, Cloreto, Bicarbonato, Nitrato, Coliforme Total, Sódio, Potássio, Magnésio, Cálcio, Manganês, Zinco, Cobre, Chumbo, Cromo, Ferro, Arsênico, Demanda Química de Oxigênio e Demanda Bioquímica de Oxigênio;

3 - Fração biodegradável de resíduos no local (%): utilizou-se como intervalo os valores estabelecidos em norma para dispensa do sistema de impermeabilização de base e a quantidade máxima média encontrada na literatura para a composição gravimétrica de RSU no Brasil;

4 - Compactação dos RSU: as faixas de variação estabelecem o mínimo para resíduos soltos ($4,9 \text{ kN/m}^3$) até o valor identificado para RSU bem compactados. Os valores não abrangem os resíduos da construção civil, resíduos hospitalares e resíduos classe A e nucleares;

5 - Geração média de metano até o ano de inventário: intervalos estabelecidos a partir da necessidade de implantação apenas de cobertura oxidativa ($< 1000 \text{ ton CH}_4/\text{ano}$) e a implementação de sistemas de captação de gases ($\geq 1000 \text{ ton CH}_4/\text{ano}$);

6 - Umidade dos RSU: as faixas levam em consideração a umidade ótima 35% - 65% para geração de metano e as umidades que reduzem as atividades de biodegradação (máximas e mínimas);

7 - Tipos de resíduos e rejeitos: dividido de acordo com as classes estabelecidas em normas.

A matriz de comparação pareada para os critérios da categoria “Índice de Qualidade e características dos RSU” é apresentado no ANEXO 4. Após o desenvolvimento da matriz, procedeu-se à sua normalização, obtendo-se a ordem de prioridade dos critérios, conforme indicado no ANEXO 4-A.

A quantidade de critérios utilizados na categoria “Índice de Qualidade e características dos RSU” foi de $n = 7$. Os critérios de maiores pesos, ou seja, de maior importância em relação ao impacto ambiental negativo proporcionado pelas áreas de disposição irregular de RSU são, em ordem decrescente: IQAS - 28,1%; tipos de resíduos e rejeitos - 22,0%; IQA - 19,9%; fração biodegradável - 11,3%; geração de metano - 9,4%; umidade dos RSU - 6,7%; compactação dos RSU - 2,7%. A Razão de Consistência (RC = 0,09) determinada para números de critérios maiores do que quatro ($n > 4$) mostra a consistência do processo de avaliação. A matriz de avaliação funcional dos critérios para a categoria “Índice de Qualidade e Características dos RSU” é apresentada no ANEXO 4-B.

Analisando as relações para o critério de aceitação do público indicado no manual de remediação da Ásia e aqueles semelhantes e resguardando os limites de influência direta e indireta, listaram-se todos os critérios que apresentam características análogas de acordo com a presença de dispositivos de controle e as estruturas e procedimentos nessas áreas, agrupando-os na quinta categoria conforme indicado na Tabela 10.

Tabela 10 - Critérios para a categoria “Estruturas e Procedimentos” para o IQUADI.

Critérios na Ásia	Critérios no Brasil	Novos Critérios	Observações
Aceitação do público	Acesso à área de disposição; isolamento físico; isolamento visual; recobrimento de RSU; portaria e vigilância; acesso à frente de trabalho; proteção vegetal; afloramento de chorume; homogeneidade da cobertura; presença de catadores; presença de aves e	Aceitação do público.	Sim Parcial + ($> 50\%$ da população do entorno até 10 km) Parcial - ($\leq 50\%$ da população do entorno até 10 km) Não
		Acesso à área	- Rodovia planejada

animais; ocorrência de moscas e odores; proximidade de núcleos habitacionais; restrições legais ao uso do solo.	de disposição.	- Rodovia em leito natural - Rodovia implantada sem pavimentação - Rodovia pavimentada
	Isolamento físico.	- Sem isolamento - Cerca (arame farpado ou liso) - Cinturão verde - Cerca + cinturão verde + vala
	Portaria, vigilância e balança.	Sim (portaria + vigilância + balança) Parcial + (portaria + vigilância) Parcial - (portaria) Não
	Inspeção.	- Sem inspeção - Inspeção na entrada sem dispositivos de separação - Inspeção na entrada com dispositivos de separação - Inspeção nas frentes de trabalho
	Frente de trabalho no interior da área de disposição.	Inexistente Parcial - (< 50% da área) Parcial + (≥50% da área) Existente
	Presença de catadores de resíduos.	0 pessoa 1- 100 pessoas 101 - 1000 pessoas ≥ 1001 pessoas
	Presença de aves, animais, vetores, odores e queima de RSU.	Inexistente Parcial - (animais + vetores + odores) Parcial + (animais + aves + vetores + odores) Existente (animais + aves + vetores + odores + queima de RSU)

Os valores ou intervalos indicados na coluna “Observações” da Tabela 10 em relação aos novos critérios selecionados foram baseados nas seguintes considerações:

1 - Aceitação do público: a população do entorno da área de disposição de RSU até uma distância de 10 quilômetros (área de influência direta) deve opinar sobre o encerramento das atividades ou para o seu prosseguimento;

2 - Acesso à área de disposição: divisão recomendada de acordo com as características de rodovias determinadas pelo DNIT;

3 - Isolamento físico: apresenta-se a divisão escalonada para aumento da proteção contra o acesso de pessoas e animais no interior da área e redução de impactos visuais negativos;

4 - Portaria, vigilância e balança: divisão de acordo com a necessidade da estrutura, sendo a balança indispensável para esse tipo de atividade;

5 - Inspeção: atributo necessário para controle e permissão de entrada dos resíduos e rejeitos classificados para aquela área;

6 - Frente de trabalho no interior da área de disposição: configuração propícia em qualquer condição meteorológica para movimentação de máquinas e trabalhadores;

7 - Presença de catadores de resíduos: intervalos determinados de acordo com o volume de RSU dispostos na área;

8 - Presença de aves, animais, vetores, odores e queima de RSU: divisão escalonada de acordo com o risco associado à exposição.

A matriz de comparação pareada para os critérios da categoria “Estruturas e Procedimentos” é apresentado no ANEXO 5. Após o desenvolvimento da matriz, procedeu-se à sua normalização, obtendo-se a ordem de prioridade dos critérios, conforme indicado no ANEXO 5-A.

A quantidade de critérios utilizados na categoria “Estruturas e Procedimentos” foi de $n = 8$. Os critérios de maiores pesos, ou seja, de maior importância em relação ao impacto ambiental negativo proporcionado pelas áreas de disposição irregular de RSU são, em ordem decrescente: aceitação do público - 36,9%; inspeção - 15,8%; presença de catadores de resíduos - 14,2%; frente de trabalho - 10,4%; presença de aves, animais, vetores, odores e queima de RSU - 8,1%; portaria, vigilância e balança - 6,5%; isolamento físico - 5,4%; acesso à área de disposição - 2,7%. A Razão de Consistência ($RC = 0,09$) determinada para números de critérios maiores do que quatro ($n > 4$) mostra a consistência do processo de avaliação. A matriz de avaliação funcional dos critérios para a categoria “Estruturas e procedimentos” é apresentada no ANEXO 5-B.

Analisando as informações existentes no Quadro 7, alguns atributos utilizados para caracterização do Índice de Qualidade de Aterros não são utilizados no indicador de remediação da Ásia. Devido à importância desses atributos, listaram-se todos os sistemas e dispositivos de controle que influenciam diretamente na decisão de encerramento ou prosseguimento das atividades, agrupando-os na sexta categoria, conforme indicado na Tabela 11. Alguns critérios não são observados em áreas de disposição ambientalmente inadequada,

no entanto, algumas dessas áreas possuem, por exemplo, drenagem de gases mas não possuem drenagem de lixiviado, sendo necessário listar todos os critérios.

Tabela 11 - Critérios para a categoria “Sistemas e Dispositivos de Controle” para o IQUADI.

Critérios na Ásia	Critérios no Brasil	Novos Critérios	Observações
		Drenagem de lixiviado.	Sim (camada de coleta + geotêxtil + tubulação + revestimento inclinado de 2% com material filtrante) Parcial + (geotêxtil + tubulação + revestimento inclinado de 2% com material filtrante) Parcial - (revestimento inclinado de 2% com material filtrante) Não
		Drenagem de águas pluviais.	Sim (cobertura de captação de água + divisores de água + sistemas de condução de fluxo + dissipadores de energia) Parcial + (cobertura de captação de água + divisores de água + sistemas de condução de fluxo) Parcial - (sistemas de condução de fluxo) Não
	Drenagem de chorume; tratamento de chorume; drenagem provisória de águas pluviais; drenagem definitiva de águas pluviais; drenagem de gases; monitoramento de águas subterrâneas; monitoramento geotécnico; estrutura e procedimentos.	Drenagem de gases (implantação do sistema para geração acima de 1000 ton CH ₄ /ano).	Sim (sistema de captação + reaproveitamento) Parcial + (sistema de captação + queima) Parcial - (apenas drenos superficiais de alívio + queima) Não
		Tratamento de lixiviado.	Sim (primário + secundário + terciário) Parcial + (primário + secundário) Parcial - (primário) Não
		Poços de monitoramento.	Sim (poços a montante + poços a jusante do fluxo subterrâneo no interior da área e até 2 km dos limites confrontantes) Parcial + (poços a montante + poços a jusante do fluxo subterrâneo no interior da área) Parcial - (poços no interior da área sem determinação da direção do fluxo) Não

Os valores ou intervalos indicados na coluna “Observações” da Tabela 11 em relação aos novos critérios selecionados foram baseados nas seguintes considerações:

1 - Drenagem de lixiviado: considerou-se como referência a existência de revestimento inclinado de 2% com material filtrante que serve de suporte e proteção para a tubulação caso exista;

2 - Drenagem de águas pluviais: o sistema foi dividido em cobertura de captação de água (camada de cobertura final superior com ou sem proteção vegetal), divisores de água (bermas, interflúvios ou divisores topográficos), sistemas de condução de fluxo (canaletas, condutos, boca de lobo, poço de visita, calhas, bueiros entre outros) e dissipadores de energia (degraus, colchões reno, gabiões entre outros);

3 - Drenagem de gases (implantação do sistema para geração acima de 1000 ton CH₄ x ano⁻¹): sistema dividido de acordo com a taxa de geração anual de metano, destino (queima ou reaproveitamento) e o tipo de sistema (completo ou apenas drenos de alívio);

4 - Tratamento de lixiviado: divisão de acordo com o tipo de tratamento utilizado;

5 - Poços de monitoramento: utilizou-se a distância para aglomerados populacionais como medida mínima para implantação de poços de monitoramento no entorno da área. Os outros pontos foram determinados de acordo com as normas.

A matriz de comparação pareada para os critérios da categoria “Sistemas e Dispositivos de Controle” é apresentado no ANEXO 6. Após o desenvolvimento da matriz, procedeu-se à sua normalização, obtendo-se a ordem de prioridade dos critérios, conforme indicado no ANEXO 6-A.

A quantidade de critérios utilizados na categoria “Sistemas e Dispositivos de Controle” foi de $n = 5$. Os critérios de maiores pesos, ou seja, de maior importância em relação ao impacto ambiental negativo proporcionado pelas áreas de disposição irregular de RSU são, em ordem decrescente: tratamento de lixiviado - 34.2%; drenagem de lixiviado - 27.1%; drenagem de águas pluviais - 18.3%; poços de monitoramento - 11.4%; drenagem de gases; 9.0%. A Razão de Consistência (RC = 0,04) determinada para números de critérios maiores do que quatro ($n > 4$) mostra a consistência do processo de avaliação. A matriz de avaliação funcional dos critérios para a categoria “Sistemas e Dispositivos de Controle” é apresentada no Anexo 6-B.

Os pesos obtidos utilizando a AHP para todas os critérios de todas as categorias foram consolidados em uma tabela que deve ser interpretada e analisada em conjunto com os critérios de exclusão determinados para encerramento imediato das atividades devido ao elevado potencial de impacto ambiental negativo conforme apresentado no ANEXO 7.

Cada categoria é formada por diversos critérios relacionados à intensidade do impacto mensurado através de pontuação específica em relação à função (finalidade ou

motivo de existência de um item), ao valor (custo, uso, estima e troca) ou ao desempenho (conjunto de medições de determinado item em relação ao cumprimento de suas funções). Quanto maior a pontuação menor o impacto (resposta ou reação), e quanto menor a pontuação maior o impacto (resposta ou reação), em termos quantitativos, quali-quantitativos e qualitativos adaptados para a determinação do índice. Essa técnica indica de forma bem compreensível o tipo de ponderação que foi feita para cada critério, ou seja, funções de maior importância em termos de impacto negativo recebem pontuação máxima e as demais proporcionalmente. A Tabela 12 apresenta os critérios distribuídos por peso e os seus respectivos valores (q) e o valor de exclusão - *vê* (0 e 1). Os cálculos são expressos através das equações desenvolvidas para cada categoria, sendo que essa configuração facilita a identificação das principais medidas de controle na área. A equação final do IQUADI que representa a média aritmética das equações parciais é expressa posteriormente e a aplicação do índice para o aterro controlado de Volta Redonda, utilizado como estudo de caso, é apresentada após a modelagem dos efluentes utilizando DS.

Tabela 12 - IQUADI

Categorias	Critérios	Peso	Intervalos	Valor (q)	Valor de exclusão (<i>ve</i>)
Distâncias	Rios perenes e intermitentes; lagos e lagoas naturais; nascentes e “olhos de água” perenes; restingas; manguezais; veredas	35,0%	< 500	1	0
			500- 700	2	1
			>700 - 900	3	1
			> 900	4	1
	Aglomerados populacionais; áreas verdes urbanas e corredores ecológicos	17,0%	< 2 Km	1	0
			2 Km - 5 Km	2	1
> 5 Km - 10 Km			3	1	
> 10 Km			4	1	
Zonas de falhas	11,3%	< 200 metros	1	0	
		200 - 400 metros	2	1	
		>400 metros - 600 metros	3	1	
		> 600 metros	4	1	
Reservatório de água artificial	10,7%	< 200 metros	1	0	
		200 - 400 metros	2	1	
		>400 metros - 600 metros	3	1	
		> 600 metros	4	1	
Unidades de conservação e reservas legais	9,2%	< 10 Km	1	0	
		10 Km - 15 Km	2	1	
		>15 Km - 20 Km	3	1	
		> 20 Km	4	1	
Bordas de tabuleiros e	7,7%	< 300 metros	1	0	
		300 - 600 metros	2	1	

	chapadas		>600metros - 900 metros > 900 metros	3 4	1 1
	Áreas de segurança aeroportuária	1,5%	< 20 Km 20 Km - 25 Km >25 Km - 30 Km > 30 Km	1 2 3 4	0 1 1 1
Subtotal 1	$IQUADI_1 = \left(\prod_1^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_1^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$ $IQUADI_1 = [(1/\alpha) \times (q^{0,35} \times q^{0,17} \times q^{0,113} \times q^{0,107} \times q^{0,092} \times q^{0,077} \times q^{0,015})] \times (ve); \alpha = 3,600007719 \text{ (fator de normalização que garante a soma igual a 1)}$			0 - 0,27 0,28 - 0,52 0,53 - 0,76 0,77 - 1	Quando não se aplica o critério para a área utilizar q = 1 e ve = 1
Características Físicas da área	Altura da camada de RSU acima ou abaixo da superfície	19,7%	> 9 metros >6 - 9 metros >3 - 6 metros 0 - 3 metros	1 2 3 4	1
	Área do maciço	19,0%	> 50.000 m ² >10.000 m ² - 50.000m ² >1.000 m ² - 10.000m ² 0 - 1.000 m ²	1 2 3 4	1
	Idade de preenchimento	18,5%	0 - 5 anos 6 - 15 anos 16 - 25 anos > 25 anos	1 2 3 4	1
	Quantidade de RSU dispostos (20 ton/dia)	12,7%	> 182.500 ton >146.000 - 182.500 ton >109.500 - 146.000 ton 0 - 109.500 ton	1 2 3 4	1
	Espessura da camada de cobertura final superior	11,6%	Sem cobertura 10 - 20 centímetros >20 - 50 centímetros > 50 centímetros	1 2 3 4	1
	Espessura da camada oxidativa	6,2%	Sem cobertura 0,5 - 20 centímetros >20 - 40 centímetros >40 - 60 centímetros	1 2 3 4	1
	Existência de geossintéticos na camada superior	4,5%	Inexistente Parcial - (< 50% da área) Parcial + (≥50% da área) Existente (100% da área)	1 2 3 4	1
	Homogeneidade da cobertura : Cu (Cu > 5 apresenta maior resistência, compressibilidade e permeabilidade)	3,8%	Resíduos e rejeitos Solos uniformes: Cu ≤ 5 Solos mediamente uniformes: 5 < Cu < 15 Solos desuniformes: Cu ≥ 15	1 2 3 4	1
	Proteção vegetal acima do solo de cobertura superior	2,0%	Inexistente Parcial - (< 50% da área) Parcial + (≥50% da área) Existente (100% da área)	1 2 3 4	1
	Espessura do	1,9%	Sem cobertura	1	1

	solo orgânico superior		0,5 - 10 centímetros >10 - 20 centímetros > 20 centímetros	2 3 4	
Subtotal 2	$\left(\prod_{i=1}^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_{i=1}^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$ $IQUADI_2 = [(1/\alpha) \times (q^{0,197} \times q^{0,190} \times q^{0,185} \times q^{0,127} \times q^{0,116} \times q^{0,062} \times q^{0,045} \times q^{0,038} \times q^{0,02} \times q^{0,019})] \times (ve); \alpha = 3,994458664 \text{ (fator de normalização que garante a soma igual a 1)}$			0 - 0,25 0,26 - 0,50 0,51-0,75 0,76 - 1	Quando não se aplica o critério para a área utilizar q =1 e ve = 1
Características geológicas -geotécnicas -geomorfológicas - climatológicas	Impermeabilização do solo de base	22,0%	- Inexistente - Simples - Composto - Duplos	1 2 3 4	0 1 1 1
	Profundidade do lençol freático	20,1%	0 - 3,0 metros >3 - 4,5 metros >4,5 - 6,0 metros > 6,0 metros	1 2 3 4	0 1 1 1
	Permeabilidade (cm/s)	16,0%	$k > 1,0 \times 10^{-4}$ $1,0 \times 10^{-6} \leq k \leq 1,0 \times 10^{-4}$ $1,0 \times 10^{-7} \leq k < 1,0 \times 10^{-6}$ $k < 1,0 \times 10^{-7}$	1 2 3 4	0 0 1 1
	Tipo de solo de base	13,8%	Pedregulhos ou cascalho Areia (grossa, média ou fina) Siltes Argilas	1 2 3 4	0 0 1 1
	Afloramento superficial de lixiviado	6,9%	Existente (80% - 100% da área) Parcial + (50% - 80% da área) Parcial - (< 50% da área) Inexistente	1 2 3 4	1
	Precipitação anual média	5,2%	> 1000 mm/ano >500 - 1000 mm/ano 250 - 500 mm/ano < 250 mm/ano	1 2 3 4	1
	Dinâmica superficial	4,7%	- Sulcos e ravinas - Laminar - Trincas (retração por secagem, transversais, longitudinais) - Inexistente	1 2 3 4	1
	Declividade	4,6%	> 30% 11% - 30% 8% - 10% 2% - 7%	1 2 3 4	0 1 1 1
	Instabilidade das inclinações laterais (RSU ou construído) - deslocamento horizontal (H) e	4,6%	Alto: > 20 cm H; > 10 cm V (semanal) Médio: 5-20 cm H; 2-10 cm V (quinzenal) Baixo: 3-5 cm H; 1-2 cmV (mensal)	1 2 3	0 1 1

	vertical (V)		Muito baixo ou inexistente: < 3cm H;<1 cm V (mensal)	4	1
	Escavabilidade de solo	2,0%	- Rocha dura e muito dura (rocha sã a pouco alterada) - Rocha branda (mais ou menos rígidas com graus de alteração) - Material brando (solos argilosos e arenosos) - Friável e fluente (areias, solos orgânicos e turfas)	1 2 3 4	1
Subtotal 3	$IQUADI_3 = \left(\prod_1^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_1^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$ $IQUADI_3 = [(1/\alpha) \times (q^{0,220} \times q^{0,201} \times q^{0,160} \times q^{0,138} \times q^{0,0690} \times q^{0,052} \times q^{0,047} \times q^{0,0460} \times q^{0,020})] \times (ve); \alpha = 3,994458664 \text{ (fator de normalização que garante a soma igual a 1)}$			0 - 0,25 0,26 - 0,50 0,51-0,75 0,76 - 1	Quando não se aplica o critério para a área utilizar q =1 e ve = 1
Índice de Qualidade e características dos RSU	IQAS	28,1%	IQAS > 5 2 < IQAS ≤ 5 1 < IQAS ≤ 2 IQAS ≤ 1	1 2 3 4	0 0 0 1
	Tipos de resíduos e rejeitos	22,0%	Resíduos Classe A Resíduos hospitalares + RSU Resíduos Classe B (I e II) Somente RSU.	1 2 3 4	0 1 1 1
	IQA do corpo hídrico superficial mais próximo da área	19,9%	> 300 (imprópria) >100 - 300 (ruim) 50 - 100 (boa) < 50 (excelente)	1 2 3 4	0 0 1 1
	Fração biodegradável de resíduos no local (%)	11,3%	> 70 >50 - 70 >30 - 50 0 - 30	1 2 3 4	1
	Geração média de metano (ton CH ₄ /ano) até o ano de inventário	9,4%	> 10000 1001 - 10000 101 - 1000 0 - 100	1 2 3 4	1
	Umidade dos RSU (%).	6,7%	≥ 70 66 - 70 35 - 65 0 - 34	1 2 3 4	1
	Compactação dos RSU (peso específico kN/m ³).	2,7%	2,2 - 4,9 (não compactado) 5,0 - 6,9 (pouco compactado) 7,0 - 9,4 (compactado)	1 2 3	1

			≥ 9,4 (bem compactado)	4	
Subtotal 4	$\left(\prod_{1}^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_{1}^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$ $IQUADI_4 = [(1/\alpha) \times (q^{0,281} \times q^{0,22} \times q^{0,199} \times q^{0,113} \times q^{0,094} \times q^{0,067} \times q^{0,027})] \times (ve) \alpha = 4,005549023$ (fator de normalização que garante a soma igual a 1)			0 - 0,25 0,26-0,50 0,51-0,75 0,75-1	Quando não se aplica o critério para a área utilizar q = 1 e ve = 1
Estruturas e procedimentos.	Aceitação do público (população total do entorno até 10 km)	36,9%	Não Parcial - (≤ 50%) Parcial + (> 50%) Sim	1 2 3 4	0 1 1 1
	Inspeção	15,8%	- Sem inspeção	1	1
			- Inspeção na entrada sem dispositivos de separação	2	
			- Inspeção nas frentes de trabalho	3	
			- Inspeção na entrada com dispositivos de separação	4	
	Presença de catadores de resíduos	14,2%	≥ 1001 pessoas	1	0 0 1 1
			101 - 1000 pessoas	2	
			1- 100 pessoas	3	
			0 pessoa	4	
Frente de trabalho no interior da área de disposição	10,4%	Inexistente	1	1	
		Parcial - (< 50% da área)	2		
		Parcial + (≥ 50% da área)	3		
		Existente	4		
Presença de aves, animais, vetores, odores e queima de RSU	8,1%	Existente (animais + aves + vetores + odores + queima de RSU)	1	1	
		Parcial - (animais + aves + vetores + odores)	2		
		Parcial + (animais + vetores + odores)	3		
		Inexistente	4		
Portaria, vigilância e balança	6,5%	Não	1	1	
		Parcial - (portaria)	2		
		Parcial + (portaria + vigilância)	3		
		Sim (Portaria + vigilância + balança)	4		
Isolamento físico	5,4%	- Sem isolamento	1	1	
		- Cerca (arame farpado ou liso)	2		
		- Cinturão verde + cerca	3		
		- Cerca + cinturão verde + vala	4		
Acesso à área de disposição	2,7%	- Rodovia planejada	1	1	
		- Rodovia em leito	2		

			natural - Rodovia implantada sem pavimentação - Rodovia pavimentada	3 4	
Subtotal 5	$\left(\prod_{i=1}^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_{i=1}^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$ $IQUADI_5 = [(1/\alpha) \times (q^{0,369} \times q^{0,158} \times q^{0,142} \times q^{0,104} \times q^{0,081} \times q^{0,065} \times q^{0,054} \times q^{0,027})] \times (ve) \alpha = 4,0$ (fator de normalização que garante a soma igual a 1)			0 - 0,25 0,26-0,50 0,51-0,75 0,76-1	Quando não se aplica o critério para a área utilizar q = 1 e ve = 1
Sistemas e dispositivos de controle	Tratamento de lixiviado	34,2%	Não Parcial - (primário) Parcial + (primário + secundário) Sim (primário + secundário + terciário)	1 2 3 4	1
	Drenagem de lixiviado	27,1%	Não Parcial - (revestimento inclinado de 2% com material filtrante) Parcial + (geotêxtil + tubulação + revestimento inclinado de 2% com material filtrante) Sim (camada de coleta + geotêxtil + tubulação + revestimento inclinado de 2% com material filtrante)	1 2 3 4	1
	Drenagem de águas pluviais	18,3%	Não Parcial - (sistemas de condução de fluxo) Parcial + (cobertura de captação de água + divisores de água + sistemas de condução de fluxo) Sim (cobertura de captação de água + divisores de água + sistemas de condução de fluxo + dissipadores de energia)	1 2 3 4	1
	Poços de monitoramento	11,4%	Não Parcial - (poços no interior da área sem determinação da direção do fluxo) Parcial + (poços a montante + poços a jusante do fluxo subterrâneo no interior da área) Sim (poços a montante +	1 2 3	1

			poços a jusante do fluxo subterrâneo no interior da área e até 2 km dos limites confrontantes)	4	
	Drenagem de gases.	9,0%	Não Parcial - (apenas drenos superficiais de alívio + queima) Parcial + (sistema de captação + queima) Sim (sistema de captação + reaproveitamento)	1 2 3 4	1
Subtotal 6	$IQUADI_6 = \left(\prod_1^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_1^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$ $IQUADI_6 = [(1/\alpha) \times (q^{0,342} \times q^{0,271} \times q^{0,183} \times q^{0,114} \times q^{0,09})] \times (ve);$ $\alpha = 4,0 \text{ (fator de normalização que garante a soma igual a 1)}$			0 - 0,25 0,26-0,50 0,51-0,75 0,76-1	Quando não se aplica o critério para a área utilizar q = 1 e ve = 1

Através da inserção do valor q e do valor de exclusão ve, nas colunas 5 e 6, respectivamente, na Tabela 12, e a determinação das equações parciais $IQUADI_1 - 6$, obtêm-se os valores finais que suportam as análises gerenciais e operacionais para cada critério. Esses valores obtidos nas equações parciais são introduzidos na Equação 49 para determinação das ações de gestão conforme apresentado no Quadro 11.

$$IQUADI_{final} = \frac{(IQUADI_1 + IQUADI_2 + IQUADI_3 + IQUADI_4 + IQUADI_5 + IQUADI_6)}{6} \quad (49)$$

Quadro 11 - Intervalos e recomendações do IQUADI.

IQUADI - Intervalos	Ações Recomendadas
> 0 - 0,2952	Encerramento da atividade e remediação imediata da área.
>0,2952 - 0,503	Encerramento e remediação em etapas.
>0,503 - 0,751	Prosseguimento das atividades até o final da vida útil prevista e calculada e a adequação das não conformidades.
>0,751 - 1	Adequação em fases para transformação em aterro sanitário.

O novo índice foi aplicado na área de disposição de RSU do município de Volta Redonda - RJ, e foi comparado com IQR (CETESB) para avaliação da subjetividade.

4.2 MAPEAMENTO DA ÁREA - LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA DE DISPOSIÇÃO

A área de estudo, representada na Figura 21, encontra-se no médio vale do Paraíba do Sul, entre a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira entre as coordenadas geográficas de 22°

23' a 22° 40' de latitude sul e 44° a 44° 12' de longitude oeste. As coordenadas em UTM estão identificadas no mapa.

O acesso ao local, distante aproximadamente 25 km da sede da Prefeitura Municipal de Volta Redonda (Avenida Oscar de Almeida Gama, 53 - Aterrado), pode ser feito pela Rodovia dos Metalúrgicos no sentido à Rodovia Tancredo Neves. Nesta rodovia deve-se virar à direita no quilômetro 8,5 e seguir por uma estrada rural em leito natural por aproximadamente 1,7 quilômetro.

O aerolevanteamento foi realizado⁶ com um Veículo Aéreo Não Tripulado - VANT. As fotos aéreas foram obtidas usando uma câmera digital de pequeno formato acoplada ao VANT.

⁶ Detalhes específicos podem ser verificados no trabalho de Lopes *et al.* (2018)

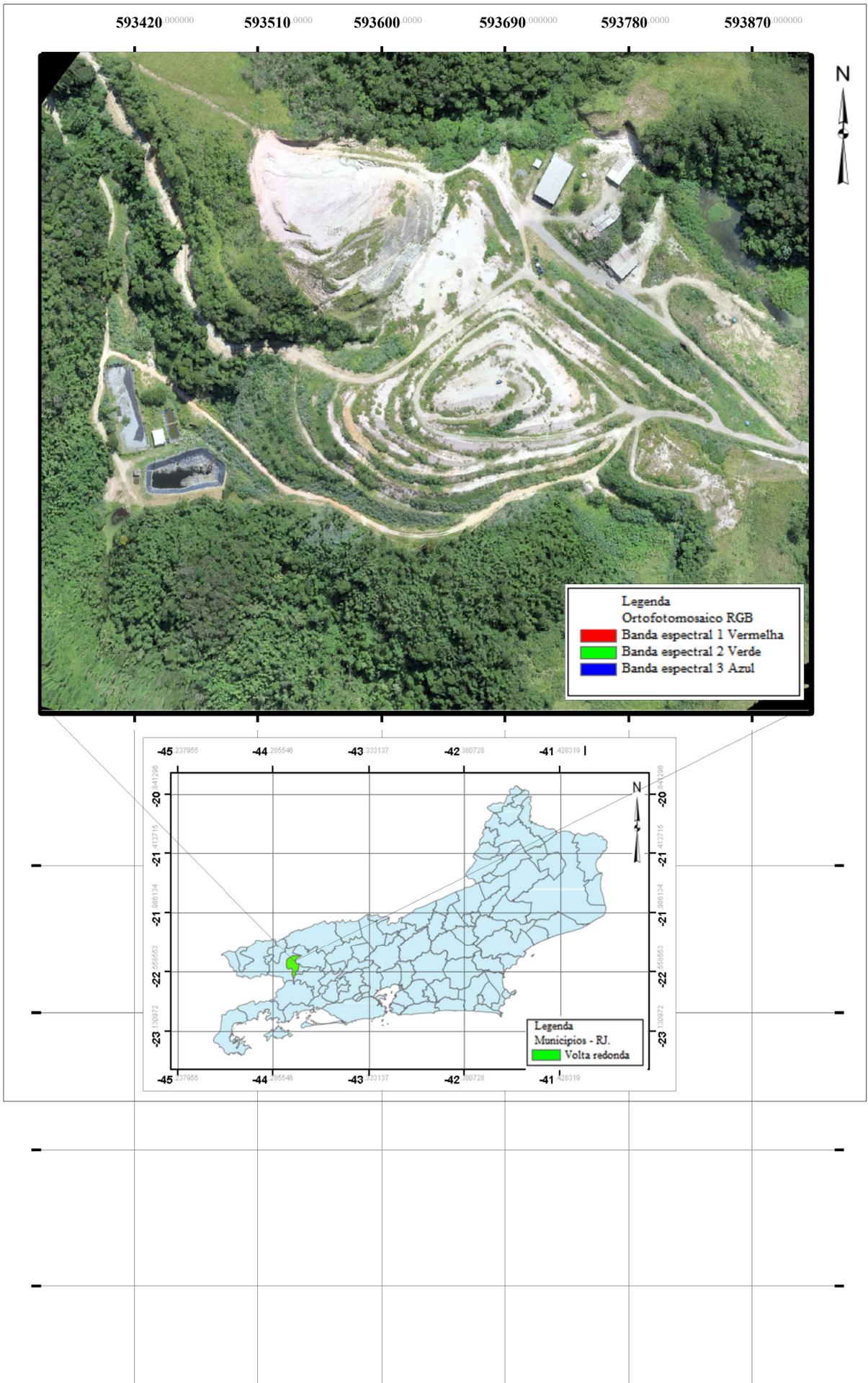


Figura 21 - Mapa de localização georreferenciado da área de disposição irregular de RSU no município de Volta Redonda. Fonte: Lopes e colaboradores (2018)

O Modelo Digital de Superfície ou de Elevação foi gerado no *software Agisoft Photoscan* a partir das informações das faixas de hipsometria (altura do relevo). O MDE se mostrou eficiente na obtenção das alturas da superfície presentes nas curvas de nível, no entanto, para determinação das alturas do terreno foi necessário realizar as remoções das interferências (construções, espécies arbóreas e arbustivas e outros) por métodos interpolativos após o processamento dos dados para desenvolvimento do Modelo Digital de Terreno - MDT.

Através da análise da ortofotos, dos mapas gerados e dos cálculos específicos, é possível preencher os seguintes subcritérios do IQUADI: distâncias a rios perenes e intermitentes, lagos e lagoas naturais, nascentes e olhos d'água perenes, restingas, manguezais e veredas; reservatório d'água artificial; aglomerados populacionais, áreas verdes urbanas e corredores ecológicos; zonas de falhas; unidades de conservação e reservas legais; bordas de tabuleiros e chapadas; altura da camada de RSU; área do maciço; quantidade de RSU dispostos; existência de camada de cobertura final; existência de camada oxidativa; existência de proteção vegetal; afloramento superficial de lixiviado; dinâmica superficial; declividade; instabilidade das inclinações laterais (acompanhamento temporal de diferença de medidas baseado nas características de deslocamento de MDTs gerados em t_1 e t_2); presença de catadores de resíduos; frente de trabalho no interior da área de disposição; presença de aves, animais, vetores e queima de RSU; portaria, vigilância e balança; isolamento físico; acesso à

área de disposição; presença de estrutura de tratamento de lixiviado; presença de estrutura de drenagem pluvial; presença de poços de monitoramento; e, presença de estruturas de drenagem de gases.

O sensoriamento remoto realizado com o VANT permitiu preencher 57% da tabela do IQUADI (27 subcritérios de um total de 47) no estudo de caso. Com esses produtos, a análise e os cálculos sobre as características físicas da área podem ser mais detalhada devido à acurácia do aerolevanteamento.

4.3 MDT

De acordo com o Padrão de Precisão Cartográfica (Decreto nº 89.817 / 84), a classe obtida no aerolevanteamento foi de: classe A - dados geoespaciais de grau de levantamento de maior precisão para aplicações de engenharia mais exigentes (BRASIL, 1984).

A área real de superfície e o volume de RSU dispostos são determinados após o processamento dos dados e geração do MDT que foi gerado a partir dos pontos de controle e das coordenadas obtidos na superfície da área de disposição de RSU com os receptores base e móvel e através da filtragem das nuvens de pontos geradas pelo *Agisoft PhotoScan*, eliminando os valores discrepantes. Após o processamento das nuvens de pontos composta por pontos cotados na superfície, utilizou-se o *software ArcGIS* para gerar uma Rede Triangular Irregular (*Triangular Irregular Network - TIN*), em que cada ponto da nuvem compõe os nós desta malha vetorial representando a superfície através de triângulos irregulares. Os limites da área para cálculo do volume de RSU dispostos e o MDT estão representados na Figura 22. A Tabela 13 apresenta os volumes calculados, as áreas e os perímetros de cada feição.

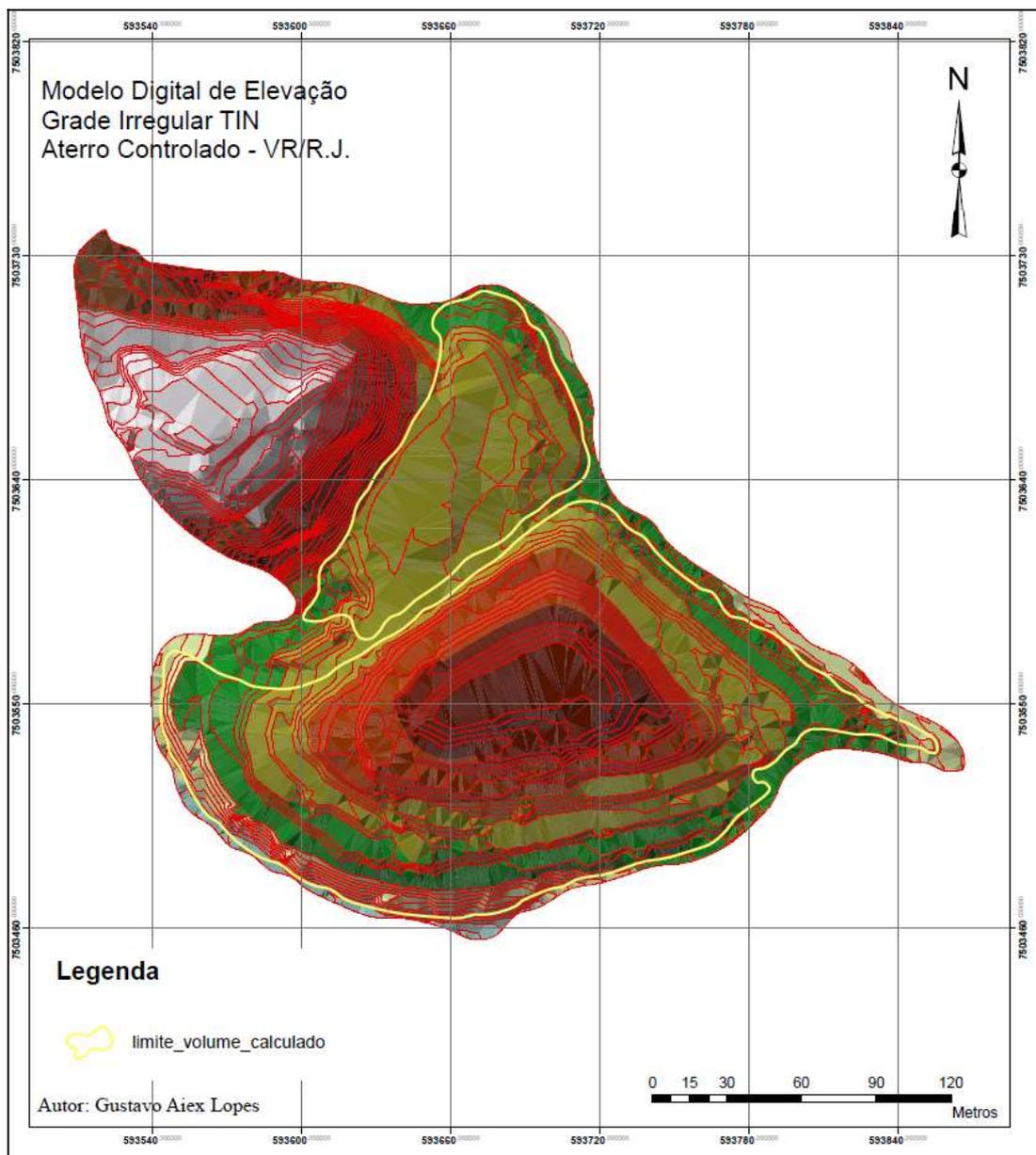


Figura 22 - Modelo topológico de dados da área de disposição de RSU.
Fonte: Lopes e colaboradores (2018).

Tabela 13 - Volume, áreas, perímetros e declividade calculados através do Modelo Digital de Terreno

	Área (m ²)	Perímetro (m)	Volume (m ³)	Declividade
Área menor	7739,73	393,9	47419,11	2%
Área maior	29031,23	789,33	488336,68	
Total	36770,96	1183,23	535755,79	

Fonte: Lopes e colaboradores (2018).

A massa de RSU dispostos na área pode ser inferida através do volume obtido e do peso específico. Como se trata de uma área previamente reabilitada - sítio de disposição sem nenhum controle transformado em aterro controlado, e analisando a ortofoto, percebe-se que existe uma camada de cobertura final. O levantamento documental indicou a cota mínima de

disposição e o volume de solo de cobertura - 19.551,00 m³. Com esses dados é possível iniciar os cálculos de geração de lixiviado e de biogás.

4.4 DS APLICADA À GERAÇÃO DE LIXIVIADO E BIOGÁS DE ATERRO

4.4.1 Hipótese dinâmica

A hipótese dinâmica é um modelo conceitual que busca identificar os ciclos de retroalimentação e a estrutura do sistema. As interações entre precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração, armazenamento e transferência de água e interação com os RSU são hipotetizados em forma de diagramas de enlace causal e diagramas de estoque e fluxo para determinação da umidade presente no interior da massa de RSU (que se transformará em lixiviado) e do biogás gerado no modelo de referência.

O modelo parcial inicial de simulação desse processo apresenta: (i) método de estimativa da evapotranspiração real; (ii) método de estimativa da percolação; (iii) método de estimativa do escoamento superficial; (iv) método de estimativa da capacidade de armazenamento e transferência de água no solo; (v) método de estimativa de geração de biogás; (vi) método de estimativa de geração de lixiviado.

4.4.2 Diagrama de Enlace Causal para o Modelo de Geração de Lixiviado e Biogás de Áreas de Disposição Irregular de RSU

A elaboração do diagrama de enlace causal considera as relações existentes para armazenamento de água no solo, a quantidade de RSU dispostos, as condições climáticas, as interações de biodegradação na massa e as características físicas da área, conectando as principais variáveis como precipitação, evapotranspiração, quantidade de RSU, escoamento superficial, conteúdo de umidade dos RSU, tipo de RSU aos seus principais resultados, que incluem a quantidade acumulada de lixiviado e a geração de metano, além de mostrar as inter-relações no sistema (ALLEN *et al.*, 1998)

A precipitação e a recirculação de lixiviado (caso seja implementado) representam as principais entrada de umidade no sistema. A entrada de água pela ascensão capilar é muito pequena e somente ocorre em locais com lençol freático superficial e em períodos muito secos, sendo assim desprezível. Os fluxos horizontais para áreas adjacentes se compensam, portanto, anulam-se. Existem duas rotas de saída de umidade predominante no volume controle: evapotranspiração e percolação profunda. O desenvolvimento do modelo dinâmico começa com a esquematização da estrutura básica através dos processos conceituais transformados em interações descritos na metodologia.

O diagrama de enlace causal da Dinâmica de Sistema é uma abordagem capaz de explicitar os processos devido às condições de não linearidade e formação de ciclos de retroalimentação. Após a etapa qualitativa, desenvolveu-se os diagramas de estoque e fluxo para modelagem quantitativa dos efluentes através do *software* Stella.

4.4.3 Diagrama de Estoque e Fluxo

O *software* (STELLA) é utilizado para desenvolver modelos dinâmicos, criando diagramas de referências de um sistema, seguido de atribuição de valores e funções apropriados de acordo com a Figura 23, que apresenta o Diagrama de Estoque e Fluxo do modelo de geração de biogás e lixiviado. A Figura 24, por exemplo, indica o diagrama desenvolvido para o coeficiente de permeabilidade em meios não saturados, dependente da textura do solo, dos parâmetros do modelo de van Genuchten e do conteúdo volumétrico de água no solo. A Figura 25 apresenta o diagrama para a determinação da água consumida nas reações, a variação de umidade dos RSU e o total de vapor de água que deixa o sistema com o biogás. Devido à dificuldade de visualização a Figura 25 foi dividida por setores nas Figuras 25a, 25b, 25c e 25d.

O balanço hídrico é computado mensalmente e as seguintes considerações são feitas para início do processo: a precipitação do mês de janeiro que não escoar e não evapotranspirar infiltrará; o teor de umidade do RSU depende de testes de caracterização (utilizou-se o valor médio inicial seguido do cálculo da capacidade de campo dos RSU); o conteúdo de umidade do material de cobertura - solo - inicia o processo de percolação após realização do balanço hídrico; a transferência de água da camada imediatamente superior para a camada inferior é igual à taxa efetiva de infiltração, considerando as perdas; a água consumida no processo de formação de biogás integra o balanço total, juntamente com a geração de vapor d'água durante o processo de formação do biogás; a transferência de água para a camada inferior é igual à geração de lixiviado total teórico determinado no final do mês.

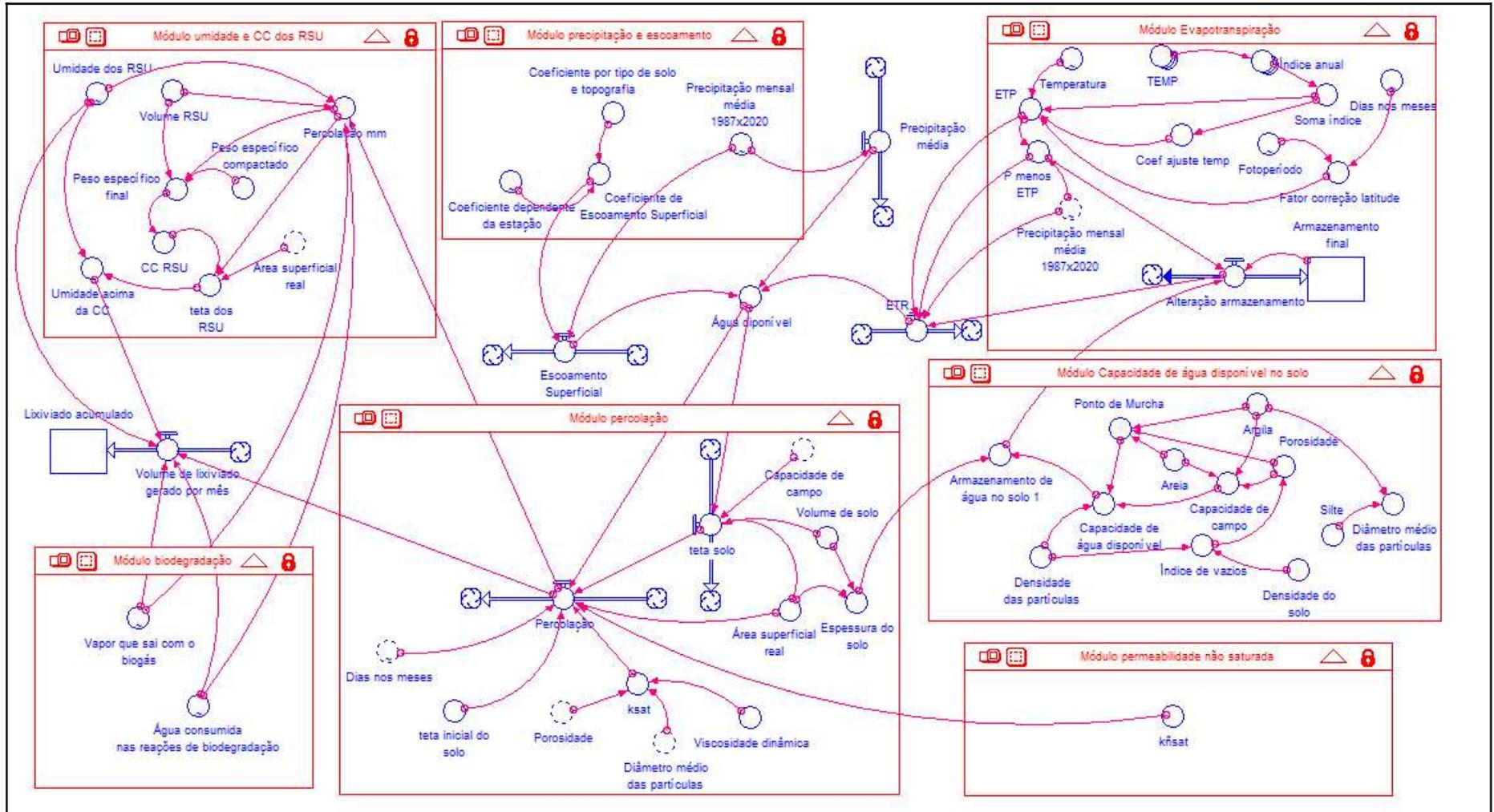


Figura 23 - Diagrama de Estoque e Fluxo do modelo de geração de biogás e lixiviado

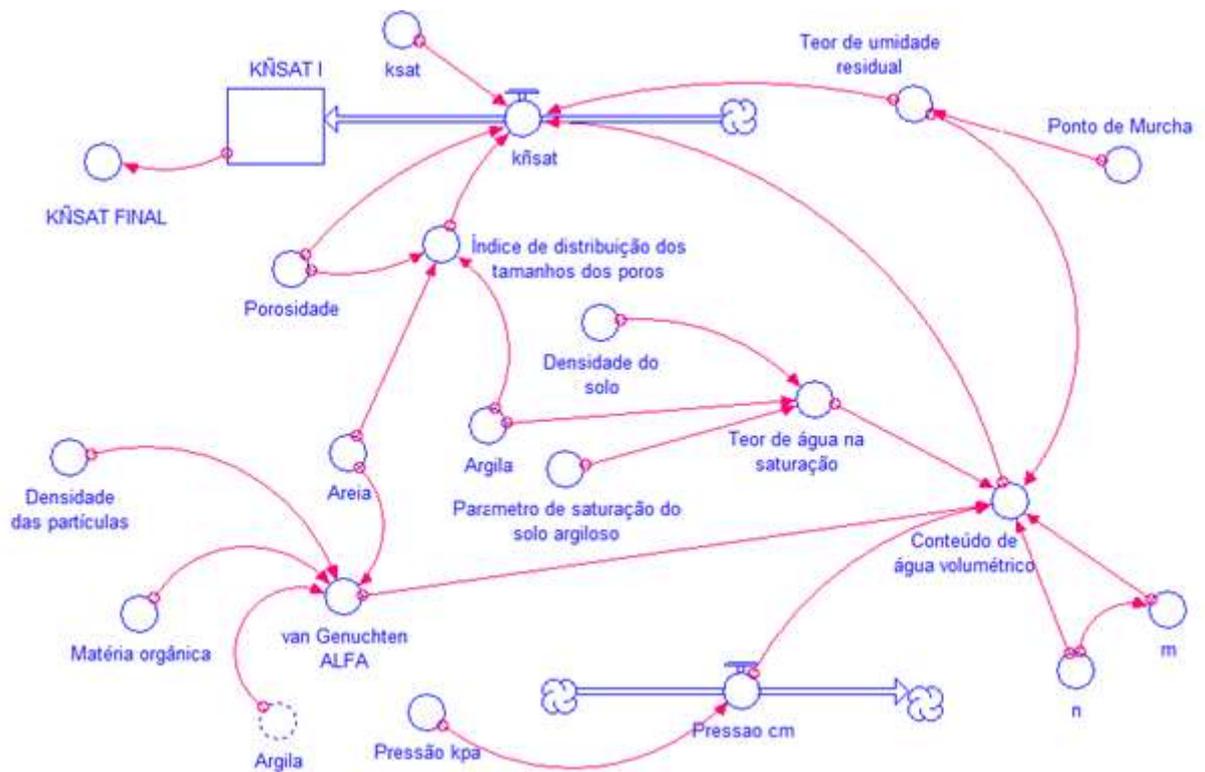


Figura 24 - Módulo Coeficiente de Permeabilidade: meios não saturados - k_{fsat} .

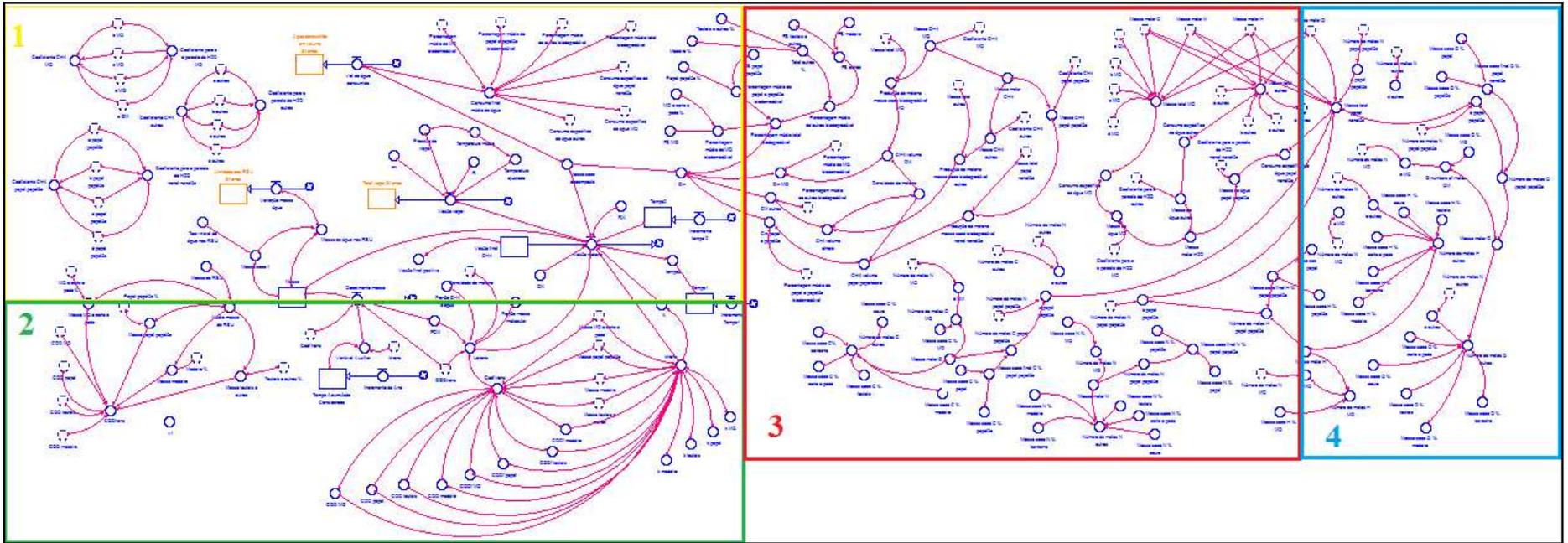


Figura 25 - Módulo Biodegradação.

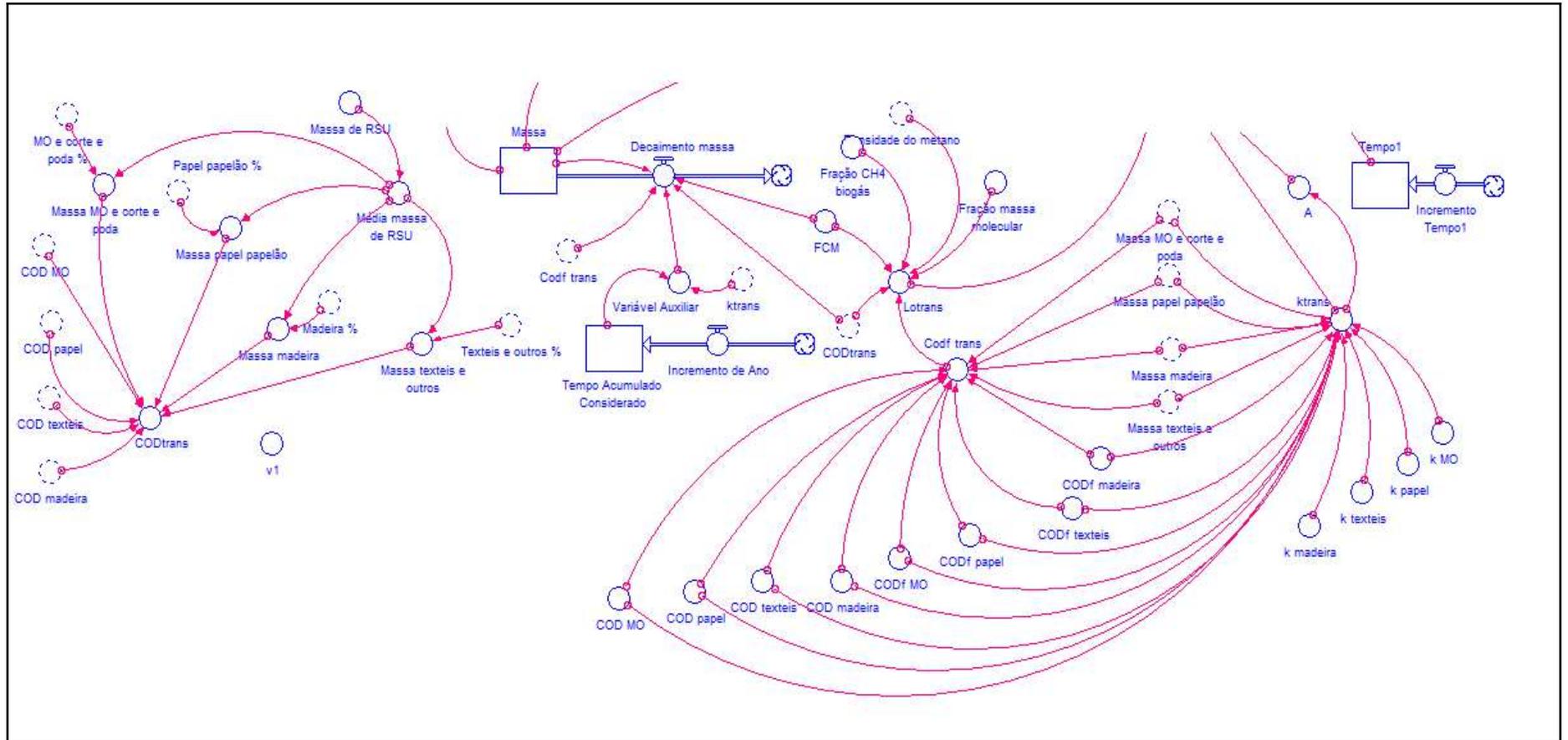


Figura 25b - Módulo Biodegradação: Setor 2.

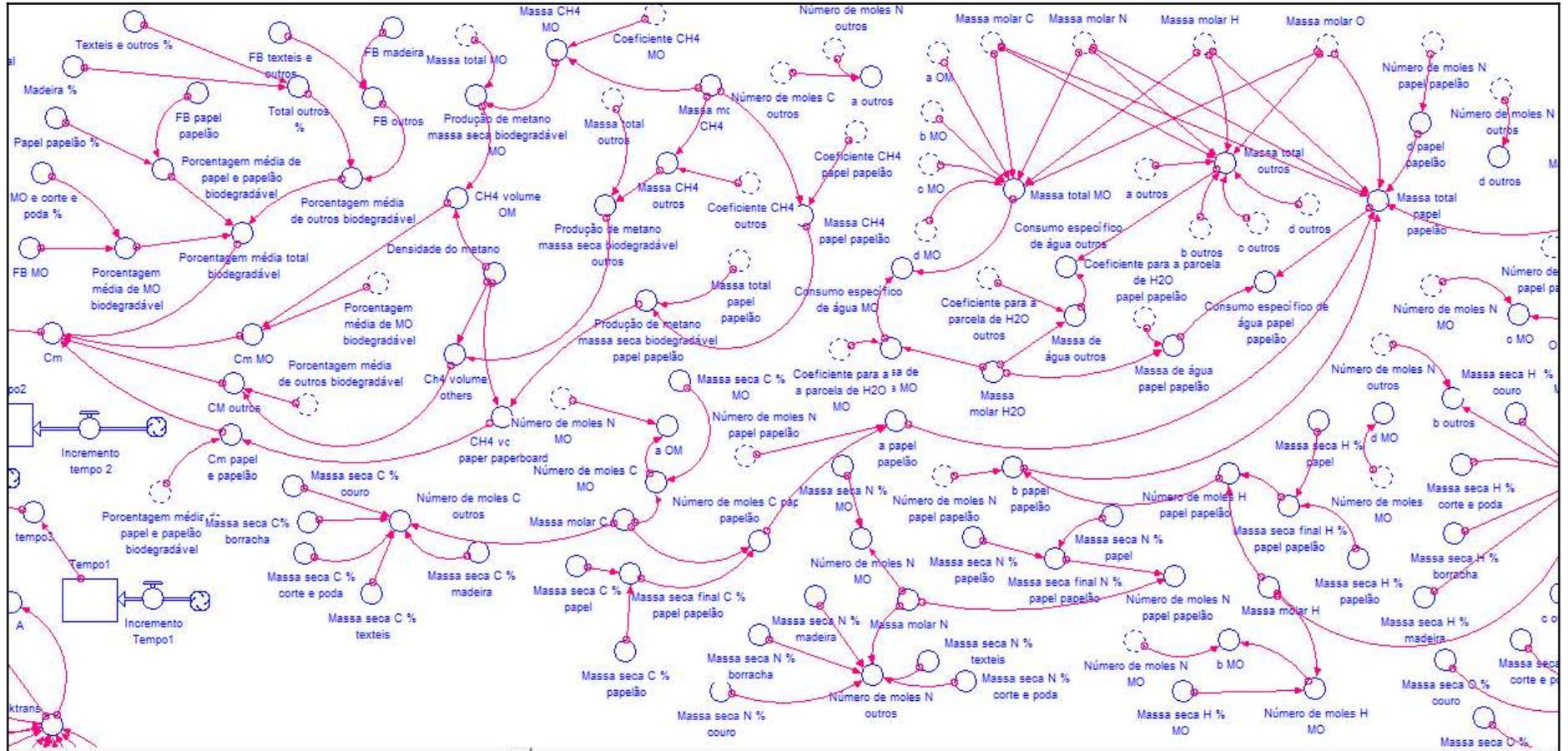


Figura 25c - Módulo Biodegradação: Setor 3.

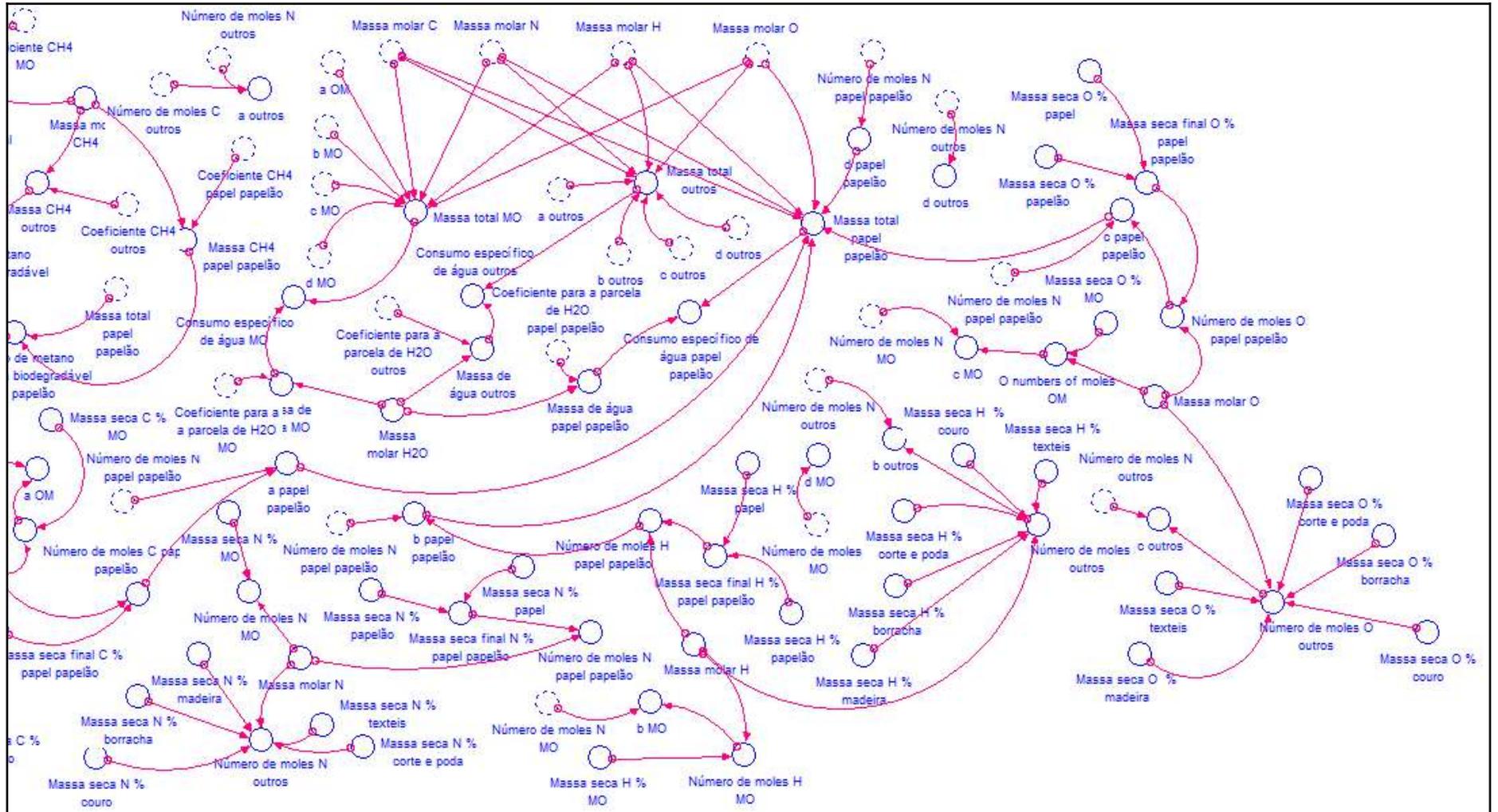


Figura 25d - Módulo Biodegradação: Setor 4.

O armazenamento final, o lixiviado acumulado, a água consumida em volume, a umidade dos RSU, o total de vapor gerado pelas reações de biodegradação, a massa em processo de degradação e a quantidade de metano gerado representam os estoques. O símbolo de fluxo (representado por linhas duplas com setas e interruptores) representam as seguintes taxas: precipitação; evapotranspiração real; escoamento superficial na camada de cobertura; alteração do armazenamento de água no solo; umidade do solo; percolação da água no sistema solo para o sistema RSU; volume de lixiviado gerado por mês; volume de água consumido nas reações; variação da massa de água no maciço; vazão de vapor de água; decaimento da massa de matéria orgânica biodegradável; vazão de metano; incremento de tempo nas reações; variação de pressão e variação do coeficiente de permeabilidade em ambientes não saturados.

As outras variáveis são conversores (representados por círculos vazios) que são interligados por meio do uso de conectores (representados por linhas simples com setas) para calcular a percolação de água no sistema, a quantidade de metano gerado no sistema e a quantidade de lixiviado acumulado.

Após o desenvolvimento da estrutura básica são atribuídos valores iniciais para estoques, equações para fluxos e valores de entrada para os conversores. Com a criação do modelo dinâmico do sistema, o *software* STELLA gera as equações. A Figura 26 apresenta um exemplo para a permeabilidade em meio não saturado. O ANEXO 8 apresenta todos os códigos gerados para o modelo proposto.

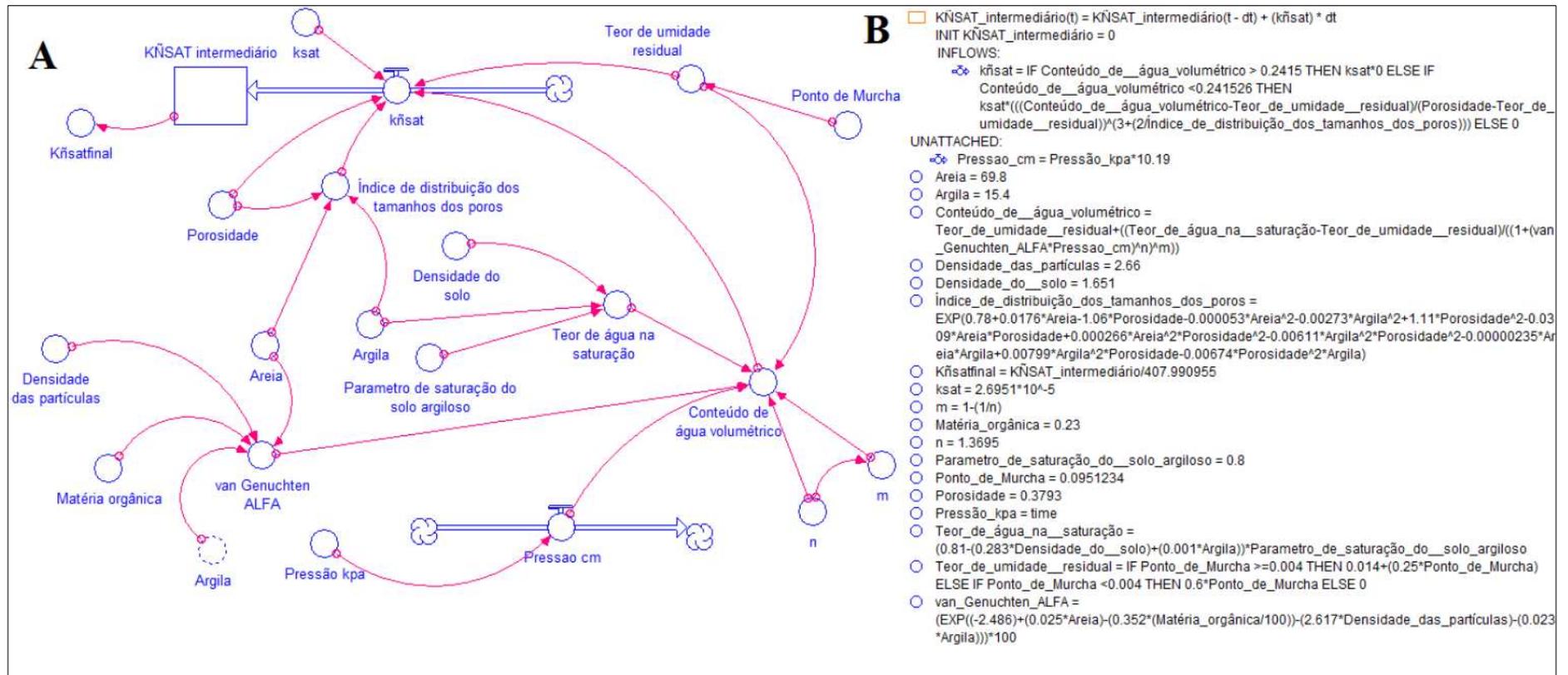


Figura 26 - (A) Diagrama esquemático indicando a tradução do processo de determinação do coeficiente de permeabilidade em meios não saturados dentro de um modelo dinâmico de sistema com o Stella; (B) código do programa associado, gerado automaticamente.

O modelo foi dividido em módulos porque às unidades de tempo para cada ação eram diferentes, permitindo assim a compatibilização e a integração.

4.4.4 Valores Utilizados após a Calibração do Modelo

A calibração do modelo é um processo de obtenção do melhor ajuste entre os dados observados e os resultados simulados, ajustando os parâmetros de entrada extraídos da literatura e de experimentos conduzidos no aterro controlado de Volta Redonda, Rio de Janeiro. A calibração foi realizada na fase da modelagem *hard*. Esta região apresenta clima tropical mesotérmico (Cwa), precipitação intensa no verão e inverno com pouca precipitação, temperaturas máximas médias de 26,8 °C e temperaturas mínimas médias de 16,8° C. A precipitação anual média total de 1987 - 2020 foi de 1386,7 mm (estação operada pela CPRM, código: 2244041) (INEA, 2009). Modificações no modelo final podem ser realizadas através da substituição do método Thornthwaite por outros métodos (*e.g.* método de Penman-Monteith) caso existam dados climáticos disponíveis e por outros valores dos parâmetros de acordo com as características da área. O material de cobertura do “aterro controlado” foi caracterizado por Araújo (2010), e o resumo dos resultados é apresentado na Tabela 14.

Tabela 14 - Características físicas do solo de cobertura no aterro controlado de Volta Redonda.

Parâmetros	Unidades	Resultados
Capacidade de Troca Catiônica	mg/dm ³	432,20
Porcentagem de matéria orgânica	g/Kg	23,11
Umidade à 105°C	%	9,667
Densidade Real dos Grãos	g/dm ³	2,660
Limite de liquidez	%	54,89
Limite de plasticidade	%	32,88
Índice de plasticidade	%	22,01
Fração <5µm	%	37
Massa específica aparente seca (densidade do solo)	g/cm ³	1,651
Umidade inicial	m ³ /m ³	0,209
Areia	%	69,8
Silte	%	14,8
Argila	%	15,4

Fonte: Adaptado de Araújo (2010).

A capacidade de água disponível e o armazenamento de água no solo foram determinados através dos teores de argila e areia e da porosidade. O volume de solo de cobertura utilizado na área foi identificado nas referências documentais obtidos na Prefeitura de Volta Redonda - “Projeto Executivo de Remediação e Encerramento do Lixão de Volta Redonda” (RIZOMA, 2007).

A área superficial real do aterro e o volume de RSU dispostos foram obtidos através do Modelo Digital de Terreno (MDT) e a espessura da camada de cobertura foi calculada através da divisão do volume do solo de cobertura pela área real do aterro.

As características dos RSU (composição gravimétrica) foram determinadas através de verificação documental obtida na Prefeitura de Volta Redonda. As determinações da fração biodegradável total dos RSU e dos valores previstos pelas equações estequiométricas (Fator de Conversão Médio - $FC_{\text{médio}}$ ou C_m), são parâmetros de entrada para o cálculo do Potencial de Geração de Metano - L_0 e do Consumo Médio final de Água. Os parâmetros peso específico dos RSU compactados, umidade média dos RSU foram indicados como valores médios encontrados nas referências bibliográficas (valores de laboratório) e documentais e os valores de Carbono Orgânico Degradável (COD), Carbono Orgânico Degradável Assimilado (COD_f), Potencial de Geração de Metano (L_0) e Taxa de Decaimento (k) foram calculados através da translação de parâmetros dos modelos de primeira ordem segundo Krause e colaboradores (2016), em que são utilizadas a composição gravimétrica e os valores padrões usualmente utilizados.

As condições da área representadas pelo Fator de Correção do Metano (FCM) foram atualizadas segundo Wangyao e colaboradores (2010) e utilizadas como referência. A Fração de Metano (F) presente no biogás foi recomendada pelo IPCC (2006). O cálculo de geração de metano na área foi realizado através da metodologia de cinética de primeira ordem do IPCC (modelo de decaimento de primeira ordem adaptado através do fator de normalização).

O modelo de geração de lixiviado acoplado ao modelo de referência utilizou os dados climáticos disponíveis, os valores calculados através do Método do Balanço Hídrico Global adaptados para as condições locais, os valores calculados para água consumida nas reações de biodegradação, os valores de quantidade de vapor de água que sai com o biogás gerado, o valor médio da umidade dos RSU e o valor médio calculado para a Capacidade de Campo dos RSU. A Tabela 15 lista os valores dos parâmetros de entrada selecionados após a calibração.

A validação do modelo é um processo de comparação de outro conjunto de dados observados com os resultados da simulação sem ajustar qualquer valor do parâmetro de entrada. O conjunto de dados observados foi obtido através das referências documentais identificadas na sede do Ministério Público: Ação Civil Pública: ACP nº 0002992-48.2003.4.02.5104; Licença de Remediação - DILAMNOT/00002951; Multa pessoal para o

representante legal do município de Volta Redonda: Processo 0001167 - 25.2010.4.02.5104 e Termo de Ajustamento de Conduta: TAC nº 2003.5104002992-9 (RIZOMA, 2007).

Tabela 15 - Valores dos parâmetros de entrada utilizados após a calibração do modelo de geração de biogás e lixiviado em áreas de disposição de RSU.

Parâmetros	Valores	Fonte
Temperatura média [°C]	Medidas de série temporal (21,8)	Calculado a partir das normais climatológicas - INEA (2009).
Precipitação média (1987 - 2015) [mm]	Medidas de série temporal (115,6)	Calculado a partir dos dados da estação operada pela CPRM (Código: 2244041)
Evapotranspiração Potencial média [mm]	Medidas de série temporal (87,23)	Calculado
Evapotranspiração Real média [mm]	Medidas de série temporal (79,84)	Calculado
k_{sat} [cm/ s]	2.6951×10^{-5}	Calculado
Capacidade de campo [m ³ /m ³] - características texturais	0,1616	Calculado
Ponto de Murcha [m ³ /m ³] - características texturais	0.0951	Calculado
Capacidade de campo [m ³ /m ³] - van Genutchen (P = 33 kPa)	0.1404	Calculado
Ponto de Murcha [m ³ /m ³] - van Genutchen (P = 1500 kPa)	0.0631	Calculado
Volume do solo de cobertura [m ³]	19551	Referência documental
Espessura da camada de solo de cobertura [m]	0,5317	Calculado
Capacidade de água disponível [mm H ₂ O/ m]	176,89 - textura 205,62 - van Genutchen	Calculado
Armazenamento de água no solo [mm]	94,05 - textura 109,32 - van Genutchen	Calculado
Água total disponível para estimativa da ETR [mm/ano ¹]	719,9	Calculado
Declividade média [%]	2	Mapa de Declividade
θ_{solo} [m ³ /m ³] (conteúdo volumétrico médio do solo)	0,1457 - textura 0,1333 - van Genutchen	Calculado
$\theta_{residual}$ [m ³ /m ³] (PM \geq 0,04)	0,03778 - textura 0,02977 - van Genutchen	Calculado
$\theta_{saturado}$ [m ³ /m ³] (conteúdo volumétrico saturado do solo)	0,2865	Calculado
α (parâmetro de van Genuchten) [1/cm ¹]	0,0316803	Calculado
ϕ_b [cm] (pressão de borbulhamento)	44.39	Calculado

λ (índice de distribuição dos tamanhos dos poros)	2,05774	Calculado
n (parâmetro de van Genuchten)	1,3695	Calculado
Coefficiente por tipo de solo e topografia - C [adimensional]	0,4	Tabelado
Coefficiente dependente da estação - α [adimensional]	0,43 (estação úmida) 0,33 (estação seca)	Tabelado
Coefficiente de Escoamento superficial [adimensional]	0,172 (estação úmida) 0,132 (estação seca)	Calculado
Área superficial real do solo de cobertura [m ²]	36770,96	MDT
Escoamento Superficial médio [mm]	Medidas de série temporal (18,98)	Calculado
Matéria orgânica / Resíduos alimentares [%]	53,03	Referência documental
Papel / Papelão [%]	16,57	Referência documental
Têxteis, borracha, couro, resíduos de corte e poda [%]	5,62	Referência documental
Madeira [%]	0,65	Referência documental
Volume de RSU disposto [m ³]	516204,79	MDT
Peso específico RSU compactado [ton x m ³]	0,7	Valor médio para RSU compactados identificado nas referências bibliográficas
Umidade média dos RSU [%]	0,6	Rodrigues <i>et al.</i> (2022)
Peso final total dos RSU [ton]	361343,353	Calculado
Fator de conversão médio - FC _{médio} ou Cm [m ³ CH ₄ /ton ¹ massa seca]	499,31	Calculado
Consumo médio final de água: [m ³ H ₂ O/ton ¹ massa seca]	0,2569	Calculado
Fração de Carbono Orgânico dissociada COD _{f,médios} (dados de laboratório por tipo de RSU) [% em massa]	Matéria orgânica - 0,64 Papel/papelão - 0,37 Têxteis, borracha, couro, resíduos de corte e poda - 0,23 Madeira - 0,21	Valores identificados nas referências bibliográficas
Carbono Orgânico Degradável por tipo de RSU - COD _i [% em massa]	Matéria orgânica - 0,15 Papel/papelão - 0,4 Têxteis, borracha, couro, resíduos de corte e poda - 0,17 Madeira - 0,3	Valores identificados nas referências bibliográficas
Fator de Correção de Metano - FCM [%]	65	Wangyao e colaboradores (2010)
Fração de CH ₄ no biogás - F [%] Recomendado pelo IPCC	50	IPCC (2006)

COD transladado [% em massa]	0,20736	Calculado
CODf transladado [% em massa]	0,49602	Calculado
Potencial de Geração de Metano - L_0 [$m^3 CH_4/ton^1$ RSU]	62,1824	Calculado
Taxa de decaimento - k [$1/ano^1$]	0,2879	Calculado
Densidade do gás metano [ton/m^3]	0,0007168	Tabelado
Metano Recuperado - RX [$m^3 CH_4/ano^1$]	0	Calculado
Fator de oxidação do metano na superfície da área de disposição - OX	0	Calculado
Fator de normalização da equação de decaimento de primeira ordem - A [adimensional]	0,869	Calculado
Capacidade média de campo dos RSU [%]	36,8151	Calculado

O teste de acurácia do modelo de geração de biogás e lixiviado foi realizado através da redução da Raiz do Erro Médio Quadrático (REMQ - *Root - Mean - Square Error - RMSE*) entre os dados observados e os dados simulados.

4.4.5 Aplicação do Modelo

Dois cenários de simulação foram realizados neste estudo. O primeiro cenário (cenário de base) foi escolhido para quantificar os processos de geração de metano sob condições locais entre os anos de 1987 a 2087 (100 anos de estimativa) e lixiviado médio acumulado durante um ano utilizando os dados médios de precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial e alteração no armazenamento entre o período de 1987 - 2020. Neste cenário, todas as condições de simulação e parâmetros de entrada foram iguais aos usados na calibração do modelo.

O segundo cenário (análise de sensibilidade) foi selecionado para projetar os impactos potenciais das condições extremas dos parâmetros indicados na literatura: taxa anual de precipitação; temperatura (evapotranspiração); características físicas do solo (densidade); declividade da área; peso específico dos RSU; umidade média dos RSU; potencial de geração de metano (L_0); constante de geração de metano (k); e, capacidade de campo dos RSU. Neste segundo cenário, todas as condições de simulação e valores de parâmetros de entrada são os mesmos usados no primeiro cenário, exceto para os indicados.

4.4.5.1 Cenário de Base

A variação da geração de metano, a análise comparativa da geração de metano do modelo DS com os dados obtidos através do LandGEM, a variação da geração de lixiviado na área de disposição de RSU e a comparação com o Modelo Suíço para os períodos indicados no primeiro cenário são apresentadas na Figura 27, 28, 29 e 30, respectivamente.

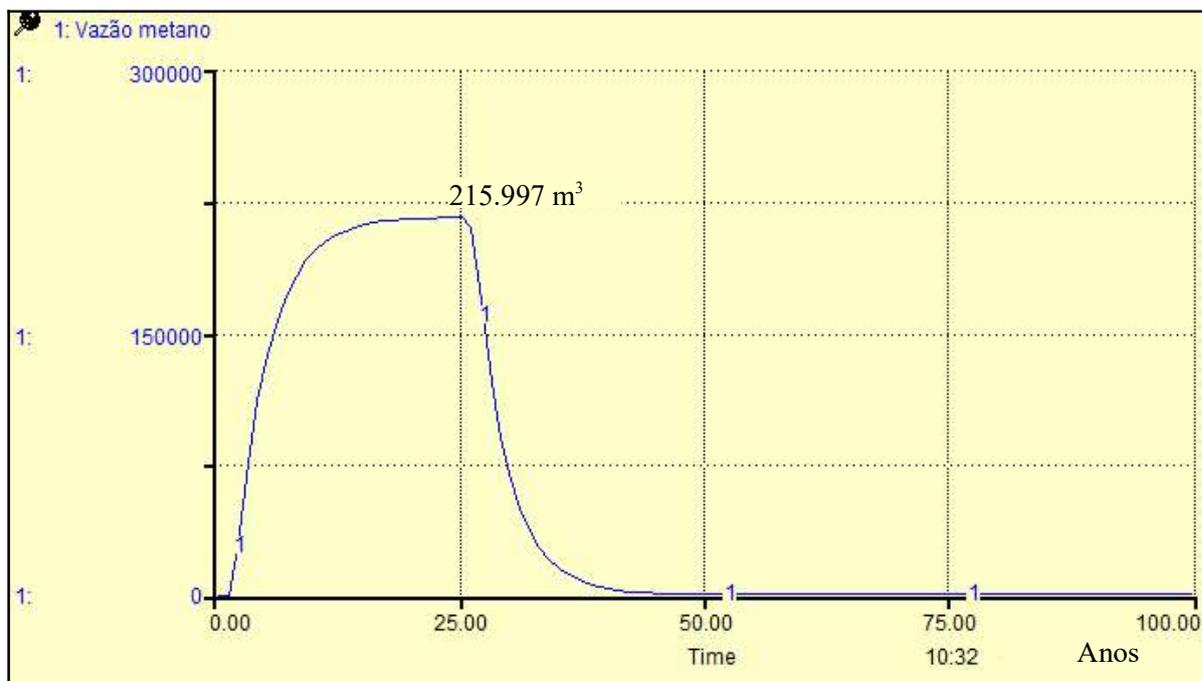


Figura 27 - Geração de metano para um período de 100 anos.

De acordo com a Figura 27, a geração máxima de metano ocorre no ano 2012, cinco anos após o encerramento das atividades e a imposição das medidas de controle de disposição de RSU: $Q_{CH_4} = 215.997,10 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{ano}$. Os principais parâmetros que influenciam nos resultados são: quantidade dos RSU; características dos RSU, potencial de geração de metano - L_0 ; constante de geração de metano k . A quantidade da massa de RSU depositada é constante para as áreas descomissionadas ou em processo de encerramento e para as áreas abandonadas sem continuidade das atividades de disposição.

A Figura 28 apresenta a comparação das curvas entre a geração de metano do modelo DS e os dados obtidos através do LandGEM, adaptados para as condições de clima tropical e para as características da área.

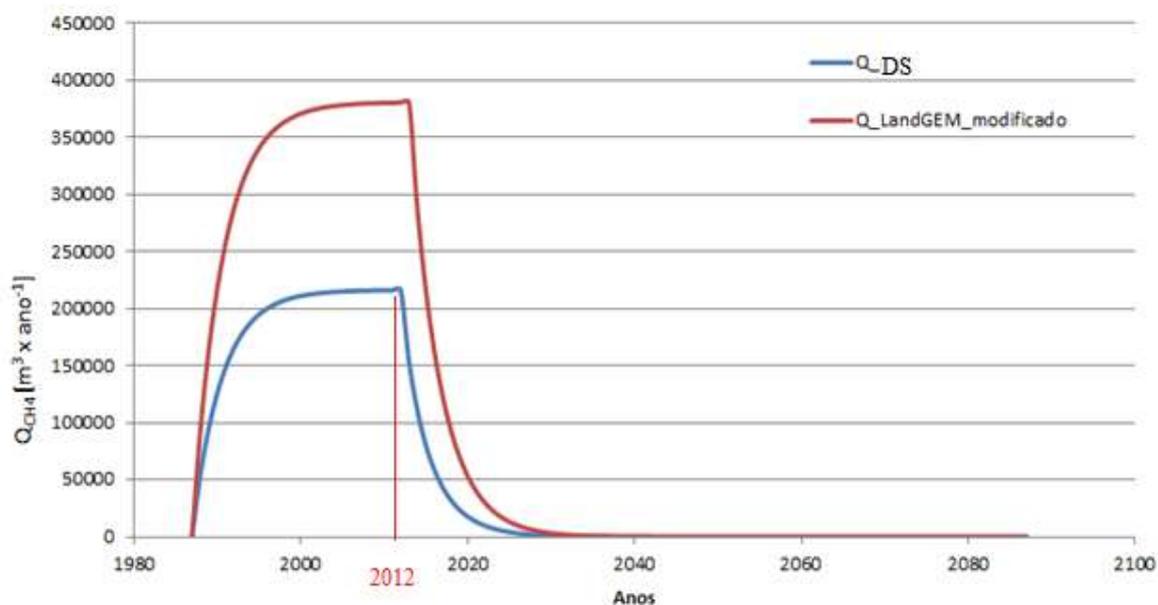


Figura 28 - Vazões Anuais de Metano estimadas utilizando o modelo DS e o LandGEM.

A diferença entre o total gerado de metano para 100 anos de estimativas utilizando os dois modelos indicados na Figura 28 foi de 4.565.354,57 m³ ou 91.628,49 ton CO₂ eq (PAG = 28). O modelo LandGEM é o mais aplicado no mundo devido à sua simplicidade, no entanto seu desenvolvimento foi baseado nas características de clima temperado. Apesar de promover estimativas para comparação entre os diferentes modelos criados, a sobrestimação dos dados oriundos do LandGEM é uma característica intrínseca do modelo. Mesmo sendo adaptado nesta pesquisa para as características locais os valores entre os dois modelos são muito divergentes em termos de produção final (85,59%), porém, o formato das curvas simuladas apresenta semelhança, o que indica a convergência na utilização dos parâmetros e na modelagem utilizando DS.

O estudo realizado por Bruce e colaboradores (2017) indicou uma redução de 37,6% na raiz quadrada do erro médio para as taxas de emissão utilizando valores padrões do LandGEM e valores otimizados com melhor ajuste das curvas com medições *in situ* em um total de 25 casos (cinco fórmulas e cinco abordagens) em 4 aterros localizados em clima temperado. Esses resultados mostram uma sobrestimação de 60,1% entre os valores observados (parâmetros padrões) e os valores estimados (parâmetros otimizados) (BRUCE; NG; RICHTER, 2017).

Utilizando essas atualizações, pode-se inferir que a diferença em termos de produção final entre os resultados do modelo DS desenvolvido nesta pesquisa e os resultados do LandGEM adaptado e atualizado com a redução dos erros foi de 11,54%. A diferença

atualizada entre o total gerado de metano para 100 anos de estimativas utilizando esses dois modelos foi de 615.739,62 m³ ou 12.358,14 ton CO₂ eq. (PAG = 28). Esses resultados indicam que o modelo DS proposto apresenta acurácia para determinação da vazão total de metano gerado em áreas de disposição de RSU sem controle operacional com uma redução de 99,99% entre as quantidades de CO₂ eq.

Após a determinação do volume de RSU utilizando as técnicas e ferramentas de geoprocessamento, o principal desafio é a determinação dos valores de L₀ e k para as condições locais para estimar a produção de biogás. As formas de obtenção desses parâmetros incluem valores padrões sugeridos pela USEPA e pelo IPCC, estimativas teóricas, experimentos de laboratório e análise de ajuste de curvas. Nesse sentido, procedimentos simplificados de estimativa desses parâmetros facilitam a otimização na sua obtenção para fins preliminares e para países onde o acesso ao conhecimento especializado é difícil. A Tabela 16 apresenta os valores padrões, os valores determinados em laboratório e os valores calculados nesta pesquisa para fins de comparação.

Tabela 16 - Valores de L₀ e k

L ₀ [m ³ CH ₄ /ton RSU]	k [1/ano]	Fonte	Observações
62,182	0,2879	Calculado	Valores utilizados para o período de 1987 - 2087.
65,9	0,21	(MACHADO <i>et al.</i> , 2009)	Resultados de laboratório para RSU novos e escavados. Resultado ajustado de acordo com IPCC.
66,62	0,21	(IPCC, 2006)	
Valor dependente do tipo de RSU: COD = 0,15 COD _{calculado} = 0,2	0,07 - papel 0,035 - madeira 0,170 - poda/capina 0,4 - alimentares 0,15 - 0,2 - RSU	(IPCC, 2006) Calculado	Calculado de acordo com IPCC para clima tropical úmido Calculado para esta pesquisa
60,30 64,12 23,08 31,22	0,33	(WANGYAO <i>et al.</i> , 2010b)	Aterro controlado Aterro Controlado Área sem controle Área sem controle Clima tropical úmido
117,14 84,10 140,0 115,78	0,1 0,102 0,09 0,08	(SANTOS; ROMANEL; VAN ELK, 2017)	CTR Nova Iguaçu Bandeirantes ESTRE Paulínia Caieiras Calculados através de retroanálise
58,37 73,01 68,71 75,43	0,17 0,17 0,17 0,09	(SANTOS; ROMANEL; VAN ELK, 2017)	CTR Nova Iguaçu Bandeirantes ESTRE Paulínia Caieiras Calculados através do método do IPCC (2006)

65,67 76,73 140,0 115,78	0,1 0,105 0,09 0,08	(SANTOS; ROMANEL; VAN ELK, 2017)	CTR Nova Iguaçu Bandeirantes ESTRE Paulínia Caieiras Calculados através do método do IPCC (1997)
100,0 (estimativa conservadora) 115 - aterro 1 95 - aterro 2 87 - aterro 3	0,3 (estimativa conservadora) 0,21 - aterro 1 0,11 - aterro 2 0,12 - aterro 3	(FAOUR; REINHART; YOU, 2007)	Estimativa conservadora sugerida com base nos parâmetros de intervalo de confiança de 95% em 3 aterros de ambientes úmidos nos EUA.
96	0,7	(USEPA, 2005)	Ambiente úmido
5 - 25 resíduos inertes 140 - 200 resíduos moderadamente degradáveis 225 - 300 resíduos rapidamente degradáveis	0,09	(WORLD BANK, 2004)	Ambiente úmido ($P_{\text{anual}} > 1000 \text{ mm}$)
98,4	0,15 0,2	(MACIEL; JUCÁ, 2011)	$P_{\text{média_anual}} = 2460 \text{ mm}$ $ETP_{\text{média}} = 1390 \text{ mm}$ $T_{\text{média}} = 25,5 \text{ °C}$ $Umidade_RSU_{\text{média}} = 52,3\%$ Landgem Calculado através da composição dos RSU
COD = 0,14492 COD _{calculado} = 0,2	0,18 - alimentares 0,24 - fraldas 0,43 - madeira 0,4 - papel/papelão 0,24 - têxteis	(MACIEL; JUCÁ, 2011)	$P_{\text{média_anual}} = 2460 \text{ mm}$ $ETP_{\text{média}} = 1390 \text{ mm}$ $T_{\text{média}} = 25,5 \text{ °C}$ $Umidade_RSU_{\text{média}} = 52,3\%$ IPCC Calculado através da composição dos RSU
COD = 0,1895 COD _{calculado} = 0,2	0,21 - alimentares 0,32 - fraldas 0,46 - madeira 0,45- papel/papelão 0,40 - têxteis	(MACIEL; JUCÁ, 2011)	$P_{\text{média_anual}} = 2460 \text{ mm}$ $ETP_{\text{média}} = 1390 \text{ mm}$ $T_{\text{média}} = 25,5 \text{ °C}$ $Umidade_RSU_{\text{média}} = 52,3\%$ IPCC ajustado

O valor médio calculado nesta pesquisa para o Potencial de Geração de Metano ($L_0 = 62,182 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{ton}^1 \text{ RSU}$) é menor que os valores padrões apresentados na literatura técnica que utilizam os métodos tradicionais, no entanto apresenta similaridade quando comparado com os valores obtidos através de pesquisas realizadas a partir das características gravimétricas em laboratório. Na prática, o potencial nunca é alcançado devido à inacessibilidade de certos componentes e a incapacidade de todos os resíduos biodegradarem.

As diferenças identificadas entre os valores padrões e os conservadores se devem ao teor de umidade natural dos resíduos que compensa o alto valor de carbono orgânico degradável ($\text{COD}_{\text{calculado}} = 0,2$). Em relação ao valor obtido para a constante de geração de

metano (k), observa-se que o valor calculado nesta pesquisa ($k = 0,28$) é compatível com as condições ambientais locais (altas temperaturas e teor de umidade elevado - ambientes tropicais úmidos), que tendem a acelerar o processo de biodegradação da matéria orgânica.

Os cálculos das emissões de metano através da equação de decaimento indicam a constante de geração de metano de 0,2879/ano, que é equivalente a 2,4 anos em termos de meia-vida ($\text{meia-vida} = \ln 2 / k$), que é maior do que 0,17/ano sugerido como valor padrão na metodologia do IPCC, o que pode ser explicado pelo alto teor de umidade dos resíduos, em que a matéria orgânica é o principal componente ($> 50\%$ para os RSU do aterro controlado de Volta Redonda). O alto teor de COD na massa de resíduos nos países em desenvolvimento de clima tropical combinado com elevadas taxas de acúmulo de lixiviado na massa de RSU dispostas pode ser a principal razão para o elevado valor da constante de geração.

Estudo realizado no aterro sanitário de Paulínia, São Paulo, comparou a taxas de geração de biogás utilizando nos cálculos a composição gravimétrica por tipo de RSU e a composição por massa total com os dados de biogás extraído de poços, indicando que o modelo de decaimento do IPCC quando utiliza a composição por tipo de resíduos nos cálculos apresenta boas estimativas e quando utiliza a abordagem por massa total de RSU sobrestima as taxas de geração de biogás (PENTEADO *et al.*, 2012).

A presente pesquisa utilizou as características por tipo de RSU nas estimativas, que foram indicadas através dos cálculos de carbono orgânico degradável ($\text{COD}_{\text{transladado}} = 0,2073$) que leva em consideração o carbono orgânico degradável por tipo de RSU (COD_i ; $\text{COD}_{\text{matéria_orgânica}} = 0,15$, $\text{COD}_{\text{papel_papelão}} = 0,4$, $\text{COD}_{\text{poda_capina}} = 0,17$, $\text{COD}_{\text{madeira}} = 0,3$) de acordo com a Equação 50 e da fração de carbono orgânico degradável assimilável ($\text{CODf}_{\text{transladado}} = 0,4960$) que leva em consideração a fração de carbono orgânico degradável médio por tipo de RSU ($\text{CODf}_{\text{médios}_i}$; $\text{CODf}_{\text{matéria_orgânica}} = 0,64$, $\text{CODf}_{\text{papel_papelão}} = 0,37$, $\text{CODf}_{\text{poda_capina}} = 0,23$, $\text{CODf}_{\text{madeira}} = 0,21$) de acordo com a Equação 51:

$$\text{COD}_{\text{transladado}} = \frac{\sum \text{COD}_i \times \text{MassaRSU}_i}{\sum \text{MassaRSU}_{\text{total},i}} \quad (50)$$

$$\text{CODf}_{\text{transladado}} = \frac{\sum \text{COD}_i \times \text{CODf}_{\text{médio}} \times \text{MassaRSU}_i}{\sum \text{COD}_i \times \text{MassaRSU}_i} \quad (51)$$

Pode-se afirmar que a translação dos parâmetros permitiu melhorar a acurácia nas estimativas além de proporcionarem uma boa concordância entre o valor de k e o valor de L_0

calculados e os valores apresentados na Tabela 16 (clima tropical úmido), refletindo-se diretamente nas taxas de geração de metano.

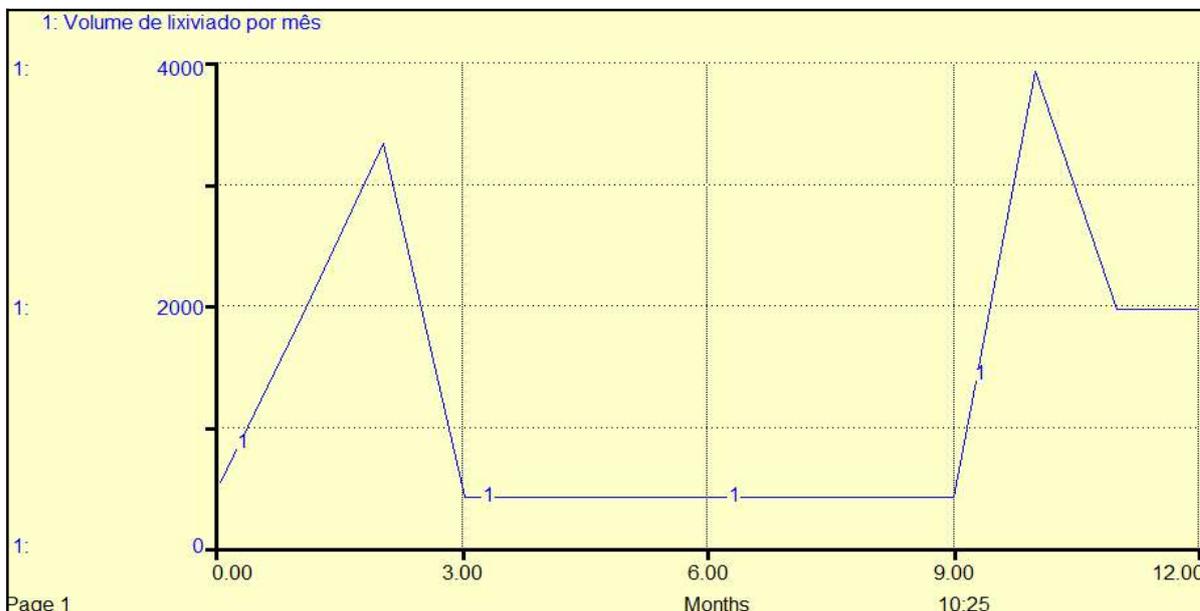


Figura 29 - Geração de lixiviado [m³/mês] para o ciclo hidrológico de um ano.

A Figura 29 indica a vazão média mensal em metros cúbicos de lixiviado utilizando os dados de precipitação médios mensais do período de 1987 - 2020 para o modelo DS. A vazão média obtida $Q_{\text{lixiviado}} = 0,4660 \text{ L/s}$ é semelhante ao valor calculado quando se utiliza o modelo Suíço como referência - $Q_{\text{lixiviado}} = 0,41 \text{ L/s}$ - Figura 30 -, apresentando uma redução percentual de 10,87% entre os dois. O modelo proposto considera o balanço hídrico adaptado na camada de cobertura do solo, a área superficial real determinada através do Modelo Digital de Terreno, a água consumida nas reações de biodegradação da matéria orgânica, o vapor de água que sai com o biogás gerado, a umidade natural média dos RSU e a capacidade de campo dos RSU e o Modelo Suíço considera o coeficiente dependente do grau de compactação dos RSU (0,25 a 0,50 - fraca compactação; 0,15 a 0,25 - forte compactação; Adotado $K = 0,25$).

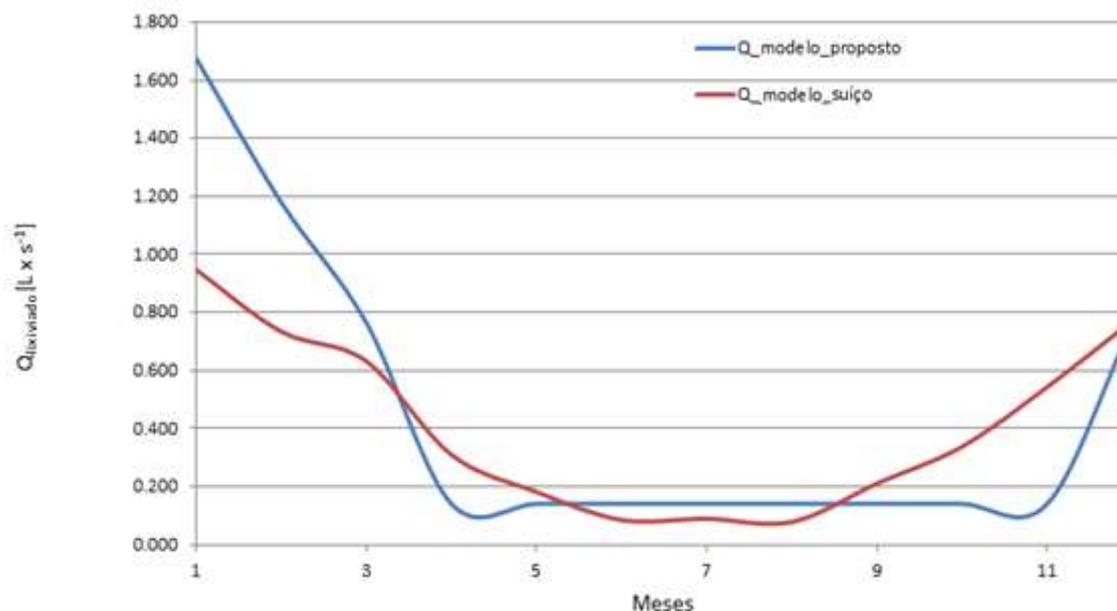


Figura 30 - Comparação entre a vazão gerada para o modelo DS e para o modelo Suíço.

No ano de 2010 foram instalados sistemas de controle do lixiviado gerado (drenos de captação e lagoas de tratamento). Antes da instalação do sistema o lixiviado era acumulado em tanques de recepção com vazão média diária de 39,00 m³/dia, 39,68 m³/dia, 45,5 m³/dia e 41 m³/dia para os anos 2007, 2008, 2009 e 2010 (Ação Civil Pública: ACP nº 0002992-48.2003.4.02.5104). Em 2011 a vazão média diária identificada foi de 40,57 m³/dia e nos anos seguintes as medições não foram mais realizadas (VASCONCELOS, 2014; RIZOMA, 2007). A precipitação acumulada total para o ano de 2009 foi de 2064,7 mm, significativamente maior que a média de 1386,7 mm (1987 - 2020), refletindo-se diretamente na geração de lixiviado na área.

De acordo com os dados de vazão, pode-se afirmar que o modelo proposto simula com elevada acurácia os dados reais, apresentando diminuições percentuais de 1,79% e 0,08% para os anos de 2007 e 2008 respectivamente e aumentos percentuais de 14,58%, 3,25% e 2,17% para os anos de 2009, 2010 e 2011 respectivamente. Com exceção do ano de 2009, que apresentou um aumento percentual acima de 10%, principalmente pelo excesso de precipitação que se transformou em lixiviado, os anos que foram comparados as reduções e os aumentos percentuais se encontram abaixo de 5% em relação à vazão estimada, indicando uma excelente aproximação do modelo usando as ferramentas de DS.

A análise de qualidade estatística dos dados observados na geração de lixiviado e os dados modelados indicam que quanto maior for erro médio absoluto, maior será a raiz do erro quadrático médio e pior o desempenho do modelo - Tabela 17.

Tabela 17 - REMQ e Desvio Padrão para a vazão de lixiviado em litros por segundo [L/s]

Anos	Erro médio Absoluto	Erro Médio Quadrático	Raiz do Erro Médio Quadrático REMQ	REMQ sem os dados de 2009	Desvio padrão	Desvio padrão sem os dados de 2009
2007	0.014635095	0.000214186	0.0283	0.0092860	0.0295	0.0103
2008	0.006764725	4.57615E-05				
2009	0.060596386	0.003671922				
2010	0.008513053	7.24721E-05				
2011	0.003536201	1.25047E-05				

A diferença sistemática do REMQ para todos os anos de dados observados (2007 - 2011) indica um valor elevado devido ao alto índice de precipitação no ano de 2009 (48,89% acima da média), já o valor de REMQ, removendo-se os dados do ano de 2009, apresenta um valor muito baixo de 0,0092 em que $RMSE < \text{Desvio Padrão}$ corroborando a acurácia do modelo.

A quantificação do lixiviado gerado levou em consideração a Capacidade de Campo e o Ponto de Murcha utilizando as características físicas do solo. A Figura 31 apresenta a evolução do conteúdo de água volumétrico e a pressão (potencial matricial - cm) e a Figura 32 apresenta a Curva de Retenção de água para o solo da área de estudo, possibilitando a determinação da umidade na CC e no PM para os potenciais matriciais de 33 e 1500 kPa utilizando o modelo de van Genuchten.

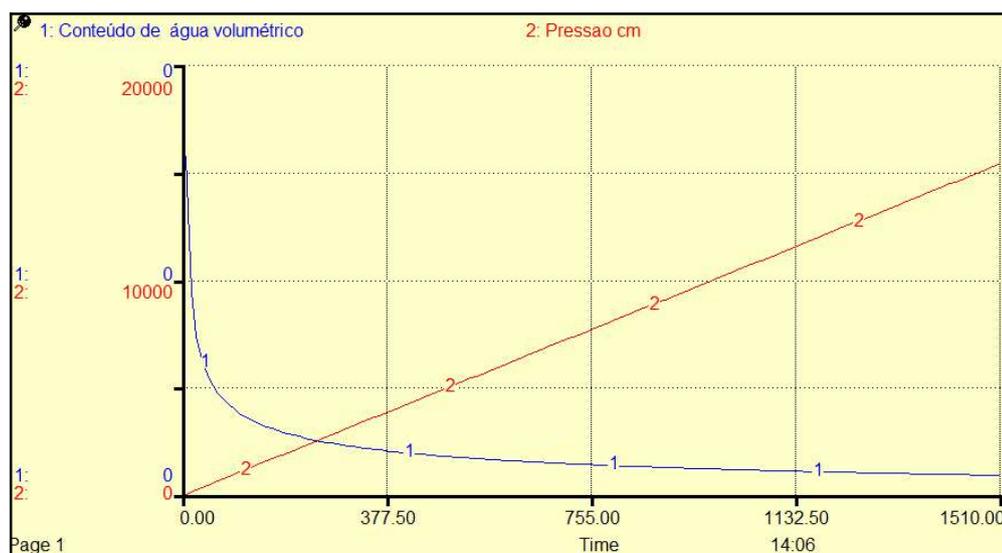


Figura 31 - Evolução do conteúdo volumétrico de água no solo e do potencial matricial

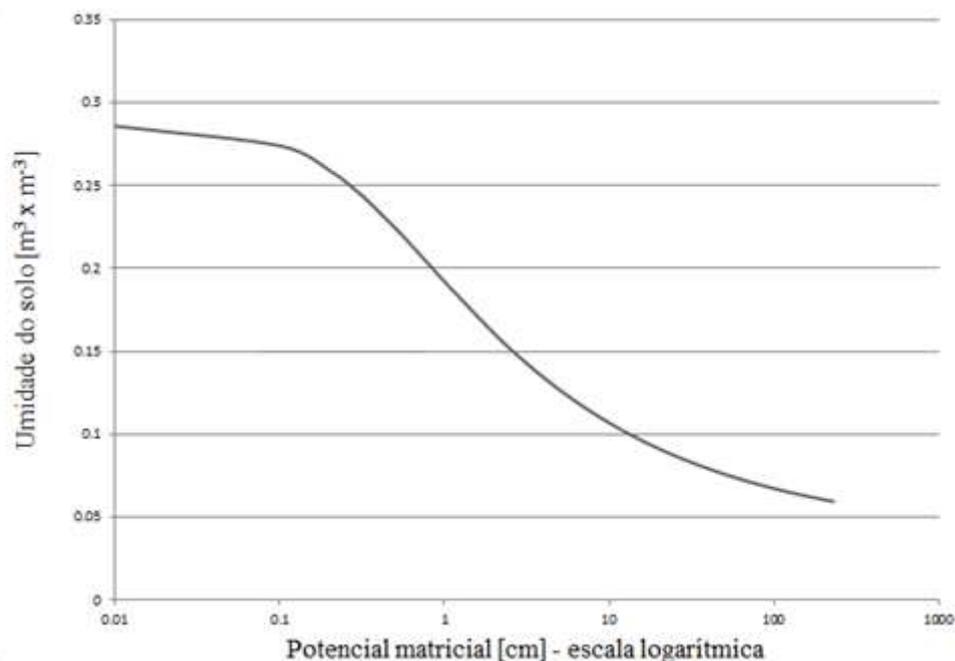


Figura 32 - Curva de Retenção de água

A determinação da umidade nos potenciais matriciais de 33 kPa e de 1500 kPa permitiram calcular os valores apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 - Umidades nos potenciais matriciais da CC e do PM, coeficiente de permeabilidade não saturado e lixiviado acumulado de acordo com as características físicas do solo e utilizando o modelo de Van Genutchen.

Parâmetros	Valores de acordo com as características texturais	Valores de acordo com o modelo de van Genutchen
$\theta_{33\text{kPa}} [\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.1616	0.1404
$\theta_{1500\text{kPa}} [\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.0951	0.0631
$k_{\text{nsat}} [\text{cm/s}]$	$7,7838 \times 10^{-8}$	$8,0512 \times 10^{-8}$
Lixiviado acumulado [m³]	14495,0	14505,0

O aumento percentual em relação ao volume de lixiviado acumulado foi de 0.07% utilizando o modelo de van Genutchen.

Com base nestes resultados, a aplicação, integração e adaptação de métodos na modelagem do processo de geração de biogás e lixiviado realizada nesta pesquisa pode ser considerada como uma técnica de simulação bem-sucedida e com elevada acurácia que descreve implicitamente o grande número de processos físicos e bioquímicos complexos que ocorrem no interior da massa de RSU e as interações com o entorno.

4.4.5.2 Análise de Sensibilidade

Os seguintes parâmetros foram modificados para analisar a influência na geração de lixiviado e metano: taxa anual de precipitação; temperatura (evapotranspiração);

características físicas do solo (densidade); declividade da área; peso específico dos RSU; umidade média dos RSU; potencial de geração de metano (L_0); constante de geração de metano (k); capacidade de campo dos RSU. A Tabela 19 apresenta as relações das variações dos parâmetros indicados e a geração de metano e lixiviado.

Tabela 19 - Análise de sensibilidade do modelo de geração de lixiviado e biogás

Parâmetros	Aumento	Redução	Diferença na Geração de metano (%)		Diferença na Geração de lixiviado (%)	
			Variação (aumento)	Variação (redução)	Variação (aumento)	Variação (redução)
Precipitação	30%	30%	0	0	89,61	- 85,38
Temperatura do ar	10%	10%	0	0	- 20,13	21,30
Densidade do solo	10%	50%	0	0	-2,72	21,75
Declividade da área (Intervalo)	2%-7%	0%-2%	0	0	-11,27	-
Peso específico dos RSU	20%	20%	20	-20	5,52	-5,52
Umidade média dos RSU	Máxima - 90%	Mínima - 30%	30	-30	8,76	-10,22
LO	50%	50%	50	-50	-0,79	0,795
K	30%	30%	25,32	-27,71	-0,442	0,489
Capacidade de campo dos RSU	Máxima - 50%	Mínima - 20%	20%	10%	-8,79	3,73

Nota-se que nenhuma diferença na geração de metano ocorre quando se aumenta/reduz a precipitação (30%) e a temperatura do ar (10%) evidenciando o fato do *delay* (atraso) na percolação de água na massa de RSU que promoverá as reações de biodegradação e as propriedades da camada de cobertura que funcionam na criação de condições específicas para o funcionamento de um biorreator. A precipitação influencia diretamente a geração de lixiviado conforme se observa nas colunas 6 e 7 da Tabela 19.

O aumento da temperatura do ar em 10% promove a redução na geração de lixiviado em 20,13%, indicando assim a interferência da evapotranspiração no processo de balanço hídrico no solo. Pelo contrário, a redução da temperatura do ar em 10% ocasiona o aumento na geração de lixiviado em 21,30%.

A densidade do solo influencia diretamente o armazenamento de água no solo. Um acréscimo de 10% na densidade do solo promove um acréscimo de 29,23% no armazenamento e uma redução de 2,72% na geração de lixiviado. A redução da densidade do solo em 50% indica uma redução no armazenamento de água no solo de 88,28% e o aumento na geração de lixiviado de 21,75%.

A declividade da área é de 2%. O aumento da declividade para 7% (valor máximo estipulado para o coeficiente) reduz a geração de lixiviado em 11,27%, indicando que a declividade modifica o processo de infiltração e escoamento superficial. Devido ao intervalo adotado não é possível realizar a determinação de variação de geração de lixiviado para redução da declividade. Observa-se que a declividade não interfere na geração de metano.

O aumento de 20% no peso específico dos RSU (mediamente compactado) proporciona um aumento de 20% na geração de metano e um aumento de 5,52% na geração de lixiviado. A redução de 20% promove a redução de 20% na geração de metano e a redução de 5,52% na geração de lixiviado. Quando se aumenta as passadas de caminhões pelos RSU durante a conformação da área, pode-se alcançar o peso específico de 1,62 ton x m³ incrementando a geração de biogás em torno de 131% e de lixiviado em 36,31%.

O acréscimo de 30% na umidade natural dos RSU eleva a umidade para 90% refletindo-se diretamente no peso de água presente nos RSU promovendo um incremento de 8,76% na geração de lixiviado e de 30% na geração de metano. A redução na umidade para 25%, reflete-se na redução do lixiviado em 10,22% e na redução de geração de metano em 30%. O modelo proposto faz referência à umidade média nos RSU que influencia diretamente o peso específico dos RSU em áreas de disposição final que não apresentem dados de umidade dos RSU, por isso a correlação é igual.

Os principais parâmetros na geração de lixiviado são o potencial de geração de metano (L_0) e a constante de geração de metano (k) demonstrado pela análise de sensibilidade realizada na Tabela 19, em que um aumento de 50% no L_0 leva ao aumento de 50% na geração de metano e uma pequena redução na geração de lixiviado (0,79%) expresso pela perda de água na forma de vapor e nas reações químicas. A proporcionalidade é aplicada para a redução de 50%.

A capacidade de campo dos RSU indica o limite superior de retenção hídrica na massa de resíduos e o seu aumento para 50% influencia a redução de 8,79% na geração de lixiviado. A redução da capacidade de campo dos RSU para 20% influencia no aumento de 3,73% na geração de lixiviado. A influência da capacidade de campo dos RSU na geração de metano acontece através do aumento do peso específico dos RSU em que o aumento para 50% deste parâmetro proporciona um incremento de 20% na geração de metano e a redução para 20% da capacidade de campo indica uma redução de 10% na geração de metano devido ao aumento da geração de lixiviado e redução da umidade no interior da massa de RSU.

Através da análise de sensibilidade, pode-se afirmar que os principais parâmetros que influenciam na geração de metano são: peso específico dos RSU; umidade média dos

RSU; potencial de geração de metano (L_0); constante de geração de metano (k); e , capacidade de campo dos RSU. Os principais parâmetros que influenciam na geração de lixiviado são, em ordem decrescente de importância: precipitação; temperatura; declividade (apenas para os valores do intervalo de 0 - 7%); umidade média dos RSU; capacidade de campo dos RSU.

4.5 Aplicação do IQUADI no Aterro Controlado de Volta Redonda

O novo índice foi aplicado na área de disposição de RSU do município de Volta Redonda - RJ - de acordo com o ANEXO 9. A utilização do IQR - CETESB preenchido é apresentada no ANEXO 10 e as comparações entre os índices são feitas posteriormente.

De acordo com a Equação 49 apresentada no Item 4.2 e utilizando os valores de $IQUADI_{1-6}$ determinados de acordo com o ANEXO 9, obtém-se o valor do IQUADI final para a área de disposição.

$$IQUADI_{FINAL} = \frac{0 + 0.547993 + 0 + 0 + 0.831635 + 0.302079}{6}$$

$$IQUADI_{FINAL} = 0.2802$$

De acordo com o Quadro 11 - Intervalos e recomendações do IQUADI - apresentado no item 4.1, o aterro controlado de Volta Redonda está no intervalo $> 0 - 0,2952$, e a ação específica que o responsável pela resolução de passivos deve adotar é o encerramento da atividade e remediação imediata da área.

Intervalos e recomendações do IQUADI

$IQUADI_{final} = 0,2802$	Ações Recomendadas
$> 0 - 0,2952$	Encerramento da atividade e remediação imediata da área

De acordo com o IQR - CETESB (ANEXO 10) o aterro controlado de Volta Redonda obteve o valor de 5,4, inserido no intervalo de avaliação de 0 - 6, considerado como CONDIÇÕES INDADEQUADAS.

Quando se compara o tipo de avaliação realizada para determinar o valor dos critérios, observa-se que para o IQUADI - “tipo de solo de base” e “escavabilidade do solo” -, e para o critério semelhante utilizado no IQR - “capacidade de suporte do solo” -, as seguintes considerações são feitas:

1 - A escolha do valor (peso) utilizado pelo IQR para “capacidade de suporte do solo” é feita através da avaliação subjetiva do ANEXO 10, indicada como: adequada - peso =

5; inadequada - peso 0. O peso escolhido é transformado em pontos, sendo: adequado - pontos = 5; inadequado - pontos = 0.

2 - A escolha do valor (q) utilizado no IQUADI para “tipo de solo de base” é feita através da análise das características físicas do solo, presente no ANEXO 9, indicada como: pedregulhos ou cascalho, valor q = 1; areia (grossa, média ou fina), valor q = 2; siltes, valor q = 3; argilas, valor q = 4.

3 - A escolha do valor (q) utilizado no IQUADI para “escavabilidade de solo” é feita através da análise das características geológicas e pedológicas da área, indicada como: rocha dura e muito dura (rocha sã a pouco alterada), valor q = 1; rocha branda (mais ou menos rígidas com graus de alteração), valor q = 2; material brando (solos argilosos e arenosos), valor q = 3; friável e fluente (areias, solos orgânicos e turfas), valor q = 4.

Observa-se, claramente, a subjetividade utilizada na avaliação do critério pelo IQR - CETESB, pois a interpretação de escolha entre adequada e inadequada para “capacidade de suporte do solo” não apresenta nenhuma referência como base e escolha do peso.

Por outro lado, a escolha do valor (q) utilizada no IQUADI para critérios semelhantes à “capacidade de suporte do solo” como “escavabilidade de solo” e “tipo de solo de base” é realizada através das características físicas do solo, características geológicas e pedológicas que apresentam metodologias específica para interpretação dos resultados passíveis de erros intrínsecos, mas não passíveis de subjetividade de escolhas sem base de referência.

Essa análise é aplicada para 24 critérios utilizados no IQR - CETESB do total de 41, ou seja, 58% da análise aplicada no IQR apresenta subjetividade.

Quando se observa a aplicação do IQR - CETESB para o aterro controlado de Volta Redonda, chega-se à conclusão de que as condições são inadequadas, sem indicação de ações para a área.

As ações que podem ser realizadas através da análise das condições do aterro - inadequada - estão restritas às interpretações dos 42% dos critérios restantes, que apresentam base de comparação, como por exemplo: “proximidade de núcleos habitacionais” > 500 metros ou \leq 500 metros - possível ação determinada - desapropriação e indenização da população caso o aterro atenda as determinações legais.

A aplicação do IQUADI elimina a subjetividade, pois todos os critérios apresentam intervalos quantificáveis passíveis de mensuração e comparação, além de apresentar o valor de exclusão ($ve = 0$; $ve = 1$) que indica de forma direta o atendimento à legislação

infraconstitucional dos critérios passíveis de análise legal e atendimento aos critérios mínimos de engenharia adotados.

CAPÍTULO 5

5. CONCLUSÃO

Esta Tese possuía como objetivo geral desenvolver um modelo de quantificação de biogás e lixiviado que auxiliaria na redução da subjetividade da avaliação dos critérios de um novo índice de qualidade de área de disposição irregular de RSU

Adaptando as diversas metodologias e modelos foi possível criar um modelo de geração de biogás e lixiviado utilizando como abordagem principal a Dinâmica de Sistemas, que permitiu entender o funcionamento dos processos, interpretando as inter-relações das variáveis e seu comportamento através das relações de causalidade e de retroalimentação.

As ferramentas da DS permitiram identificar características e parâmetros que foram utilizados tanto no modelo de geração de biogás e lixiviado quanto no preenchimento do novo índice de qualidade de áreas de disposição final de RSU - Índice de Qualidade de Áreas de Disposição Irregular de RSU, IQUADI -, criado através de uma técnica estruturada de organização, comparação, análise, seleção e ponderação.

Devido ao levantamento inicial dos elementos para hierarquização dos critérios relacionados com a características da área e com o desenvolvimento do modelo mental para criação do modelo de geração de biogás e lixiviado, percebeu-se a relação existente entre o diagnóstico e prognóstico, refletindo-se diretamente na criação de um fluxograma de resolução de passivos ambientais.

As seguintes exposições podem ser feitas em relação à Tese:

- 1- O agrupamento de informações e o entendimento da interação entre os elementos em um cenário de escassez de dados permitiram a criação de um fluxograma de coleta, análise e interpretação de dados;
- 2- Através da interpretação e adaptação dos modelos tradicionais foi possível criar um modelo específico de geração de biogás e lixiviado em áreas sem dados operacionais e com poucos dados climáticos utilizando a abordagem da Dinâmica de Sistemas;
- 3- O Processo de Análise Hierárquica permitiu estabelecer a ordem de prioridades para os critérios do novo índice. O estabelecimento de intervalos mensuráveis reduziu a subjetividade na determinação dos pesos para o IQUADI;
- 4- O desenvolvimento de um modelo adequado às condições locais, mas passível de replicação para outras áreas, é complexo devido à quantidade de elementos que influenciam os resultados, no entanto, as ferramentas da Dinâmica de Sistemas (diagramas de enlace causal e diagramas de estoque e fluxo) permitiram a análise

temporal da interação de todos os fenômenos e fatores influenciadores, e uma aproximação real dos fenômenos atuantes;

5- O valor médio calculado nesta pesquisa para o Potencial de Geração de Metano ($L_0 = 62,182 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{ton RSU}$) é menor que os valores padrões apresentados na literatura técnica para os métodos clássicos (117; 115; 100; 98,4; 87 $\text{m}^3 \text{ CH}_4/\text{ton RSU}$), no entanto apresenta similaridade quando comparado com os valores obtidos através de pesquisas realizadas a partir das características gravimétricas em laboratório (58,32; 60,30; 65,9; 66,62; 68,71 $\text{m}^3 \text{ CH}_4/\text{ton RSU}$);

6- O valor médio calculado nesta pesquisa para a constante de geração de metano ($k = 0,28/\text{ano}$) é compatível com as condições ambientais locais (altas temperaturas e teor de umidade elevado - ambientes tropicais úmidos), no entanto é maior do que o valor sugerido de 0,17/ano pela metodologia do IPCC, o que pode ser explicado pelo alto teor de umidade dos resíduos, em que a matéria orgânica é o principal componente (> 50%) e pelas elevadas temperaturas;

7- A produção máxima de metano ocorreu no ano de 2012, cinco anos após o encerramento das atividades, apresentando uma vazão de: $Q_{\text{CH}_4} = 215.997,10 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{ano}$;

8- O total gerado de metano para 100 anos de estimativas utilizando o modelo DS foi de $Q_{\text{CH}_4_total_100\text{anos}} = 5.333.432,283 \text{ m}^3$ ou 107.044,11 ton CO_2 eq ($\text{PAG}_{\text{metano}} = 28$ e densidade de $0.0007168 \text{ ton}/\text{m}^3$);

9- A diferença entre o total gerado de metano para 100 anos de estimativas utilizando o modelo DS e o LandGEM adaptado foi de $4.565.354,57 \text{ m}^3$ ou 91.628,49 ton CO_2 eq. ($\text{PAG}_{\text{metano}} = 28$ e densidade de $0.0007168 \text{ ton}/\text{m}^3$).

10- A diferença entre o total gerado de metano para 100 anos de estimativas utilizando o modelo DS e o LandGEM adaptado e atualizado introduzindo os erros foi de $615.739,62 \text{ m}^3$ ou 12.358,14 ton CO_2 eq. ($\text{PAG}_{\text{metano}} = 28$ e densidade de $0.0007168 \text{ ton}/\text{m}^3$). Esses resultados indicam que o modelo DS proposto apresenta acurácia para determinação da vazão total de metano gerado em áreas de disposição de RSU sem controle operacional com uma redução de 99,99% entre as quantidades de CO_2 eq. entre os dados do LandGEM com e sem erro;

11- A taxa de geração média mensal de lixiviado utilizando os dados de precipitação média mensal do período de 1987 - 2020 para o modelo DS foi de $Q_{\text{lixiviado}} = 0,4660 \text{ L/s}$. O modelo Suíço foi utilizado como referência e o valor calculado foi de $Q_{\text{lixiviado}} = 0,41 \text{ L/s}$. O modelo DS considera o balanço hídrico adaptado na camada de

cobertura do solo, a área superficial real determinada através do Modelo Digital de Terreno, a água consumida nas reações de biodegradação da matéria orgânica, o vapor de água que sai com o biogás gerado, a umidade natural média dos RSU e a capacidade de campo dos RSU. O modelo Suíço considera apenas o índice de compactação dos RSU.

12- A diferença sistemática do REMQ para todos os anos de dados observados (2007 - 2011) indica um valor elevado devido ao elevado índice de precipitação no ano de 2009 (48,89% acima da média), já o valor do REMQ, retirando-se os dados do ano de 2009, apresenta um valor muito baixo de 0,0092 em que o $REMQ < \text{Desvio Padrão}$ corrobora a destreza no modelo.

13- A análise de sensibilidade para o modelo desenvolvido mostrou que os principais parâmetros que influenciam na geração de metano são: peso específico dos RSU; umidade média dos RSU; potencial de geração de metano (L_0); constante de geração de metano (k); e, capacidade de campo dos RSU. Os principais parâmetros que influenciam na geração de lixiviado são em ordem decrescente de importância: precipitação; temperatura; declividade (apenas para os valores do intervalo de 0 - 7%); umidade média dos RSU; e capacidade de campo dos RSU.

14- A utilização do modelo de van Genuchten para determinação da umidade nos potenciais matriciais de capacidade de campo e ponto de murcha permanente apresentou pouca diferença na geração de lixiviado final quando foram utilizadas as características físicas do solo para determinação desse parâmetro - 0,07% ($\text{Volume}_{\text{final_acumulado}} = 14.495,00 \text{ m}^3$; $\text{Volume}_{\text{final_van_Genuchten}} = 14.505,00 \text{ m}^3$), indicando que para solos com teores proporcionais de argila e silte abaixo de 20% a aplicação do modelo, utilizando as características físicas pode ser utilizada com elevada acurácia.

15- O desenvolvimento do novo índice de qualidade de áreas de disposição irregular de RSU - IQUADI - e a sua aplicação no aterro controlado de Volta Redonda ($\text{IQUADI}_{\text{final}} = 0,2802$) permitiu classificar a área no seguinte intervalo: $> 0 - 0,2952$. As ações específicas para esse intervalo são: encerramento da atividade e remediação imediata da área.

16- A aplicação do IQR - CETESB no aterro controlado de Volta Redonda a título comparativo de análise de subjetividade mostrou o valor de $\text{IQR} = 5,4$, que está no intervalo de avaliação de 0 - 6, considerado como CONDIÇÕES INDADEQUADAS, sem indicação de ações específicas para a área.

17- A aplicação do IQR - CETESB para o aterro controlado de Volta Redonda, mostrou que as análises das condições do aterro estão restritas as interpretações objetivas de 42% dos critérios listados no índice, pois apresentam base de comparação, como por exemplo: “proximidade de núcleos habitacionais” > 500 metros ou \leq 500 metros. Os outros índices (58%) apresentam elevada subjetividade na escolha dos pesos e na avaliação do critério.

18- A aplicação do IQUADI eliminou a subjetividade, pois todos os critérios apresentavam intervalos quantificáveis passíveis de mensuração e comparação, além de apresentar o valor de exclusão ($v_e = 0$; $v_e = 1$) que indica de forma direta o atendimento à legislação infraconstitucional dos critérios passíveis de análise legal. As aplicações do IQR e do IQUADI no aterro controlado de Volta Redonda e suas comparações indicaram que esse novo índice de classificação (IQUADI) possui caráter mais restritivo.

19- Comprovou-se também que a redução da subjetividade na avaliação dos critérios através da aplicação do novo índice impôs também a verificação da manutenção dos padrões legais, operacionais e de qualidade nas áreas de disposição irregular de RSU, possibilitando que essa ferramenta seja aplicada para regulamentação dessas áreas de forma rápida com o intuito de atender aos prazos legais de encerramento estipulados pelo novo marco legal do saneamento.

A necessidade de utilização urgente das ferramentas se reflete pelos prazos definidos na legislação infraconstitucional e à eliminação dos riscos associados à contaminação dos compartimentos ambientais e da saúde humana. Espera-se que o índice e o modelo propostos nesta pesquisa auxiliem na gestão e no gerenciamento ambiental dos RSU nas áreas de disposição irregular que até o presente momento não contavam com ferramentas de avaliação de baixo custo e objetivas para resolução dos passivos ambientais.

5.1 RECEPÇÃO AOS OBJETIVOS GERAIS E ESPECÍFICOS

De acordo com o item 1.4 que estabelece o objetivo geral e o item 1.4.1 que estabelece os objetivos específicos, apresenta-se a síntese de recepção no Quadro 12.

Quadro 12 – Atendimento aos objetivos da pesquisa.

Objetivo geral	Finalidade
Modelo de quantificação de Lixiviado	$Q_{\text{lixiviado}} = 0,466 \text{ L/s}$
Modelo de Quantificação de CH_4	$Q_{\text{CH}_4 \text{ total } 100\text{anos}} = 107.044,11 \text{ ton CO}_2 \text{ eq.}$
IQUADI	6 categorias e 47 critérios
Objetivos específicos	Finalidade
Utilizar as ferramentas de Dinâmica de Sistemas	Diagrama de Enlace Causal e Diagrama de Fluxo

para desenvolver um novo modelo de quantificação de biogás e lixiviado	e Estoques
Criar um índice de qualidade de áreas de disposição irregular objetivo e mensurável através de intervalos quantificáveis	IQUADI – intervalos específicos criados para cada critério dividido em 4 classes
Desenvolver um modelo representativo do sistema que considere todos os elementos associados	REMQ = 0,0092 – modelo acurado
Aplicar o novo índice de qualidade através de um estudo de caso, comparando-o com os índices tradicionais	$IQUADI_{V,R} = 0,2802$ $IQR_{CETESB_V,R} = 5,4$
Analisar a sensibilidade de desempenho entre os principais parâmetros influenciadores na variação dos valores finais de lixiviado e biogás	Lixiviado: precipitação, temperatura, densidade do solo, declividade. Biogás: peso específico dos RSU, umidade média dos RSU, potencial de geração de metano, constante de geração de metano, capacidade de campo dos RSU.

5.2 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Considerando que o modelo proposto é aberto para modificações, as seguintes considerações são feitas para aprimoramento do conjunto de ferramentas utilizadas para o setor de RSU:

- 1- Utilizar as curvas de retenção de umidade (modelo de van Genuchten) com diferentes tipos de solo para aferir o comportamento físico-hídrico e a mecânica dos solos não saturados no modelo proposto e realizar a comparação;
- 2- Utilizar o método de Penman-Monteith no cálculo da evapotranspiração real da camada superficial e realizar a comparação;
- 3- Determinar a composição gravimétrica *in situ* dos RSU dispostos para utilização no modelo proposto;
- 4- Determinar o Potencial Bioquímico de Metano (PBM) e conseqüentemente o potencial de geração de metano (L_0) através de metodologias específicas e realizar a comparação;
- 5- Determinar a variação da umidade dos RSU *in situ* de forma que se inclua a totalidade da área;
- 6- Determinar a variação da capacidade de campo dos RSU (CC_{RSU}) que influencia diretamente na geração de lixiviado e realizar a comparação;
- 7- Analisar a metodologia do IQUADI através da utilização de outros parâmetros, como os geotécnicos, conjuntamente com os parâmetros climáticos e de características físicas do RSU (ângulo de atrito e coesão) com os de gestão ambiental (ISO 14004).

REFERÊNCIAS

- ABD EL-SALAM, M. M.; ABU-ZUID, G. I. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. **Journal of Advanced Research**, v. 6, n. 4, p. 579-586, 2015.
- ABDULRAHMAN, A; NAWAWI, M. N. M.; SAAD, R.; ADIAT, K. A. N.; Volumetric assessment of leachate from solid waste using 2D and 3D electrical resistivity imaging. **Advanced Materials Research**, v. 726-731, p. 3014-3022, 2013.
- ABEBE, M. A.; ABITEW, A. LEGESE. Repi Open Dump Site Environmental Health Problem on Workers and People around It. **International Research Journal of Pharmacy and Medical Sciences**, v. 1, n. 4, p. 1-8, 2018.
- ABICHOU, T.; KORMI, T.; YUAN, L.; JOHNSON, T.; FRANCISCO, E. Modeling the effects of vegetation on methane oxidation and emissions through soil landfill final covers across different climates. **Waste Management**, v. 36, p. 230-240, 2014.
- ABIDOYE, A. I.; OLUWADARE, C. O.; BABALOLA, S. O. Suggested Framework for Integrating Elevation Data Into Existing Planimetric Cadastre System in Nigeria. **Journal of Geomatics and Environmental Research**, v. 2, n. 1, p. 20-38, 2019.
- ABUNAMA, T.; OTHMAN, F.; YOUNES, M. K. Predicting sanitary landfill leachate generation in humid regions using ANFIS modeling. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 10, 2018.
- ABUNAMA, T. *et al.* Quantifying the generated and percolated leachate through a landfill's lining system in Gaza strip, Palestine. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 26, n. 6, p. 2455-2461, 2017.
- ADEGEDE, A. P.; MBAJIORGU, C. C. Event-based sediment yield modeling for small watersheds using MUSLE in north-central Nigeria. **Agricultural Engineering International Journal**, v. 21, n. 2, p. 7-17, 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ANA: Caderno de Recursos Hídricos - 1: Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil. Brasília: Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2005. 176 p.
- AGARWAL, R.; SHUKLA, K.; KUMAR, S.; AGGARWAL, S. G.; KAWAMURA, K. Chemical composition of waste burning organic aerosols at landfill and urban sites in Delhi. **Atmospheric Pollution Research**, v. 11, n. 3, p. 554-565, 2020.
- AGUILAR-VIRGEN, Q. *et al.* Power generation with biogas from municipal solid waste: Prediction of gas generation with in situ parameters. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, n. 30, p. 412-419, 2014.
- AHARONI, I. *et al.* Holistic approach for evaluation of landfill leachate pollution potential - From the waste to the aquifer. **Science of the Total Environment**, v. 741, p. 140367, 2020.

AHMED, R.; MAHMUD, K. H. Potentiality of high-resolution topographic survey using unmanned aerial vehicle in Bangladesh. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, v. 26, n. March, p. 100729, 2022.

AKYEN, T.; BOYE, C. B.; ZIGGAH, Y. Y. Landfill Lifespan Estimation : A Case Study. *Ghana Mining Journal*, v. 17, n. 2, p. 1-5, 2017.

ALKHUZAIE, M. M.; JANNA, H. Optimum location for landfills sites based on GIS modeling for Al-Diwaniyah City, Iraq. *International Journal of Civil Engineering and Technology*, v. 9, n. 8, p. 941-951, 2018.

ALKMIN, D. V.; JUNIOR, L. U. R. Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) do lixão do município de Maria da Fé, estado de Minas Gerais. *Caminhos de Geografia*, v. 18, n. 61, p. 1-11, 2017.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, LUIS S.; RAES, DIRK; SMITH, MARTIN. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56. Disponível em: <https://www.fao.org/3/x0490e/x0490e00.htm>. Acesso em: 15 set 2020.

ALLENA-OZOLINA, S.; BAZBAUERS, G. System dynamics model of research, innovation and education system for efficient use of bio-resources. *Energy Procedia*, v. 128, p. 350-357, 2017.

ALMEIDA, M. A.; OLIVEIRA, R. M. M. Estimativa do Ângulo de Atrito e Coesão Através de Índices de Resistência Obtidos pela Sondagem SPT em Solo Laterítico e Colapsível Característico da Cidade de Cascavel no Estado do Paraná. *Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica Geotecnia e Desenvolvimento Urbano*, v. 19, n. 1, p. 1-9, 2018.

ALSLAIBI, T. M. *et al.* Quantification of leachate discharged to groundwater using the water balance method and the Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model. *Waste Management and Research*, v. 31, n. 1, p. 50-59, 2013.

AMARAL, C. M. C. DO *et al.* Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. *Ciência Rural*, v. 34, n. 6, p. 1897-1902, 2004.

AMARAL, João Alberto Arantes do. *Desvendando sistemas*. 1ª ed. São Paulo: Ed. do Autor, 2012. ISBN 978-85-911580-1-0. 2012.

ANDERSEN, T. R. *et al.* Geological characterization in urban áreas based on geophysical mapping: A case study from Horsens, Denmark. *Journal of Applied Geophysics*, v. 150, n. March, p. 338-349, 2018.

ARANA, D.; CAMARGO, P. O.; GUIMARÃES, G. N. Hybrid geoid model: Theory and application in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 89, n. 3, p. 1943-1959, 2017.

ARAÚJO, A. So. F. Estudo experimental e numérico da migração de íons no solo do Aterro Municipal de Volta Redonda. 2010. 200 f. Tese (doutorado) - Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica, Universidade Federal Fluminense. 2010.

ARYAMPA, S. *et al.* Adaptation of EVIAVE methodology to landfill environmental impact assessment in Uganda - A case study of Kiteezi landfill. *Journal of African Earth Sciences*, v. 183, n. June, p. 104310, 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. ABRELPE: Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. 11º ed. São Paulo: Abrelpe, 2013. 114 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. ABRELPE: Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. 12º ed. São Paulo: Abrelpe, 2014. 118 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. ABRELPE: Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2016. São Paulo: Abrelpe, 2016. 60 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. ABRELPE: Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019. São Paulo: Abrelpe, 2018. 67 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6457**: Amostras de solo - Preparação para ensaio de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10007**: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13133**: Execução de Levantamento Topográfico. Rio de Janeiro: ABNT, 1994.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6122**: Projeto e execução de fundações. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6484**: Solo - Sondagens de simples reconhecimento com SPT - Método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 5422**: Projetos de Linhas Aéreas de Transmissão de Energia Elétrica. Rio de Janeiro, 1985.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 8849**: Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1985.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 15495-1**: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares, Parte 1 - Projeto e construção. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10157**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13895**: Construção de poços de monitoramento e amostragem. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT. NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT. NBR 15849**: Resíduos Sólidos Urbanos - Aterros Sanitários de Pequeno Porte - Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6502**: Rocks and soils - Terminology. Rio de Janeiro, 1995.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13896**: 1997a - Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ATTA, M.; YAACOB, W. Z. W.; JAAFAR, O. BIN. The potential impact of leachate-contaminated groundwater of an ex-landfill site at Taman Beringin Kuala Lumpur, Malaysia. *Environmental Earth Sciences*, v. 73, n. 7, p. 3913-3923, 2015.

AZEVEDO, L. P. *et al.* Ecological Engineering for Solid Waste Segregation, Reduction, and Resource Recovery - A Contextual Analysis in Brazil. *Handbook of Ecological and Ecosystem Engineering*, p. 183-199, 2021.

AZIZ, H. A. *et al.* 2013. Groundwater contamination at landfill site. In: *Handbook of Environment and Waste Management*. 1. ed. Penang: [s.n.]. p. 781-818.

BACHA *et al.* Evaluation of the contamination of the soil and water of an open dump in the Amazon Region, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, v. 80, n. 3, p. 1-12, 2021.

BAKUŁA, K. *et al.* Evaluation of the accuracy of lidar data acquired using a UAS for levee monitoring: preliminary results. *International Journal of Remote Sensing*, v. 38, n. 8-10, p. 2921-2937, 2017.

BALA, B. K.; ARSHAD, F. M.; NOH, K. M. *System Dynamics Modelling and Simulation*. 1. ed. Selangor: Springer Science+Business Media Singapore 2017, 2014.

- BANDALA, E. R.; LIU, A.; WIJESIRI, B.; ZEIDMAN, A. B.; GOONETILLEKE, A. Emerging materials and technologies for landfill leachate treatment: A critical review. *Environmental Pollution*, v. 291, p. 118133, 2021.
- BARLAZ, M. A.; SCHAEFER, D. M.; HAM, R. K. Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 55, n. 1, p. 55-65, 1989.
- BARROS, R. M. F.; G. L. T.; SILVA, T. R. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. *Energy Policy*, 65, pp. 150-164, 2014.
- BASTOS, F. DE H.; MAIA, R. P.; CORDEIRO, A. M. N. *Geografia - Geomorfologia*. 1a ed. Fortaleza: Editora da Universidade Estadual do Ceará - EdUECE, 2019.
- BECK-BROICHSITTER, S.; GERKE, H. H.; HORN, R. Assessment of leachate production from a municipal solid-waste landfill through water-balance modeling. *Geosciences (Switzerland)*, v. 8, n. 10, p. 372-394, 2018.
- BENDA, F. Favorabilidade de áreas para implantação de aterros controlados no município de campos dos Goytacazes/RJ utilizando sistemas de informação geográfica. Dissertação (mestrado), Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2008.
- BENSON, R. C.; YUHR, L. B. Hydrologic Characterization and Measurements. In: BENSON, R. C.; YUHR, L. B. (Eds.). *Site Characterization in Karst and Pseudokarst Terraines*. 1. ed. Netherlands: Springer Netherlands. p. 1 - 427, 2015.
- BERGER, K. On the New Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (Help) Model Version 4 for the Water Balance Simulation of Landfill Liner Systems. *Detritus*, v. 18, p. 70-76, 2022.
- BERGER, Klaus. Validation of the hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model for simulating the water balance of cover systems. *Environmental Geology*, v. 39, n. 11, p. 1261-1274, 2000.
- BERNAT, K. *et al.* Biological treatment of leachate from stabilization of biodegradable municipal solid waste in a sequencing batch biofilm reactor. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 18, n. 5, p. 1047-1060, 2021.
- BERNAT, K. *et al.* Can the biological stage of a mechanical-biological treatment plant that is designed for mixed municipal solid waste be successfully utilized for effective composting of selectively collected biowaste? *Waste Management*, v. 149, n. June, p. 291-301, 2022.
- BEYLOT, A.; VILLENEUVE, J.; BELLENFANT, G. Life Cycle Assessment of landfill biogas management: Sensitivity to diffuse and combustion air emissions. *Waste Management*, v. 33, n. 2, p. 401-411, 2013.

BHATTACHARYA, S.; GHOSH, S.; BHATTACHARYYA, S. Analytical hierarchy process tool in Google Earth Engine platform: a case study of a tropical landfill site suitability. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 194, n. 4, 2022.

BIGLARIJOO, N. *et al.* Optimization of Fenton process using response surface methodology and analytic hierarchy process for landfill leachate treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 104, n. Part A, p. 150-160, 2016.

BILGILI, M. S.; DEMIR, A.; VARANK, G. Evaluation and modeling of biochemical methane potential (BMP) of landfilled solid waste: A pilot scale study. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 21, p. 4976-4980, 2009.

BIOTTO, G. *et al.* GIS, multi-criteria and multi-factor spatial analysis for the probability assessment of the existence of illegal landfills. *International Journal of Geographical Information Science*, v. 23, n. 10, p. 1233-1244, 2009.

BLAIN, G. C. *et al.* Variabilidade sazonal da evapotranspiração relativa em Campinas (SP): caracterização climática e análise de tendências. *Bragantia*, v. 68, n. 2, p. 545-553, 2009.

BORMA, L. D. S.; RENNÓ, C. D. *Processos Hidrológicos: Tema 4 - Infiltração e movimento de água no solo - Parte 2.* São José dos Campos: INPE. 2017.

BRASIL. Portaria nº 124, de 20 de agosto de 1980 - Estabelece normas para a localização de indústrias potencialmente poluidoras junto às coleções hídricas. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 25 ago. 1980.

BRASIL. Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973. Dispõe sobre os registros públicos, e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 16 set. 1975.

BRASIL. Lei No 12.305. Política Nacional de Resíduos Sólidos. 2010. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 3 ago. 2010.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 13 fev. 1998.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 28 mai. 2012.

BRASIL. Lei nº 12.725, de 16 de outubro de 2012. Dispõe sobre o controle da fauna nas imediações de aeródromos. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 17 out. 2012.

BRASIL. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 23 jul. 2008.

BRASIL. Decreto nº 89.817, de 20 de junho de 1984. Estabelece as Instruções Reguladoras das Normas Técnicas da Cartografia Nacional. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, Seção 1 - 22/6/1984, Página 8884.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 9 jan. 1997, p. 295-316.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 30 dez. 2009.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, v. 5, p. 16509, 2 set. 1981. Seção 1.

BRASIL. Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 11 jul 2001.

BRASIL. Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras Providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 20 dez 1979.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília: Poder legislativo, Edição: 135, Seção: 1, Página: 1.

BRASIL. Supremo Tribunal Federal. Arguição de Descumprimento de Preceito Fundamental - ADPF 708, Brasília. Relator: Min. Roberto Barroso. Pauta Nº 87/2022. DJE nº 115, 2022.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988.

BRIOZO, R. A.; MUSETTI, M. A. Método multicritério de tomada de decisão: Aplicação ao caso da localização espacial de uma Unidade de Pronto Atendimento-UPA 24 h. Gestão e Produção, v. 22, n. 4, p. 805-819, 2015.

BRITO, I. P. *et al.* Avaliação de novos depósitos de argilas do Estado da Paraíba visando sua aplicação como matérias-primas cerâmicas. Cerâmica, v. 61, n. 360, p. 391-398, 2015.

BRUCE, N.; NG, K. T. W.; RICHTER, A. Alternative carbon dioxide modelling approaches accounting for high residual gases in LandGEM. Environmental Science and Pollution Research, v. 24, n. 16, p. 14322-14336, 2017.

CAICEDO-CONCHA, D. M. *et al.* The potential of methane production using aged landfill waste in developing countries: A case of study in Colombia. Cogent Engineering, v. 6, n. 1, p. 1-14, 2019.

- CALABRÒ, P. S. ORSI, S. GENTILI, E., CARLO, M. Modelling of biogas extraction at an Italian landfill accepting mechanically and biologically treated municipal solid waste. *Waste Management & Research*, 29 (12), pp. 1277 - 1285, 2011.
- CALDERÓN, A. J. M. *et al.* Landfill mining as a strategic tool towards global sustainable development. *Journal of Cleaner Production*, v. 226, p. 1102-1115, 2019.
- CAMBA, A. *et al.* Modeling the leachate flow and aggregated emissions from municipal waste landfills under life cycle thinking in the Oceanic region of the Iberian Peninsula. *Journal of Cleaner Production*, v. 67, p. 98-106, 2014.
- CARLSON, W. *et al.* *Low Impact Development Ecological Engineering Design*. Washington: Stormwater management. 2013.
- CARMO, D. L. DO; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. *R. Bras. Ci. Solo*, n. 36, p. 1211-1220, 2012.
- CARNEIRO, A. DE A.; MOURA, A. S. Avaliação preliminar da capacidade de carga de uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos com base em ensaios de laboratório e campo. *Revista DAE*, v. 64, n. 201, p. 65-73, 2015.
- CAROLINE, M. *et al.* Comparação dos métodos da média aritmética e de Thiessen para determinação da pluviosidade média da sub-bacia do rio Siriri. *Rede de Saneamento e Abastecimento de Água*, n. 1, p. 1-7, 2015.
- CARRASCOSA, F. J. M. *et al.* Assessing Optimal Flight Parameters for Generating Accurate Multispectral Orthomosaics by UAV to Support Site-Specific Crop Management. *Remote Sensing*, n. 7, p. 12793-12814, 2015.
- CASADO, I. *et al.* Use of electrical tomography methods to determinate the extension and main migration routes of uncontrolled landfill leachates in fractured áreas. *Science of the Total Environment*, v. 506-507, p. 546-553, 2014.
- CASELLA, E. *et al.* Accuracy of sand beach topography surveying by drones and photogrammetry. *Geo-Marine Letters*, v. 40, n. 2, p. 255-268, 2020.
- CETESB. 2016. Índices de Qualidade das Águas. Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo | Apêndice D: Índice de Qualidade de Águas. São Paulo: [s.n.].
- ÇEVIKBILEN, G. *et al.* Assessment of the use of dredged marine materials in sanitary landfills: A case study from the Marmara Sea. *Waste Management*, v. 113, p. 70-79, 2020.
- CHABUK, A. *et al.* Two scenarios for landfills design in special conditions using the HELP model: A case study in Babylon Governorate, Iraq. *Sustainability (Switzerland)*, v. 10, n. 1, 2018.
- CHAKRABORTY, S.; KUMAR, R. N. Assessment of groundwater quality at a MSW landfill site using standard and AHP based water quality index: a case study from Ranchi, Jharkhand, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 188, n. 335, p. 1-18, 2016.

CHEN, W. *et al.* Application of membrane separation technology in the treatment of leachate in China: A review. *Waste Management*, v. 121, p. 127-140, 2021.

CHEN, Y.; KNAPPE, D.R.; BARLAZ, M.A. Effect of Cellulose/Hemicellulose and Lignin on the Bioavailability of Toluene Sorbed to Waste Paper. *Environmental Science & Technology*, v. 38, n. 13, p. 3731-3736, 2004.

CHIABRANDO, F. *et al.* UAV and RPV systems for photogrammetric surveys in archaeological áreas: Two tests in the Piedmont region (Italy). *Journal of Archaeological Science*, v. 38, n. 3, p. 697-710, 2011.

CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Environmental Science and Technology*. London: Taylor & Francis, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2010.

CIRIMINNA, R. *et al.* Solar Landfills: Economic, Environmental, and Social Benefits. *Energy Technology*, v. 6, n. 4, p. 597-604, 2018.

CNMP. Guia de atuação ministerial: encerramento dos lixões e inclusão social e produtiva de catadoras e catadores de materiais recicláveis: Guia de atuação ministerial. Brasília: CNMP, 2014. ISBN: 978-85-67311-21-0. Disponível em: https://www.cnmp.mp.br/portal/images/noticias/Encontro_Catadores_v_WEB.pdf. Acesso em 7 ago. 2020.

CNRH. CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. Resolução nº 15, de 11 de janeiro de 2001. Estabelece diretrizes gerais para a gestão de águas subterrâneas. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 22 jan 2001.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO (CETESB). 2016. Índices de Qualidade das Águas Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo | Apêndice D: Índice de Qualidade de Águas. São Paulo: [s.n.].

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO (CETESB). Informações sobre as áreas de Destinação. 2022. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/sigor/informacoes-sobre-as-areas-de-destinacao/#1507860503396-4c909a74-1cff>. Acesso em: 9 de fev. 2019.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO (CETESB). 2019. Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos: Relatórios. São Paulo: CETESB. Disponível em: <http://solo.cetesb.sp.gov.br/solo/publicacoes-e-relatorios>. Acesso em: 12 mar. 2021.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM (CEMPRE). Lixo municipal - manual de gerenciamento integrado. 4. ed. São Paulo: CEMPRE, 2018.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 01/1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, 17 fev 1986.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 05/1988. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de obras de saneamento. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, Seção 1, página 22123, 16 nov 1998.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 23/1996. Dispõe sobre as definições e o tratamento a ser dado aos resíduos perigosos, conforme as normas adotadas pela Convenção da Basileia sobre o controle de Movimentos Transfronteiriços de Resíduos perigosos e seu Depósito. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, nº 13, Seção 1, páginas 1116-1124, 20 jan 1997.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 237/1997. Dispõe sobre conceitos, sujeição, e procedimento para obtenção de Licenciamento Ambiental, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 19 dez 1997.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 18 mar 2005.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 358/2005. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 4 mai 2005.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 465/2014. Dispõe sobre os requisitos e critérios técnicos mínimos necessários para o licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento de embalagens de agrotóxicos e afins, vazias ou contendo resíduos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, p. 110- 111, 8 dez. 2014.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 362/ 2005. Dispõe sobre o recolhimento, coleta e destinação final de óleo lubrificante usado ou contaminado. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n. 121, p. 128-130, 27 jun. 2005. Seção 1

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 401, de 04 de novembro de 2008. Estabelece os limites máximos de chumbo, cádmio e mercúrio para pilhas e baterias comercializadas no território nacional e os critérios e padrões para o seu gerenciamento ambientalmente adequado, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n. 215, p. 108-109, 05 nov. 2008.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 416, de 30 de setembro de 2009. Dispõe sobre a prevenção à degradação ambiental causada por pneus inservíveis e sua destinação ambientalmente adequada, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n. 188, p. 64-65, 01 out. 2009.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 396 de 03/04/2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n. 66, p. 64-68, 07 abr. 2008.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 420 de 28/12/2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.

CONAMA. RESOLUÇÃO CONAMA no 5, de 15 de junho de 1989. Dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição Brasil, 1989.

CONSELHO REGIONAL DE ENGENHARIA E AGRONOMIA. CREA. Resíduos sólidos : projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários : guia do profissional em treinamento : nível 2. Belo Horizonte: [s.n.]. 2008.

CORTÁZAR, A. L. G.; MONZÓN, I. T. MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills. *Environmental Modelling and Software*, v. 22, n. 1, p. 59-72, 2007.

COSTA, A. P. L.; MARTINS, R. A. Diagnóstico ambiental do meio físico: ausência de análises geoquímicas nos relatórios de controle ambiental para obtenção de licença prévia para perfuração de poços de petróleo onshore do Rio Grande do Norte. *Geochimica Brasiliensis*, v. 28, n. 1, p. 108-115, 2014.

COTTON, M.; RYNK, R.; LODER-ROSSITER, L.; CARPENTER, A. Site planning, development, and environmental protection. *The Composting Handbook*, p. 409-500, 2022.

COUTINHO, L. M. O conceito de bioma_Biomas brasileiros.pdf. *Acta Botânica Brasileira*, v. 20, n. 1, p. 13-23, 2006.

CRESPO, D. P. Estudo de Viabilidade Ambiental para Implantação do Aterro Sanitário de Canaã dos Carajás. TCC (Graduação), Programa de Geoprocessamento, Departamento de Cartografia, Instituto de Geociências Universidade Federal de Minas Gerais, 2006. Disponível em: <http://csr.ufmg.br/geoprocessamento/publicacoes/DanielPizarroCrespo.pdf> . Acesso em: 8 ago. 2020.

CRUVINEL, V. R. N.; ZOLNIKOV, T. R.; BASHASH, M.; MARQUES, C. P.; SCOTT, J. A. Waterborne diseases in waste pickers of Estrutural, Brazil, the second largest open-air dumpsite in world. *Waste Management*, v. 99, p. 71-78, 2019.

CRUZ, F. B. D. LA; BARLAZ, M. A. Estimation of waste component-specific landfill decay rates using laboratory-scale decomposition data. *Environmental Science and Technology*, v. 44, n. 12, p. 4722-4728, 2010.

CUNHA, Carlos Eduardo Soares Canejo Pinheiro da; RITTER, Elisabeth; FERREIRA, João Alberto. O uso de indicadores de desempenho na avaliação da qualidade operacional dos aterros sanitários do estado do Rio de Janeiro no triênio 2013-2015. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 25, p. 345-360, 2020.

CUNHA, Marcos Eduardo Gomes; SILVA, Mauricio Fontana. Análise de instrumentos de gestão ambiental visando a melhoria contínua do Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos-IQR do Estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)*, n. 06, p. 9-13, 2007.

DA SILVA, N. F. *et al.* First order models to estimate methane generation in landfill: A case study in south Brazil. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 8, n. 4, p. 104053, 2020.

DA SILVA, P. A. F.; ANTUNES, A. F. N. R. Landfill leachate production through empirical methodologies: A case study of the lajes Site in Northeastern Brazil. *Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, v. 21, n. 6, p. 2195-2213, 2016.

DACIOLO, L. V. P. Parâmetros de resistência de RSU: abordagem probabilística para análises de estabilidade de taludes de aterros de resíduos. 2020. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/12886>. Acesso em 27 jun. 2021.

DAGNINO, R. D. S.; JOHANSEN, I. C. Os catadores no brasil : características demográficas e socioeconômicas dos coletores de material reciclável , classificadores de resíduos e varredores a partir do censo demográfico de 2010. *Mercado de Trabalho: Conjuntura e Análise*, n. 62, p. 115-125, 2017.

DANIEL, D. E. *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. 1. ed. Austin: Springer Science+Business Media Dordrecht, 1993.

DASTJERDI, B. *et al.* A systematic review on life cycle assessment of different waste to energy valorization technologies. *Journal of Cleaner Production*, v. 290, p. 125747, 2021.

DAUGELA, I.; VISOCKIENE, J. S.; AKSAMITAUSKAS, V. Č. RPAS and GIS for landfill analysis. In: *E3S Web of Conferences*. EDP Sciences, p. 00025, 2018.

DE MEDEIROS, D. F. *et al.* Orthometric, normal and geoid heights in the context of the Brazilian altimetric network. *Boletim de Ciencias Geodesicas*, v. 28, n. 1, p. 0-2, 2022.

DE SOUZA, P. N.; SHINZATO, M. P. B.; MORITA, A. K. M.; MARTINS, L. G. B.; WENDLAND, E. C. Innovative device to assay leachate production in non-sanitary landfills. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 22, n. 6, p. 1985-1998, 2020.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRA-ESTRUTURA DE TRANSPORTES. DNIT. Terminologias rodoviárias usualmente utilizadas. Brasília: VERSÃO 1.1, 2007.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. DNIT. Programa de Recuperação de Áreas Degradadas: PROFAS. Rio de Janeiro, 2014.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. DNIT. Termo de referência: EIA/RIMA e do Projeto Básico Ambiental. Petrolina - Salgueiro - Missão Velha: [s.n.]. 2010. Disponível em: http://www1.dnit.gov.br/anexo/Termo de Referencia/Termo de Referencia_edital0309_03-00_0.pdf. Acesso em: 22 nov. 2020.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. DNIT. Terraplenagem - Aterros - Especificação de Serviço. Rio de Janeiro: IPR. 13 p, 2009.

DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, v. 120, n. 3-4, p. 201-214, 2004.

DI BELLA, G. *et al.* Modeling of perched leachate zone formation in municipal solid waste landfills. *Waste Management*, v. 32, n. 3, p. 456-462, 2012.

DIAS, S. M. 2011. Statistics on Waste Pickers in Brazil. Women in Informal Employment Globalizing and Organizing. Disponível em: https://www.wiego.org/sites/default/files/publications/files/Dias_WIEGO_SB2.pdf. Acesso em: 01 de dez. 2020.

DOYLE, J. K.; FORD, D. N. Mental models concepts for system dynamics research. *System Dynamics Review*, v. 14, n. 1, p. 3-29, 1998.

DRUDI, K. C. R. *et al.* Statistical model for heating value of municipal solid waste in Brazil based on gravimetric composition. *Waste Management*, v. 87, p. 782-790, 2019.

DWYER, S. F. *Landfill Covers: Is it Time to Change Current Regulations?* Sandia National Laboratories: Albuquerque, 2000.

EJAZ, N.; JANJUA, N. S. Solid Waste Management Issues in Small Towns of Developing World : A Case Study of Taxila City. *International Journal of Environmental Science and Development*, v. 3, n. 2, p. 167-171, 2012.

EL-FADEL, M. *et al.* Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, v. 22, n. 3, p. 269-282, 2002.

ELEAZER, W. E. *et al.* Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. *Environmental Science and Technology*, v. 31, n. 3, p. 911-917, 1997.

ELK, A.G.H.P.V. *Redução de emissões na disposição final.* Coordenação de Karin Segala - Rio de Janeiro: IBAM, 40 p., 2007.

EMBERTON, J. R.; PARKER, A. The problems associated with building on landfill sites. *Waste Management & Research*. United Kingdom: Oxfordshire, n. 5, p. 473-482, 1987.

ENGELMANN, P. M. *et al.* Analysis of solid waste management scenarios using the WARM model: Case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 345, n. February, 2022.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA. *Landfill Manuals. Landfill site design.* 1. ed. Irlanda: Environmental Protection Agency, 2000. Disponível em: <https://www.epa.ie/publications/licensing--permitting/waste/EPA-Landfill-Site-Design.pdf>. Acesso em 25 mai. 2021.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA. *Background Information Document for Updating AP42 Section 2.4 for Estimating Emissions from Municipal Solid Waste Landfills.* North Carolina: [s.n.], 1997.

EU. 2017. Landfill Operations Guidance Manual - Sustainable Practices for Landfill Design and Operation. [s.l: s.n.].

FAOUR, A. A.; REINHART, D. R.; YOU, H. First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills. *Waste Management*, v. 27, n. 7, p. 946-953, 2007.

FARGHALI, M. *et al.* Integration of biogas systems into a carbon zero and hydrogen economy : a review. *Environmental Chemistry Letters*, n. 0123456789, 2022.

FEITOSA, I. R.; LIMA, L. S.; FAGUNDES, R. L. Manual de Licenciamento Ambiental: guia de procedimento passo a passo. Rio de Janeiro: [s.n.]. 2004.

FELLNER, J.; BRUNNER, P. H. Modeling of leachate generation from MSW landfills by a 2-dimensional 2-domain approach. *Waste Management*, v. 30, n. 11, p. 2084-2095, 2010.

FENG, S. J.; CHEN, Z. W.; CAO, B. Y. Three-dimensional modelling of leachate recirculation using vertical wells in bioreactor landfills. *Waste Management and Research*, v. 34, n. 12, p. 1307-1315, 2016.

FERNANDES, A. C. Scorecard Dinâmico: em direção à integração da Dinâmica de Sistemas com o Balanced Scorecard. 2003. 320 f. Tese (doutorado) UFRJ- COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2003.

FERRONATO, N. *et al.* Assessment of municipal solid waste collection in Bolivia: Perspectives for avoiding uncontrolled disposal and boosting waste recycling options. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 167, 2021.

FIGUEIREDO, E.A.; NASCIMENTO, L.F.C. Resíduos sólidos e a responsabilidade ambiental Solid waste and environmental responsibility. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 12, p. 114642-114659, 2021.

FIGUEIREDO, E. O.; FIGUEIREDO, S. MA. DE M. Planos de Voo Semiautônomos para Fotogrametria com Aeronaves Remotamente Pilotadas de Classe 3: Circula Técnica. Rio Branco: [s.n.]. 2018.

FILKIN, T., SLIUSAR, N., HUBER-HUMER, M., RITZKOWSKI, M., KOROTAEV, V. Estimation of dump and landfill waste volumes using unmanned aerial systems. *Waste Management*, v. 139, p. 301-308, 2022.

FLURY, K.; JUNGBLUTH, N. 49th Discussion forum on LCA—sustainable consumption patterns—September 18, 2012, Zurich, Switzerland. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 2, p. 529-534, 2013.

FORRESTER, Jay W. System dynamics, System thinking, and soft OR. *System Dynamics Review*, v. 10, n. 2-3, p. 245 - 256. 1994.

FRIEDRICH, E.; TROIS, C. Quantification of greenhouse gas emissions from waste management processes for municipalities - A comparative review focusing on Africa. *Waste Management*, v. 31, n. 7, p. 1585-1596, 2011.

FUGII, G. M. Proposta de um modelo de Dinâmica de Sistemas aplicado à gestão de resíduos sólidos urbanos domiciliares de Curitiba. Tese (doutorado), Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Sociedade - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2019.

GALVÃO, P.; HIRATA, R.; CONICELLI, B. Estimating groundwater recharge using GIS-based distributed water balance model in an environmental protection area in the city of Sete Lagoas (MG), Brazil. *Environmental Earth Sciences*, v. 77, n. 10, p. 1-19, 2018.

GAO, W. *et al.* A practical approach for calculating the settlement and storage capacity of landfills based on the space and time discretization of the landfilling process. *Waste Management*, v. 69, p. 202-214, 2017.

GAWANDE, N. A.; REINHART, D. R.; YEH, G. Modeling microbiological and chemical processes in municipal solid waste bioreactor, part II: Application of numerical model BIOKEMOD-3P. *Waste management*. USA: Elsevier, v. 30, n. 2, p. 211 -218, 2010.

GHOSH, I.; GHOSH, M.; MUKHERJEE, A. Remediation of Mine Tailings and Fly Ash Dumpsites: Role of Poaceae Family Members and Aromatic Grasses. In: ANJUM, N. A.; GILL, S. S.; TUTEJA, N. (Eds.). *Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants*. 1. ed. Kolkata: Springer, Cham, 2017. v. 1p. 117-167.

GLOSOLAN. Standard operating procedure for soil organic carbon Walkley-Black method: SOP - 2. [s.l: s.n.].

GOLDER ASSOCIATES LTD. Revised final remedial investigation report. Folcroft Landfill and Annex Site. Folcroft, Pennsylvania. 2018. Disponível em: Revised final remedial investigation report - Folcroft Landfill and Annex Site Folcroft, Pennsylvania. Acesso em: 20 abr. 2020.

GOMES, Danielle. Apostila Básica de Cartografia e ArcGIS 10.2. Belo Horizonte: [s.n.]. 2015.

GONÇALVES-DIAS, S. F. L.; TEODÓSIO, A. D. S. D. S. Controvérsias em torno do consumo e da sustentabilidade : uma análise exploratória da literatura. *AOS - Amazônia, Organizações e Sustentabilidade*, v. 1, n. 2, p. 61-77, 2012.

GONZÁLEZ-ARQUEROS, M. L. *et al.* Hazardous solid waste confined in closed dump of morelia: An urgent environmental liability to attend in developing countries. *Sustainability (Switzerland)*, v. 13, n. 5, p. 1-10, 2021.

GUIMARÃES, C. P. Aplicação de indicadores da qualidade ambiental em um aterro sanitário no Norte de Mato Grosso. Dissertação (mestrado), Pós-graduação em Física Ambiental - Universidade Federal de Mato Grosso, 2009.

HE, H. *et al.* Enhanced Methane Oxidation Potential of Landfill Cover Soil Modified with Aged Refuse. *Atmosphere*, v. 13, n. 5, p. 802, 2022.

HELENE, L. P. I.; MOREIRA, C. A.; BOVI, R. C. Identification of leachate infiltration and its flow pathway in landfill by means of electrical resistivity tomography (ERT). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192, n. 4, 2020.

HEMIDAT, S. *et al.* Solid Waste Management in the Context of a Circular Economy in the MENA Region. *Sustainability (Switzerland)*, v. 14, n. 480, p. 24, 2022.

HERBST, S.; WORTMANN, G.; M. HORNING. Conceptual design studies of vertical takeoff and landing remotely piloted aircraft systems for hybrid missions. *CEAS Aeronautical Journal*, 2015.

HERVA, M.; NETO, B.; ROCA, E. Environmental assessment of the integrated municipal solid waste management system in Porto (Portugal). *Journal of Cleaner Production*, v. 70, p. 183-193, 2014.

HIDAYATNO, A. *et al.* System Dynamics Sustainability Model of Palm-Oil Based Biodiesel Production Chain in Indonesia. *International Journal of Engineering & Technology*, v. 11, n. 3, p. 1-6, 2011.

HIRATA, T. 2018. STF decide que aterros sanitários não podem ocupar área de proteção ambiental. Disponível em: <https://www1.folha.uol.com.br/mercado/2018/02/stf-decide-que-aterros-nao-poderao-construir-em-area-de-protecao-ambiental.shtml>. Acesso em: 6 ago. 2020.

HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J. Marked differences between van Genuchten soil water-retention parameters. *Geoderma*, v. 108, p. 155-180, 2002.

HOEFEL, M. DA G. *et al.* Accidents at work and living conditions among solid waste segregators in the open dump of Distrito Federal. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 16, n. 3, p. 774-785, 2013.

HOSSAIN, M. M. *et al.* Techno-economic and environment assessment of landfill and sewage treatment plant-based combined power generation system: a case study for Dhaka. *Biomass Conversion and Biorefinery*, n. 0123456789, 2022.

HOSSAIN, M. S.; HAQUE, M. A.; HOYOS, L. R. Dynamic properties of municipal solid waste in bioreactor landfills with degradation. *Geotechnical and Geological Engineering*, v. 28, n. 4, p. 391-403, 2010.

HØYER, A. S. *et al.* Development of a high-resolution 3D geological model for landfill leachate risk assessment. *Engineering Geology*, v. 249, p. 45-59, 2019.

HU, S. *et al.* Acquiring high-resolution topography and performing spatial analysis of loess landslides by using low-cost UAVs. *Landslides*, v. 15, n. Technical Note, p. 593-612, 2018.

HUBER-HUMER, M. *et al.* Scrutinizing compost properties and their impact on methane oxidation efficiency. *Waste Management*, v. 31, n. 5, p. 871-883, 2011.

HUSSEIN, M.; YONEDA, K.; ZAKI, Z. M.; AMIR, A. Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia. *Environmental nanotechnology, monitoring & management*, v. 12, p. 100232, 2019.

IBAM. Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos / José Henrique Penido Monteiro ...[*et al.*]; coordenação técnica Victor Zular Zveibil. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. Disponível em: <http://www.resol.com.br/cartilha4/manual.pdf>. Acesso em: 09 dez. 202.

IBAMA. 2019. Licenciamento Ambiental Federal. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/licenciamento/index.php>. Acesso em: 11 dez. 2019.

IBAMA. 2003. Termo de referência para estudo de impacto ambiental de atividade de carcinicultura. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Termo_de_Referência/2006/tr_2006_eia_rima_carcinicultura.pdf. Acesso em: 17 out. 2020.

ICMBIO. 2009. Série Legislação ICMBio - Volume 1 - Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Brasília: MMA. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/legislacaoambientalvolume1.pdf>. Acesso em: 27 fev. 2019.

INDELICATO, S. *et al.* Effect of solid waste landfill organic pollutants on groundwater in three áreas of Sicily (Italy) characterized by different vulnerability. *Environ Sci Pollut Res*, n. 24, p. 16869-16882, 2017.

INEA. Relatório Anual de Qualidade do Ar do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: INEA. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/01/RQAr_2009.pdf. Acesso em: 27 fev 2020.

INSTITUIÇÃO FISCAL INDEPENDENTE. 4. Por Dentro Do Gasto Público: Área Social. Disponível em: http://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/532983/RAF_09_2017_pt05.pdf. Acesso em: 02 nov. 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. 2017. Geociências- O que é um sistema geodésico de referência? Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geodesia/pmrg/faq.shtm#1>. Acesso em: 10 jul. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. 2015. Modelo de Ondulação Geoidal. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geodesia/modelo_geoidal.shtm. Acesso em: 10 jul. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. 2018. Noções Básicas de Cartografia. Disponível em: < http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/manual_nocoos/processo_cartografico.html>. Acesso em: 10 jul. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Manual técnico de geomorfologia. 2ª ed, v. 2. Rio de Janeiro: Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Manual Técnico de Pedologia 2ª ed, v. 5.d. Rio de Janeiro: Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2007.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA E APLICADA. IPEA. 2012. Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Brasília: Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, 2012. 77 p.

IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Vol 5 Chapter 3 Solid Waste Disposal. Kanagawa: IPCC. 2006.

IPCC. Chapter 6: Waste Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual. 2007. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/ch6ref1.pdf> . Acesso em: 21 mai 2020.

ISWA. A Roadmap for closing Waste Dumpsites. International Solid Waste Association. [s.l: s.n.]. 2016. Disponível em: <https://www.iswa.org/knowledge-base/a-roadmap-for-closing-waste-dumpsites/?v=19d3326f3137>. Acesso em: 19 jun. 2020.

JIMENEZ, A. C. M.; PALACIOS-BERECHE, R.; NEBRA, S. Comparative Assessment of Municipal Solid Waste Management plans in European and Brazilian Cities. *Journal of Waste Management and Disposal*, v. 4, n. 104, p. 2, 2021.

JOSEPH, K.; NASGENDRAN, R.; THANASEKARAN, K.; VISVANATHAN, C.; HOGLAND, W.; KATHIKEYAN, O.; MOORTHY. N. 2008. *Dumpsite Rehabilitation Manual*. Chennai: Centre for Environmental Studies. Disponível em: <https://www.elaw.org/system/files/Dumpsite%20Rehabilitation%20Manual.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2018.

JUCÁ, J. F. T. Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas. IN: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10, 2002, Braga. Painel 2... Portugal: SILUBESA. 2002.

JUNIOR, G. N. R. C. 2012. Aterro Sanitário Juiz de Fora. Disponível em: https://www2.ufjf.br/engsanitariaeambiental//files/2012/09/AS-_Aula-9.pdf. Acesso em: 18 mai. 2021.

KAIMOTO, L. S. A. 2013. Minimização e Coleta de Chorume: Municipal Solid Waste Initiative. Disponível em: https://www.waste.ccacoalition.org/sites/default/files/files/events_documents/3%20-%205%20Gerenciamento%20chorume%20aguas%20superficias_LS_sint%20compressed%20photos.pdf . Acesso em 24 jun. 2019.

KARABULUT, A. İ. *et al.* Landfill siting for municipal solid waste using remote sensing and geographic information system integrated analytic hierarchy process and simple additive

weighting methods from the point of view of a fast-growing metropolitan area in GAP area of Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 29, n. 3, p. 4044-4061, 2022.

KHODAPARAST, M.; RAJABI, A. M.; EDALAT, A. Municipal solid waste landfill siting by using GIS and analytical hierarchy process (AHP): a case study in Qom city, Iran. *Environmental Earth Sciences*, v. 77, n. 2, p. 1-12, 2018.

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. *Environmental Science and Technology*. London: Taylor & Francis, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2010.

KOLIYABANDARA, S. M. P. A., ASITHA, T. C., SUDANTHA, L., SIRIWARDANA, C. Assessment of the impact of an open dumpsite on the surface water quality deterioration in Karadiyana, Sri Lanka. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, v. 14, p. 100371, 2020.

KONTOS, T. D.; KOMILIS, D. P.; HALVADAKIS, C. P. Siting MSW landfills with a spatial multiple criteria analysis methodology. *Waste Management*, v. 25, n. 8, p. 818-832, 2005.

KOOL, J. B.; PARKER, J. C.; VAN GENUCHTEN, M. Th. Parameter estimation for unsaturated flow and transport models—A review. *Journal of hydrology*, v. 91, n. 3-4, p. 255-293, 1987.

KRAUSE, M. J.; CHICKERING, G. W.; TOWNSEND, T. G. Translating landfill methane generation parameters among first-order decay models. *Journal of the Air and Waste Management Association*, v. 66, n. 11, p. 1084-1097, 2016.

KRAUSE, M. J. Intergovernmental panel on climate change's landfill methane protocol: Reviewing 20 years of application. *Waste Management and Research*, v. 36, n. 9, p. 827-840, 2018.

KRČMAR, D. *et al.* Preremedial assessment of the municipal landfill pollution impact on soil and shallow groundwater in Subotica, Serbia. *Science of the Total Environment*, v. 615, p. 1341-1354, 2018.

KREBS, A. S. J.; SCHEIBE, L. F.; GOMES, C. J. B. Caracterização hidrogeológica do aquífero relacionado aos depósitos de leques aluviais na bacia do rio Araranguá, SC. (ANAIS, Ed.). CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Anais...São Paulo: ABAS, 2004. Disponível em: <http://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle/doc/16647>. Acesso em: 04 jan. 2019.

KUMAR, D.; ALAPPAT, B. J. Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 7, n. 3, p. 190-197, 2005.

LADEIRA, Eduardo. A. Análise da Informação Geológica do Brasil. Relatório Técnico 11 - Análise Crítica da Informação Geológica do Brasil. Brasília: SGM. 2009.

- LANZA, V. C. V.; CARVALHO, A. L. DE. 2006. Orientações básicas para operação de aterro sanitário. Fundação Estadual de Meio Ambiente. Belo Horizonte: FEAM. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/arquivos/Cartilha%20Aterro2.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2021.
- LANZA, V. C. V. *et al.* 2010. Reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos: Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. Belo Horizonte: [s.n.].
- LAPEÑA-MAÑERO, P., GARCÍA-CASUSO, C., CAÑIZAL, J., SAGASETA, C. Shear strength characterization of fresh MBT and MSWI wastes from a Spanish treatment facility. *Waste Management*, v. 154, p. 15-26, 2022.
- LEAL, A. *et al.* Application of thermal plasma for inertization of sludge produced during treatment. *Química Nova*, v. 39, n. 8, p. 906-913, 2016.
- LEE, U.; HAN, J.; WANG, M. Evaluation of landfill gas emissions from municipal solid waste landfills for the life-cycle analysis of waste-to-energy pathways. *Journal of Cleaner Production*, v. 166, p. 335-342, 2017.
- LENZEN, M.; MURRAY, S. A. A modified ecological footprint method and its application to Australia. *Ecological Economics*, v. 37, n. 2, p. 229-255, 2001.
- LESTEUR, M. *et al.* Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. *Process Biochemistry*, v. 45, n. 4, p. 431-440, 2010.
- LIMA, P. M.; COLVERO, D. A.; GOMES, A. P.; WENZEL, H.; SCHALCH, V.; CIMPAN, C. Environmental Assessment of Existing and alternative options for management of municipal solid waste in Brazil. *Waste Management*, v. 78, p. 857-870, 2018.
- LINO, I. C. Seleção de áreas para implantação de aterros sanitários: análise comparativa de métodos. 2007. 85 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2007. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/92745>. Acesso em: 20 mai. 2021.
- LOBO, A.; LOPEZ, A.; COBO, N.; TEJERO, I. (2008). Simulation of municipal solid waste reactors using Modulo. In *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Waste and Resource Management*, v. 161, n. 3, pp. 99-104). Thomas Telford Ltd.
- LOOSVELT, L. *et al.* Impact of soil hydraulic parameter uncertainty on soil moisture modeling. *Water Resources Research*, v. 47, n. 3, 2011.
- LOPES, G. A.; MOZER, T. S.; DE CARLI, A. A. Comparative analysis of biogas generation for the solid waste sector using unmanned aerial vehicle with the brazilian model of greenhouse gas emissions in areas with no operational history. *Boletim de Ciências Geodesicas*, v. 24, n. 1, p. 98-124, 2018.
- LUH, L. C. *et al.* High resolution survey for topographic surveying. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 18, n. 1, p. 2-8, 2014.

- LUIZ, D. P. S.; SANS, M. A. Classes de Solo e Irrigação. In: ALBUQUERQUE, P. E. P. DE; DURÃES, F. O. M. (Eds.). *Uso e Manejo de Irrigação*. 1a ed. Brasília: EMBRAPA, 2007. p. 528.
- MA, H.; CHANG, W.; CUI, G. Ecological footprint model using the support vector machine technique. *PLoS ONE*, v. 7, n. 1, p. 1-6, 2012.
- MACHADO, S. L. *et al.* Evaluation of the geotechnical properties of MSW in two Brazilian landfills. *Waste Management*, v. 30, n. 12, p. 2579-2591, 2010.
- MACHADO, S. L. *et al.* Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. *Waste Management*, v. 29, n. 1, p. 153-161, 2009.
- MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. *Waste Management*, n. 31, p. 966-977, 2011.
- MADON, I.; DREV, D.; LIKAR, J. Long-term risk assessments comparing environmental performance of different types of sanitary landfills. *Waste Management*, v. 96, p. 96-107, 2019.
- MAGALHÃES, V. L.; CUNHA, J. E. DA; NÓBREGA, M. T. DE. Physical-Hydric Dynamics of a Pedological Latosol-Nitosol System. *Mercator*, v. 16, n. 9, p. 1-19, 2017.
- MAJOLAGBE, A. O. *et al.* Pollution vulnerability and health risk assessment of groundwater around an engineering Landfill in Lagos , Nigeria. *Chemistry International*, v. 3, n. 1, p. 58-68, 2017.
- MANASSERO, M.; BENSON, C. H.; BOUAZZA, A. Solid waste containment systems. *ISRM International Symposium 2000, IS 2000*, v. 1, n. 1, p. 1-124, 2018.
- MANCINI, M. *et al.* Real time monitoring of hydrological variables for operative landfill stability and percolation flux control. *Environmental Engineering and Management Journal*, v. 17, n. 10, p. 2349-2360, 2018.
- MANDPE, A. *et al.* Life-cycle assessment approach for municipal solid waste management system of Delhi city. *Environmental Research*, v. 212, n. PC, p. 113424, 2022.
- MANNA, L.; ZANETTI, M. C.; GENON, G. Modeling biogas production at landfill site. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 26, n. 1, p. 1-14, 1999.
- MARCHEZETTI, A. L.; KAVISKI, E.; BRAGA, M. C. B. Aplicação do método AHP para a hierarquização das alternativas de tratamento de resíduos sólidos domiciliares. *Ambiente Construído*, v. 11, n. 2, p. 173-187, 2011.
- MARIMON, B. S.; LIMA, E. DE S. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no pantanal dos rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 15, n. 2, p. 213-229, 2001.
- MARINHO, A.F.; NASCIMENTO, C.W.A.; CUNHA, K.P.V. Soil degradation and Cu, Cr, Ni, Pb and Zn contamination in dumpsites of humid and semiarid tropical regions in northeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 194, n. 7, p. 1-14, 2022.

MARKOSKI, Blagoja. Basic principles of topography. In: Basic Principles of Topography. Springer, Cham, 2018. p. 1-24.

MARQUES, A. C. M. Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos. 2001. Tese (doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18132/tde-07082007-162407/pt-br.php>. Acesso em: 20 jan 2021.

MARTINEZ-MOYANO, I. J.; RICHARDSON, G. P. Best practices in system dynamics modeling. *System Dynamics Review*, v. 29, n. 2, p. 102-123, 2013.

MARTINS, J.D.D.; RIBEIRO, M. F. O consumismo como fator preponderante para o aumento da geração de resíduos sólidos e os impactos ambientais e na saúde pública. *Revista de Direito Econômico e Socioambiental*, v. 12, n. 1, p. 123-152, 2021.

MATTEI, G.; ESCOSTEGUY, P. A. V. Composição gravimétrica de resíduos sólidos aterrados. *Eng. Sanit. Ambient*, v. 12, n. 3, p. 247-251, 2007.

MATTOS, P. H.; ANELLO, L. F. S.; TAGLIANI, C. R. A. Uma análise sistêmica do gerenciamento dos resíduos sólidos em nove municípios da zona sul do Rio Grande do Sul. *Diálogos & Ciência*, v. 11, n. 33, p. 45-49, 2013.

MAYER, F. *et al.* Economic and environmental life cycle assessment of organic waste treatment by means of incineration and biogasification. Is source segregation of biowaste justified in Germany? *Science of the Total Environment*, v. 721, p. 137731, 2020.

MEADOWS, DONELLA H. *Thinking in Systems*. 2. ed. UK: Earthscan. International Institute for Environment and Development, 2009.

MEDINA, M. *The informal recycling sector in developing countries*. World Bank: Washington, DC. 2008.

MEDRAL. 2011. *Laudo de Fauna Linha de Transmissão de Energia Jales - Santa Fé do Sul*. São Paulo. Responsável técnico: Alexandre dos Santos Pereira. Disponível em: <https://www.eib.org/attachments/registers/61158084.pdf>. Acesso em: 22 out. 2020.

MEHDIZADEH, M. J.; SHARIATMADARI, N.; KARIMPOUR-FARD, M. Probabilistic slope stability analysis in Kahrizak landfill: effect of spatial variation of MSW's geotechnical properties. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, v. 79, n. 5, p. 2679-2695, 2020.

MIN, J. E. *et al.* Leachate modeling for a municipal solid waste landfill for upper expansion. *KSCCE Journal of Civil Engineering*, v. 14, n. 4, p. 473-480, 2010.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. MCTI. III Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa - Relatório de Referência: Emissões de Gases de Efeito Estufa no Tratamento e Disposição de Resíduos. Disponível em: <http://redd.mma.gov.br/pt/component/content/article/106-central-de>

conteudos/noticias-principais/760-lancada-a-3-edicao-das-estimativas-anuais-de-emissoes-do-brasil?Itemid=0 . Acesso em 03 mai. 2021.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. MCTI. III Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa - Relatório de Referência: Emissões de Gases de Efeito Estufa no Tratamento e Disposição de Resíduos, 2015. Disponível em: <http://redd.mma.gov.br/pt/component/content/article/106-central-de-conteudos/noticias-principais/760-lancada-a-3-edicao-das-estimativas-anuais-de-emissoes-do-brasil?Itemid=0> . Acesso em 03 mai. 2021.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. MCTI. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Brasília, DF, 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/noticias/2020/10/4a-comunicacao-nacional-do-brasil-a-convencao-do-clima-das-nacoes-unidas-fortalece-articulacao-institucional>. Acesso em: 10 mar. 2021.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. 2008. Resíduos sólidos : projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários : guia do profissional em treinamento : nível 2. Belo Horizonte: [s.n.]. Disponível em: https://www.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/recesa/projetooperacaoemonitoramentodeaterrossanitarios-nivel2.pdf. Acesso em: 23 dez. 2020.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. MDR. 2022. Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos: Gestão Técnica dos Serviços. Brasília: © Ministério do Desenvolvimento Regional. Disponível em: https://arquivos-snis.mdr.gov.br/DIAGNOSTICO_TEMATICO_INFRAESTRURA_PARA_OS_SERVICOS_RS_SNIS_2022.pdf. Acesso em: 10 mar. 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). 2010. Estudo sobre o Potencial de Geração de Energia a partir de Resíduos de Saneamento (lixo, esgoto), visando incrementar o uso de biogás como fonte alternativa de energia renovável - Projeto Executivo. 2010. 44 p.

MMA/MEC/IDEC. 2005. Consumo Sustentável: Manual de educação. Brasília: Consumers International/ MMA/ MEC/IDEC, 2005. 160 p. Disponível em: <http://portal.mec.gov.br/dmdocuments/publicacao8.pdf>. Acesso em: 10 de fev. 2019.

MMA. 2004. PNMA II- índices e indicadores ÍNDICE 2 . PNMA II- Subcomponente Monitoramento da Qualidade da Água : O projeto do Estado de Pernambuco Resultados. Brasília: [s.n.].

MOR, S. *et al.* Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation: A case study. *Science of the Total Environment*, v. 371, n. 1-3, p. 1-10, 2006.

MOR, S.; NEGI, P.; KHAIWAL, R. Assessment of groundwater pollution by landfills in India using leachate pollution index and estimation of error. *Environmental nanotechnology, monitoring & management*, v. 10, p. 467-476, 2018.

MORAIS, J. P. S.; ROSA, M. DE F.; MARCONCINI, J. M. Procedimentos para Análise Lignocelulósica. Campina Grande: Embrapa. 2011. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/900898/procedimento-para-analise-lignocelulosica>. Acesso em: 29 mar. 2020.

MIRANDA, J. C. Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectivas. *Revista Saúde e Biologia*, v. 4, n. 1, p. 31-37, 2009.

MORAVIA, W. G. Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2010. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/ENGD-89WPAG/1/wagner49.pdf>. Acesso em: 06 jun. 2018.

MORITA, A. K., IBELLI-BIANCO, C., ANACHE, J. A., COUTINHO, J. V., PELINSON, N. S., NOBREGA, J., ... WENDLAND, E. Pollution threat to water and soil quality by dumpsites and non-sanitary landfills in Brazil: A review. *Waste Management*, v. 131, p. 163-176, 2021.

MORRIS, J. W. F. *et al.* Modeling methane oxidation in landfill cover soils as indicator of functional stability with respect to gas management. *Journal of the Air and Waste Management Association*, v. 69, n. 1, p. 13-22, 2019.

MOSURO, G. O. *et al.* Assessment of groundwater vulnerability to leachate infiltration using electrical resistivity method. *Applied Water Science*, n. 7, p. 2195-2207, 2016.

MOURA, A. C. M.; FONSECA, B. M.; CARVALHO, G. A. Rotina para Elaboração de MDE com o uso de ArcView: utilizando a base de dados da “Shuttle Radar Topography Mission” realizada pela NASA, 2006. Disponível em: http://www.arq.ufmg.br/mde/srtm_arcview.pdf. Acesso em: 15 mar. 2018.

MOUSAVI, M. S. *et al.* In situ characterization of temperature and gas production using membrane interface probe (MIP) and hydraulic profiling tool (HPT) in an operating municipal solid waste landfill. *E3S Web of Conferences*, v. 205, 2020.

MOVIMENTO NACIONAL DE DOS CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS (MNCR), 2021. Quantos Catadores existem em atividade no Brasil? Disponível em: <https://www.mncr.org.br/sobre-o-mncr/duvidas-frequentes/quantos-catadores-existem-em-atividade-no-brasil#:~:text=Os%20catadores%20s%C3%A3o%20respons%C3%A1veis%20pela,da%20Bahia%20%E2%80%93%20GERI%2C%202006>. Acesso em: 05 de nov. 2020.

MULLINS, J.A.; CARSEL, R.F.; SCARBROUGH, J.E.; IVERY, A.M.. PRZM-2, a Model for Predicting Pesticides Fate in the Crop Root and Unsaturated Soil Zones: UserManual for Release 2.0. US-EPA, Athens, GA, 1993, 406 p.

MUTINGI, M.; MBOHWA, C.; KOMMULA, V. P. System dynamics approaches to energy policy modelling and simulation. *Energy Procedia*, v. 141, p. 532-539, 2017.

- MTX. 2017. Estudo de Impacto Ambiental (EIA): Aterro Industrial - Resíduos Classes I e II Aterro de Resíduos da Construção Civil - Resíduos Classe A. Pirai do Sul: MTX Construtora LTDA. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/eia_mtx.pdf >. Acesso em: 09 ago. 2020.
- MYHRE, G. *et al.* Anthropogenic and natural radiative forcing Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge and New York: [s.n.]. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf. Acesso em: 3 mar 2020.
- NABI, M. *et al.* A comprehensive review on the use of conductive materials to improve anaerobic digestion: Focusing on landfill leachate treatment. *Journal of Environmental Management*, v. 309, n. October 2021, p. 114540, 2022.
- NANDA, S.; BERRUTI, F. Municipal solid waste management and landfilling technologies: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 19, n. 2, p. 1433-1456, 2021.
- NASCIMENTO, M. C. B. Metodologia de Identificação de Áreas para Implantação de Aterros Sanitários. (M. C. B. do Nascimento, Ed.). Metodologia de Identificação de Áreas para Implantação de Aterros Sanitários. Anais... Brasília: 2005
- NAVEEN, B. P.; SUMALATHA, J.; MALIK, R. K. A study on contamination of ground and surface water bodies by leachate leakage from a landfill in Bangalore, India. *International Journal of Geo-Engineering*, v. 9, n. 27, p. 2-20, 2018.
- NECULAU, C. *et al.* Innovative Landfill Characterization: the Case Study of Onoz Landfill (Wallonia, Belgium). 17th International Waste Management and Landfill Symposium. Anais...Santa Margherita di Pula: 2019 CISA Publisher, 2019. Disponível em: <https://eurelco.org/>. Acesso em: 05 jan. 2021.
- NIELFA, A.; CANO, R.; FDZ-POLANCO, M. Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports*, v. 5, n. 1, p. 14-21, 2015.
- NG, C. W. W.; GUO, H. W.; XUE, Q. A Novel Environmentally Friendly Vegetated Three-Layer Landfill Cover System Using Construction Wastes But Without a Geomembrane. *Indian Geotechnical Journal*, v. 51, n. 3, p. 460-466, 2021.
- NIKKHAH, A.; KHOJASTEHPOUR, M.; ABBASPOUR-FARD, M. H. Hybrid landfill gas emissions modeling and life cycle assessment for determining the appropriate period to install biogas system. *Journal of Cleaner Production*, v. 185, n. 1, p. 772-780, 2018.
- NOGUEIRA, I. DE A. Recuperação de lixões: proposta de metodologia de apoio à tomada de decisão. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação), Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Juiz de Fora, 2015. Disponível em: https://www2.ufjf.br/engsanitariaeambiental/files/2014/02/TCC_Israel_FINALIZADO.pdf . Acesso em: 24 jun. 2019.

NOJEDEHI, P. *et al.* Environmental assessment of energy production from landfill gas plants by using Long-range Energy Alternative Planning (LEAP) and IPCC methane estimation methods: A case study of Tehran. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, v. 16, n. 2016, p. 33-42, 2016.

NONAMI, K. Prospect and Recent Research & Development for Civil Use Autonomous Unmanned Aircraft. *Journal of System Design and Dynamics*, v. 1, n. 2, p. 120-128, 2007.

NOROUZI, A.; UYGAR, E.; NALBANTOGLU, Z. A review on the effects of landfill leachate on the physical and mechanical properties of compacted clay liners for municipality landfills. *Arabian Journal of Geosciences*, v. 15, n. 12, 2022.

NOWAK, M. M. *et al.* Mobile GIS applications for environmental field surveys: A state of the art. *Global Ecology and Conservation*, v. 23, 2020.

NUNES, P. *et al.* Uma aplicação do índice de qualidade do aterro (IQR) na área de disposição dos resíduos sólidos urbanos do município de Corrente - Pi. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 9, n. 1, p. 445-459, 2020.

NWANOSIKE, A. A. Assessing the effects of Aladimma dumpsite on soil and groundwater using water quality index and factor analysis. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, v. 5, n. 11, p. 763-770, 2011.

OBLADEN, N. L.; OBLADEN, N. T. R.; BARROS, K. R. DE. Guia para elaboração de projetos de aterros sanitários para resíduos sólidos urbanos. *Série de publicações temáticas do CREA-PR*, v. 2, n. 4, p. 64, 2009.

OJURI, O.; OLUWATUYI, O. Strength and hydraulic conductivity characteristics of sand-bentonite mixtures designed as a landfill liner. *Jordan Journal of Civil Engineering*, v. 11, n. 4, p. 614-622, 2017.

OLIVEIRA, C. N. Recuperação Ambiental De Aterros Sanitários Na Região Metropolitana De Campinas: Revegetação E Uso Futuro. *Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo*, 2004. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/Acervo/Detalhe/343940>. Acesso em: 01 jan. 2019.

OLIVEIRA, Oseia Gomes de. *Dinâmica de sistemas como método de gestão de riscos: Aplicação na Gestão de Riscos em Recursos Hídricos. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília*, 2018.

OLIVEIRA, R. C.; BOIN, M. N.; FELÍCIO, M. J. Teoria da paisagem aplicada à escolha de área para aterros sanitários. *Mercator*, v. 16, n. e16017, p. 1-16, 2017.

OLIVEIRA, R. F.; BRAGA, R. M. Q. L. Sistema de cobertura final de um aterro sanitário para a RMB de Belém-PA com emprego de resíduos da construção civil. *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*, v. 6, n. 3, p. 573-596, 2017.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. ONU. População mundial atingiu 7,6 bilhões de habitantes e deve subir para 8,6 bilhões em 2030. Disponível em: <http://www.ufjf.br/ladem/2014/10/01/o-envelhecimento-no-brasil/>. Acesso em: 24 set. 2020.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. ONU. The Millennium Development Goals Report. United Nations, p. 72, 2015.

OUYANG, Y.; XU, D.; LEININGER, T. D.; ZHANG, N. A system dynamic model to estimate hydrological processes and water use in a eucalypt plantation. *Ecological Engineering*, v. 86, 2016, p. 290-299.

OWENS, J. M.; CHYNOWETH, D. P. Biochemical methane potential of municipal solid waste (MSW) components. *Water Science and Technology*, v. 27, n. 2, p. 1-14, 1993.

ÖZDEMİR, A. *et al.* Decision-making for the selection of different leachate treatment/management methods: the ANP and PROMETHEE approaches. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, n. 16, p. 19798-19809, 2020.

PADILLA, R. S. Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários. [s.l.] Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

PALERMO, R. A. Integração de levantamento fotogramétrico aéreo com o uso de VANT e levantamento fotogramétrico terrestre para o mapeamento tridimensional das ruínas de São Miguel das Missões, 2013, 173 f. Trabalho de conclusão de curso (monografia) Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2013.

PAZOKI, M.; GHASEMZADE, R.; ZIAEE, S. P. Simulation of municipal landfill leachate movement in soil by HYDRUS-1D model. *Advances in Environmental Technology*, v. 3, p. 177-184, 2017.

PARK, J. K. *et al.* Methods for determining the methane generation potential and methane generation rate constant for the FOD model: a review. *Waste Management and Research*, v. 36, n. 3, p. 200-220, 2018.

PARVIN, F.; TAREQ, S. M. Impact of landfill leachate contamination on surface and groundwater of Bangladesh: a systematic review and possible public health risks assessment. *Applied Water Science*, v. 11, n. 6, p. 1-17, 2021.

PASALARI, H. *et al.* Management of landfill leachate in Iran: valorization, characteristics, and environmental approaches. *Environmental Chemistry Letters*, v. 17, n. 1, p. 335-348, 2019.

PATTNAIK, S.; REDDY, M. V. Assessment of Municipal Solid Waste management in Puducherry (Pondicherry), India. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 8, p. 512-520, 2010.

PEARSE, L. F.; HETTIARATCHI, J. P.; KUMAR, S. Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste - A review. *Bioresource Technology*: Elsevier. 2018.

PEÑAFIEL, R.; PESÁNTEZ, L.; OCHOA-HERRERA, V. Estimation of Landfill Methane Generation from Solid Waste Management Options in the Galapagos Islands. In: *Sustainable Energy Mix in Fragile Environments, Social and Ecological Interactions in the Galapagos Islands*. 1. ed. Quito: Springer International Publishing AG, 2018. p. 141-151.

PENTEADO, R. *et al.* Application of the IPCC model to a Brazilian landfill: First results. *Energy Policy*, v. 42, p. 551 - 556, 2012.

PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. *Meteorologia agrícola-Agrometeorologia: Fundamentos e Aplicações Práticas*. Piracicaba: [s.n.]. Disponível em: http://www.leb.esalq.usp.br/leb/aulas/lce306/MeteorAgricola_Apostila2007.pdf. Acesso em: 26 jan. 2021.

PEREIRA, A. R. Simplificado o balanço hídrico de Thornthwaite-Mather. *Agrometeorologia - Bragantia*, v. 64, n. 2, 2005, p. 311-313.

PEREIRA, A. V. R. P.; SOARES, S. R.; PEREIRA, S. W. Definição de critérios para avaliação de sistemas de disposição final de resíduos sólidos urbanos no estado de Santa Catarina. ICTR. Anais... Florianópolis: ICTR / NISAM, 2004.

PINTO, D. P. S. Contribuição à Avaliação de Aterros de Resíduos. Industriais. Dissertação (mestrado). COPPE- Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011. XVII, 145p. Disponível em: <http://www.coc.ufrrj.br/en/documents2/mestrado/2011-2/1263-debora-pereira-de-sousa-pinto-mestrador/file>. Acesso em: 12 dez. 2019.

POAGUE, K. I. H. M. *et al.* SIG na seleção de áreas para implantação de aterros sanitários: estudo de caso em Jundiaí SP. *Revista DAE*, v. 66, n. 213, p. 59-75, 2018.

PORCIÚNCULA, R. DE J.; LEAL, L. R. B. Geoelectric characterization for implantation a landfill. *Brazilian Journal of Geophysics*, v. 37, n. 4, p. 481-487, 2019.

PLOCOSTE, T.; KOALY, S. J. Estimation of Methane Emission from a Waste Dome in a Tropical Insular Area. *International Journal of Waste Resources*, v. 6, n. 2, 2016.

PRADWI SUKMA, A. P.; WIDIADNYANA, W. M. Aspects influence leachate characteristics on leachate treatment plants in Temesi Landfill Gianyar Regency, Bali Province, Indonesia. *E3S Web of Conferences*. Anais... 2020.

PRZYDATEK, G.; KANOWNIK, W. Impact of small municipal solid waste landfill on groundwater quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 3, p. 1-14, 2019.

RAHIMI, S. *et al.* Sustainable landfill site selection for municipal solid waste based on a hybrid decision-making approach: Fuzzy group BWM-MULTIMOORA-GIS. *Journal of Cleaner Production*, v. 248, p. 119186, 2019.

RAHMAT, Z. G. *et al.* Landfill Site Selection using GIS and AHP : a Case Study : Behbahan, Iran. *KSCE Journal of Civil Engineering*, v. 21, n. 1, p. 111-118, 2017.

RAJENDRAN, S. *et al.* A critical review on various remediation approaches for heavy metal contaminants removal from contaminated soils. *Chemosphere*, v. 287, n. P4, p. 132369, 2022.

RAPTI-CAPUTO, D.; VACCARO, C. Geochemical evidences of landfill leachate in groundwater. *Engineering Geology*, v. 85, n. 1-2, p. 111-121, 2006.

- REDDY, K. R. *et al.* Effects of Degradation on Geotechnical Properties of Municipal Solid Waste from Orchard Hills Landfill, USA. *International Journal of Geosynthetics and Ground Engineering*, v. 1, n. 3, p. 1-14, 2015.
- REGINATO, P.; STRIEDER, A. Caracterização Hidrogeológica E Potencialidades dos Aquíferos Fraturados da Formação Serra Geral Na Região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. *Águas Subterrâneas. Anais...* 2004. Disponível em: <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:CARACTERIZAÇÃO+HIDROGEOLÓGICA+E+POTENCIALIDADES+DOS+AQUÍFEROS+FRATURADOS+DA+FORMAÇÃO+SERRA+GERAL+NA#0>. Acesso em 03 jan. 2019.
- REMÉDIO, F. H. Análise de estabilidade de taludes de aterro de resíduos urbanos utilizando parâmetros geotécnicos de propostas bibliográficas e correlações com Nspt. 2014. 131 f. Dissertação - (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2007. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/92745>. Acesso em: 20 mai. 2021.
- RENOU, S. *et al.* Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.
- REVUELTA, M.B. Geosynthetics. In: *Construction Materials. Springer Textbooks in Earth Sciences, Geography and Environment*. Springer, Cham, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-3-030-65207-4_17. Acesso em: 03 mar. 2022.
- RIBEIRO, C. F. D. A. Recuperação de Áreas Degradadas - 1. ed. - Brasília: NT Editora, 2015. 143 p. ISBN 978-85-8416-085-3. Disponível em: <https://avant.grupont.com.br/dirVirtualLMS/arquivos/texto/f2ac28810a1dc39c5dba02b4650f83bd.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2021.
- RICHARDSON, G. P. Reflections on the foundations of system dynamics. *System Dynamics Review*, v. 27, n. 3, p. 219-243, 2011.
- RIO DE JANEIRO. Decreto nº 46890, de 23 de dezembro de 2019. Dispõe sobre o Sistema Estadual de Licenciamento e demais Procedimentos de Controle Ambiental - SELCA, e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado - Rio de Janeiro*, RJ, 24 dez 2019.
- RIYIS, M. T.; RIYIS, M. T. Considerações Sobre a Norma Brasileira 15.495-1: Poços De Monitoramento De Águas Subterrâneas Em Aquíferos Granulares - Parte 1: Projeto E Construção. *Ii Congresso Internacional De Meio Ambiente Subterrâneo*, n. 15, p. 1-4, 2007.
- RIZOMA Engenharia e Paisagismo. (2007) Projeto Executivo de Remediação e Encerramento do “Lixão” de Volta Redonda. Equipe Técnica: Simone da Costa Minervin, Marcelo Ferreira Rodrigues, Francisco J. P. Oliveira, Paulo Fernando Zatome Medeiros, Daniela Vaz, Edson Thiago Santoro Alves. Brasil. Prefeitura Municipal de Volta Redonda.
- ROCHA, J. C.; ROSA, A.H. Substâncias Húmicas Aquáticas: interação com espécies metálicas. São Paulo: Editora UNESP, 2003. 126 p.
- RODRIGUES, L. F.; DOS SANTOS, I. F. S.; DOS SANTOS, T. I. S.; BARROS, R. M.; FILHO, G.L.T. Energy and economic evaluation of MSW incineration and gasification in Brazil. *Renewable Energy*, v. 188, april 2022, p. 933-944.

- RODRIGO-ILARRI, J.; RODRIGO-CLAVERO, M. E.; CASSIRAGA, E. Bioleach: A new decision support model for the real-time management of municipal solid waste bioreactor landfills. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 17, n. 5, p. 1675 (1-24), 2020.
- RODRIGO-ILARRI, J.; RODRIGO-CLAVERO, M. E. Mathematical modeling of the biogas production in msw landfills. Impact of the implementation of organic matter and food waste selective collection systems. *Atmosphere*, v. 11, n. 12, p. 1-18, 2020.
- RODRIGUES, R. P. *et al.* Comparative analysis of methods and models for predicting biochemical methane potential of various organic substrates. *Science of the Total Environment*, v. 649, p. 1599-1608, 2019.
- ROLIM, G. D. S. *et al.* Climatic classification of köppen and thornthwaite systems and their applicability in the determination of agroclimatic zoning for the state of São Paulo, Brazil. *Bragantia*, v. 66, n. 4, p. 711-720, 2007.
- ROSLAN, M. K. M. *et al.* Creation of a ground water quality index for an open municipal landfill area. *Malaysian Journal of Mathematical Sciences*, v. 1, n. 2, p. 181-192, 2007.
- ROY, D. *et al.* Composting leachate: characterization, treatment, and future perspectives. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 17, n. 2, p. 323-349, 2018.
- RUOSO, A. C. *et al.* The impact of landfill operation factors on improving biogas generation in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 154, n. November 2021, 2022.
- SAFARI, E.; BARONIAN, C. Modeling temporal variations in leachate quantity generated at Kahrizak landfill. (BYU, Ed.) *Proceedings of International Environmental Modeling Software Society (IEMSS 2002)*, Switzerland. Anais...Lugano: 2002. Disponível em: <https://scholarsarchive.byu.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=3715&context=iemssconference>. Acesso em: 05 fev. 2018.
- SALEH, H. N. *et al.* Assessment of groundwater quality around municipal solid waste landfill by using Water Quality Index for groundwater resources and multivariate statistical technique: a case study of the landfill site, Qaem Shahr City, Iran. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 42, n. 5, p. 1305-1319, 2019.
- SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R.; ALLIA, K. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. *Desalination*. Algeria: Elsevier, v. 220, n. 1 - 3, p. 108 - 114, 2008.
- SANG, N. N.; SODA, S.; ISHIGAKI, T.; IKE, M. Microorganisms in landfill bioreactors for accelerated stabilization of solid wastes. (Report). *Journal of bioscience and bioengineering*. (S.I): Elsevier, v. 114, n. 3, p. 243-250, 2012.
- SANTA CATARINA. 1997. *Caracterização Hidrológica: Plano de gestão e gerenciamento da bacia do rio Araranguá*. Florianópolis: SDS.
- SANTOS, A. P. *et al.* Análise e dimensionamento para implantação de um aterro sanitário para as cidades de Jaraguá, Jesópolis e São Francisco de Goiás. *Revista Científica de Engenharia Civil*, v. 01, n. 2, p. 15, 2018.

SANTOS, A. R. DOS. Balanço Hídrico Seundo Thornthwaite e Mather, 1955. In: Climatologia. 1. ed. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo-UFES, 1994. p. 169 a 178.

SANTOS, I. R.; AUMOND, J. J. Matriz referência de Impactos Ambientais para empresas Transmissoras de energia elétrica do Sul do Brasil. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, v. 6, n. 3, p. 380 - 404, 2017.

SANTOS, M. M.; ROMANEL, C.; VAN ELK, A. G. H. P. Análise da eficiência de modelos de decaimento de primeira ordem na previsão da emissão de gás de efeito estufa em aterros sanitários brasileiros. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 22, n. 6, p. 1151-1162, 2017.

SANTOS, M. M. O.; VAN ELK, A. G. P; ROMANEL, C. A correction in the CDM methodological tool for estimating methane emissions from solid waste disposal sites. Journal of environmental Management. Elsevier: Rio de Janeiro, v. 164, p. 151 - 160, 2015.

SÃO PAULO. Fauna Urbana: Caderno de Educação Ambiental. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente, v. 1, n. 17, 2014.

SAVAGE, G. M. *et al.* Guidance for Landfilling Waste in Economically Developing Countries. Cincinnati: [s.n.]. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/91017GP2.PDF?Dockkey=91017GP2.PDF>. Acesso em 26 jan. 2017.

SCHAFER, H. L.; BEIER, N. A.; MACCIOTTA, R. Applying a Generalized FMEA Framework to an Oil Sands Tailings Dam Closure Plan in Alberta, Canada. Minerals, v. 12, n. 3, p. 293, 2022.

SCHROEDER, P. R.; LLOYD, C.M.; ZAPPI, P.A. The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model: Engineering Documentation for Version 3, EPA/600/9-94/xxx. Cincinnati, OH.: [s.n.].

SEETHARAMAN, S.; TEKUMALLA, S.; GUPTA, M. Unmanned Aerial Vehicles (UAV) in Precision Agriculture: Applications and Challenges. Magnesium-Based Nanocomposites, p. 1-19, 2020.

SENGUPTA, D.; AGRAHARI, S. Characterization and Monitoring of Solid Waste Disposal Sites Using Geophysical Methods: Current Applications and Novel Trends. In: SENGUPTA, D.; AGRAHARI, S. (Eds.). Modelling Trends in Solid and Hazardous Waste Management. 1. ed. Kharagpur: Springer, Singapore, 2017. p. 75-103.

SHALINI, S. S.; KARTHIKEYAN, O. P.; JOSEPH, K. Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment. Bioresource Technology, v. 101, n. 3, p. 845-852, 2010.

SHANKER, K. C.; ACHARYA, T. D. Advancements of Geodetic Activities in Nepal: A Review on Pre-and Post-2015 Gorkha Earthquake Eras with Future Directions. Remote Sensing, v. 14, n. 7, 2022.

SHARMA, A. *et al.* Formulation of a landfill pollution potential index to compare pollution potential of uncontrolled landfills. *Waste Management & Research*, v. 26, n. 5, p. 474-483, 2008.

SHOW, P. L. *et al.* A review on the advanced leachate treatment technologies and their performance comparison: an opportunity to keep the environment safe. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 4, 2019.

SILVA, C. A. *et al.* Evaluating the accuracy in volume calculation in a pile of waste using UAV, GNSS and LiDAR. *Boletim de Ciências Geodésicas*, v. 22, n. 1, p. 73-94, 2016.

SILVA, K. T. Projeto de um aterro sanitário de pequeno porte. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/367687585/TCC-Projeto-de-Um-Aterro-Sanitario-de-Pequeno-Porte-UFRJ-2016>. Acesso em: 20 jan 2021.

SMITH, M. C. *et al.* Characterization of Landfilled Municipal Solid Waste Following In Situ Aerobic Bioreduction. University of Georgia. 1997.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. SNIS. 2015. Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2015>. Acesso em: 01 abr 2017.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). 2021. Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/painel-informacoes-saneamento-brasil/web/painel-residuos-solidos>. Acesso em: 13 mai 2022.

SOLAZZO, E. *et al.* Uncertainties in the Emissions Database for Global Atmospheric Research (EDGAR) emission inventory of greenhouse gases. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 21, n. 7, p. 5655-5683, 2021.

SOUPIOS, P.; NTARLAGIANNIS, D. Modelling trends in solid and hazardous waste management. In: SENGUPTA, D.; AGRAHARI, S. (Eds.). *Modelling Trends in Solid and Hazardous Waste Management*. 1. ed. Kharapur: Springer, Singapore, 2017. p. 75-103.

SOUZA, N. S.; SOUZA, W. DE J.; CARDOSO, J. M. S. Caracterização hidrológica e influência da cobertura do solo nos parâmetros de vazão do Rio das Fêmeas. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 22, n. 3, p. 453-462, 2017.

SPIGOLON, L. M. G. *et al.* Landfill siting based on optimisation, multiple decision analysis, and geographic information system analyses. *Waste Management and Research*, v. 36, n. 7, p. 606-615, 2018.

SPINOLA, G. M. R. Caracterização e dimensionamento de aterros sanitários para resíduos sólidos urbanos no Brasil e nos municípios paulistas. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2017. Disponível em: http://mtc-m21c.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/06.08.19.01/doc/spinola_caracterizacao.pdf. Acesso em: 09 de fev. 2020.

SRIVASTAVA, V. *et al.* Urban solid waste management in the developing world with emphasis on India: challenges and opportunities. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 14, n. 2, p. 317-337, 2015.

ŠTEFAŇÁK, J.; CHALMOVSKÝ, J. Assessment of the Landfill Barrier System through Numerical Analysis: Rehabilitation and Expansion of Belgrade Landfill Case Study. *Sustainability*, v. 14, n. 13, p. 7647, 2022.

STERMAN, J. D. Business dynamics: System thinking and modeling for a complex world. MIT - Engineering Systems Division Working Paper Series, n. October, p. 982 pp, 2002.

STOCK, C. *et al.* Hydrologic Comparison of Prescriptive and Water Balance Covers. *Journal of Environmental Engineering*, v. 146, n. 7, p. 04020058 (1-14), 2020.

STYLIANOU, M. *et al.* Assessing the influence of biochars on the hydraulic properties of a loamy sand soil. *Biomass Conversion and Biorefinery*, v. 11, n. 2, p. 315-323, 2021.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL. SUDERHSA. Manual de Drenagem Urbana. Região Metropolitana de Curitiba/PR. Curitiba: SUDERHSA, 2002. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/mdu_versao01.pdf. Acesso em: 25 ago. 2021.

SUZUKI, D. K. Verticalização de aterros sanitários por meio de reforço com geogrelhas e diques periféricos alteados pelo método de montante. 2012. Dissertação - (mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola Politécnica. 2012. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3145/tde-16072013-122419/publico/Dissertacao_DenisKenhitiSuzuki.pdf. Acesso em: 26 jun. 2021.

TALALAJ, I. A. Assessment of groundwater quality near the landfill site using the modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, n. 6, p. 3673-3683, 2014.

TALALAJ, I. A.; BIEDKA, P. Use of the landfill water pollution index (LWPI) for groundwater quality assessment near the landfill sites. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 24, p. 24601-24613, 2016.

TALAŁAJ, I. A.; BIEDKA, P.; BARTKOWSKA, I. Treatment of landfill leachates with biological pretreatments and reverse osmosis. *Environmental Chemistry Letters*, v. 17, n. 3, p. 1177-1193, 2019.

TAMRU, A. T.; CHAKMA, S. Effects of Landfilled MSW Stabilization Stages on Composition of Landfill Leachate : A Review. *International Journal of Engineering Research & Technology*, v. 4, n. 03, p. 1-4, 2016.

TAPAHUASCO, W. F. C. Análise do comportamento de maciços sanitários e proposta de um modelo de previsão de recalques considerando a parcela da biodegradação. 2009. xxiii, 161 f. Tese (doutorado) - Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

TAROLLI, P.; SOFIA, G. Remote sensing for the analysis of anthropogenic geomorphology: Potential responses to sediment dynamics in the agricultural landscapes. In: *Developments in Earth Surface Processes*. 1. ed. [s.l.] Elsevier B.V., 2020. v. 23p. 255-269.

TECLE, D.; LEE, J.; HASAN, S. Quantitative analysis of physical and geotechnical factors affecting methane emission in municipal solid waste landfill. *Environmental Geology*, v. 56, n. 6, p. 1135-1143, 2009.

TENG, C. *et al.* Characterization and treatment of landfill leachate: A review. *Water Research*, v. 203, n. August, p. 117525, 2021.

TENODI, S.; KRČMAR, D.; AGBABA, J.; ZRNIĆ, K.; RADENOVIĆ, M.; UBAVIN, D.; DALMACIJA, B. Assessment of the environmental impact of sanitary and unsanitary parts of a municipal solid waste landfill. *Journal of environmental management*, v. 258, p. 110019, 2020.

THOMPSON, M. A. Determining impact significance in EIA: a review of 24 methodologies. *Journal of Environmental Management*, v. 30, n. 3, p. 235-250, 1990.

THOMPSON, S. *et al.* Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. *Waste Management*, v. 29, n. 7, p. 2085-2091, 2009.

THORNTHWAITE, C. W. An Approach Toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review*, v. 38, n. 1, p. 55-94, 1948.

TIETJE, O.; TAPKENHINRICHS, M. Evaluation of Pedo-Transfer Functions. *Soil Sci. Soc.*, v. 57, p. 1088-1095, 1993.

TOWNSEND, T. G. *et al.* Leachate Collection and Removal Systems (LCRS). In: *Sustainable Practices for Landfill Design and Operation*. 1. ed. New York: Springer, 2015. p. 1-472.

TOZ, G.; ERDOGAN, M. DEM (Digital Elevation Model) Production and accuracy modeling of DEMs from 1:35.000 scale aerial photographs. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Beijing, v. Vol. XXXVI, n. 1, p. 6, 2008.

TOZETTO, C. M. Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica da geração de lixiviado: estudo de caso do aterro sanitário de Curitiba. *Dissertação (mestrado) Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná*, 2008.

TRAN, H. Q.; FEHÉR, Z. Z. Water balance calculation capability of hydrological models. *Acta Agraria Kaposváriensis*, v. 26, n. 1, p. 37-53, 2022.

TULINAYO, F. . F.; BOMMEL, P. P. VAN; PROPER, E. From a system dynamics causal loop diagram to an object-role model: a stepwise approach. *Journal of Digital Information Management*, v. 10, n. 3, p. p174+, 2012.

UNITED NATIONS (UN). United Nations Conference on Environment and Development: Rio Declaration on Environment and Development. *International Legal Materials*, v. 31, n. 4, p. 874-880, 1992.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. UNFCCC. 2017. Methodological tool - Emissions from solid waste disposal sites. Version 08.0. Disponível em: <https://cdm.unfccc.int/methodologies/PAMethodologies/tools/am-tool-04-v8.0.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2021.

USEPA. Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide. 3.02 ed. North Carolina: Office of Research and Development Washington, 2005.

VAN, D. P. *et al.* A review of anaerobic digestion systems for biodegradable waste: Configurations, operating parameters, and current trends. *Environmental Engineering Research*, v. 25, n. 1, p. 1-17, 2020.

VAN DEN BERG, M. *et al.* Pedotransfer functions for the estimation of moisture retention characteristics of Ferralsols and related soils. *Geoderma*, v. 78, n. 3-4, p. 161-180, 1997.

VAN KREVELD, M. Efficient methods for isoline extraction from a TIN. *International Journal of Geographical Information Systems*, v. 10, n. 5, p. 523-540, 1996.

VANZELA, L. S.; JUNIOR, O. A.; LIMA, R. C. Determination of soil volume by planialtimetric survey methods. *Engenharia Agrícola*, v. 40, p. 207-214, 2020.

VARGAS, M. C. *et al.* Métodos de determinação da radiação solar global em diferentes planos inclinados. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v. 8, n. 4, p. 698-707, 2019.

VASCONCELOS, D. V. Estudo da tratabilidade do lixiviado gerado em Volta Redonda/RJ. Dissertação (mestrado) UFRJ - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 2014.

VAVERKOVÁ, M. D. Landfill impacts on the environment - Review. *Geosciences (Switzerland)*, v. 9, n. 10, p. 1-16, 2019.

VAZ, A. P. D. M. E S.; FIORI, A. P.; SILVEIRA, C. T. DA. Métodos de Obtenção de Valores de Ângulo de Atrito e Coesão: Comparação entre o Ensaio de Cisalhamento Direto e Cálculo baseado no Spt. *Boletim Paranaense de Geociências*, v. 74, n. 1, p. 1-10, 2018.

VENÂNCIO, D. M. *et al.* Os impactos ambientais ocasionados pelo manejo inadequado dos resíduos sólidos no aterro sanitário do município de Itacoatiara/AM. *Anais da III Jornada Científica do ICET/UFAM*, n. 1, p. 1-21, jun. 2018.

VOGEL, T.; VAN GENUCHTEN, M. T.; CISLEROVA, M. Effect of the shape of the soil hydraulic functions near saturation on variably-saturated flow predictions. *Advances in Water Resources*, v. 24, n. 2, p. 133-144, 2000.

- VU, H. L.; NG, K. T. W.; RICHTER, A. Optimization of first order decay gas generation model parameters for landfills located in cold semi-arid climates. *Waste Management*, v. 69, p. 315-324, 2017.
- WANG, B. *et al.* Determination of methane yield of cellulose using different experimental setups. *Water Science and Technology*, v. 70, n. 4, p. 599-604, 2014.
- WANGYAO, K. *et al.* Application of the IPCC Waste Model to solid waste disposal sites in tropical countries: Case study of Thailand. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 164, n. 1-4, p. 249-261, 2010.
- WASTE MANAGEMENT. 2003. Typical Leachate Collection and Recovery System. Disponível em: <https://hillside landfill.wm.com/environmental-protection/leachate-collection.jsp> . Acesso em: 14 set 2021.
- WESTLAKE, K. Sustainable Landfill - Possibility or Pipe-Dream? *Waste Management & Research*, v. 15, n. 5, p. 453-461, 1997.
- WHITE, B.; HOSLEY, K. Stella. *The Economic Journal*, v. 102, n. 412, p. 678 - 685. doi:10.2307/2234327. 1992.
- WIEDINMYER, C.; YOKELSON, R. J.; GULLETT, B. K. Global emissions of trace gases, particulate matter, and hazardous air pollutants from open burning of domestic waste. *Environmental Science and Technology*, v. 48, n. 16, p. 9523-9530, 2014.
- WIJEKOON, P. *et al.* Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. *Journal of Hazardous Materials*, v. 421, n. February 2021, p. 126627, 2022.
- WOO, H. *et al.* Evaluating ortho-photo production potentials based on UAV. *Spatial Information Research*, n. 26, p. 639-646, 2018.
- WORLD BANK. Energy sector management assistance programme: Handbook for the preparation of landfill gas to energy projects in Latin America and the Caribbean. Conestoga-Rovers & Associates: Ontario, 2004. 191 p.
- WU, D. *et al.* Perspective of harnessing energy from landfill leachate via microbial fuel cells: novel biofuels and electrogenic physiologies. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 99, n. 19, p. 7827-7836, 2015.
- WU, H.; TAN, C.; HONGTAO, W.; WENJING, L. Field air permeability and hydraulic conductivity of landfilled municipal solid waste in China. *Journal of environmental management*. China: Elsevier, v. 98, p. 15-22, 2012.
- XAVIER, L. H.; LINS, F. A. F. Mineração urbana de resíduos eletroeletrônicos: Uma nova fronteira a explorar no Brasil. *Brasil Mineral*, v. 1, n. 379, p. 22-26, 2018.

- XU, S.; ZHANG, H. First evidence for anaerobic oxidation of methane process in landfill cover soils: Activity and responsible microorganisms. *Science of the Total Environment*, v. 841, n. April, p. 156790, 2022.
- YANG, C. H. *et al.* UAV path planning method for digital terrain model reconstruction - A debris fan example. *Automation in Construction*, v. 93, n. May, p. 214-230, 2018.
- YUEN, S. T. S. *et al.* Water balance comparison between a dry and a wet landfill - A full-scale experiment. *Journal of Hydrology*, v. 251, n. 1-2, p. 29-48, 2001.
- ZACHAROF, A. I.; BUTLER, A. P. Stochastic modelling of landfill processes incorporating waste heterogeneity and data uncertainty. *Waste Management*, v. 24, n. 3, p. 241-250, 2004.
- ZAGONEL, D. G. Proposta de revisão do índice de qualidade de aterros sanitários do estado do Rio Grande do Sul (IQAS). 2022. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2022.
- ZAKI, A. A.; AHMAD, M. I.; EL-RAHMAN, K. M. A. Sorption characteristics of a landfill clay soil as a retardation barrier of some heavy metals. *Applied Clay Science*, v. 135, p. 150-167, 2017.
- ZAIRI, M.; AYDI, A.; DHIA, H. N. Leachate generation and biogas energy recovery in the Jebel Chakir municipal solid waste landfill. Tunisia. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 16, n. 1, pp. 141-150, 2014.
- ZHAN, L. T. *et al.* The 2015 Shenzhen catastrophic landslide in a construction waste dump: Reconstitution of dump structure and failure mechanisms via geotechnical investigations. *Engineering Geology*, v. 238, n. January, p. 15-26, 2018.
- ZHANG, W. No cultural revolution? Continuity and change in consumption patterns in contemporary China. *Journal of Consumer Culture*, v. 17, n. 3, p. 639-658, 2017.
- ZHENG, W. *et al.* Evaluation of a classification method for biodegradable solid wastes using anaerobic degradation parameters. *Waste Management*, v. 33, n. 12, p. 2632-2640, 2013.
- ZOLNIKOV, T. R. *et al.* Continued medical waste exposure of recyclable collectors despite dumpsite closures in Brazil. *Journal of Health and Pollution*, v. 9, n. 23, p. 1-10, 2019.
- ZORPAS, Antonis A. Strategy development in the framework of waste management. *Science of the total environment*, v. 716, p. 137088, 2020.

ANEXO A - IQR CETESB

ÍNDICE DA QUALIDADE DE ATERROS DE RESÍDUOS - IQR				
MUNICÍPIO:			DATA:	
LOCAL:			AGÊNCIA:	
BACIA HIDROGRÁFICA:			UGRHI:	
LICENÇA: L.I.: <input type="checkbox"/> L.O.: <input type="checkbox"/>			TÉCNICO:	

ITEM	SUB-ITEM	AVALIAÇÃO	PESO	PONTOS
ESTRUTURA APÓLIO	1. PORTARIA, BALANÇA E VIGILÂNCIA	SIM / SUFICIENTE NÃO / INSUFICIENTE	2 0	
	2. ISOLAMENTO FÍSICO	SIM / SUFICIENTE NÃO / INSUFICIENTE	2 0	
	3. ISOLAMENTO VISUAL	SIM / SUFICIENTE NÃO / INSUFICIENTE	2 0	
	4. ACESSO À FRENTE DE DESCARGAS	ADEQUADO INADEQUADO	3 0	
FRENTE DE TRABALHO	5. DIMENSÕES DA FRENTE DE TRABALHO	ADEQUADAS INADEQUADAS	5 0	
	6. COMPACTAÇÃO DOS RESÍDUOS	ADEQUADA INADEQUADA	5 0	
	7. RECOBRIMENTO DOS RESÍDUOS	ADEQUADO INADEQUADO	5 0	
TALUDES E BERMASSAS	8. DIMENSÕES E INCLINAÇÕES	ADEQUADAS INADEQUADAS	4 0	
	9. COBERTURA DE TERRA	ADEQUADA INADEQUADA	4 0	
	10. PROTEÇÃO VEGETAL	ADEQUADA INADEQUADA	3 0	
SUPERFÍCIE	11. AFLORAMENTO DE CHORUME	NÃO / RAROS SIM / NUMEROSOS	4 0	
	12. NIVELAMENTO DA SUPERFÍCIE	ADEQUADO INADEQUADO	5 0	
	13. HOMOGENEIDADE DA COBERTURA	SIM NÃO	5 0	
ESTRUTURA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL	14. IMPERMEABILIZAÇÃO DO SOLO	SIM/ADEQUADA (N.PREENCHER ITEM 15) NÃO/INADEQUADA (PREENCHER ITEM 15)	10 0	
	15. PROF. LENÇOL FREÁTICO (P) X PERMEABILIDADE DO SOLO (k)	$P \geq 3 \text{ m}; k \leq 10^{-6} \text{ cm/s}$ $1 \leq P \leq 3 \text{ m}; k \leq 10^{-6} \text{ cm/s}$ CONDIÇÃO INADEQUADA	4 2 0	
	16. DRENAGEM DE CHORUME	SIM / SUFICIENTE NÃO / INSUFICIENTE	4 0	
	17. TRATAMENTO DE CHORUME	SIM / ADEQUADO NÃO / INADEQUADO	4 0	
	18. DRENAGEM PROVISÓRIA DE ÁGUAS PLUVIAIS	SUFICIENTE / DESNECES. NÃO / INSUFICIENTE	3 0	
	19. DRENAGEM DEFINITIVA DE ÁGUAS PLUVIAIS	SUFICIENTE / DESNECES. NÃO / INSUFICIENTE	4 0	
	20. DRENAGEM DE GASES	SUFICIENTE / DESNECES. NÃO / INSUFICIENTE	4 0	
	21. MONITORAMENTO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	ADEQUADO INADEQUADO / INSUFIC. INEXISTENTE	4 1 0	
	22. MONITORAMENTO GEOTÉCNICO	ADEQUADO / DESNECES. INADEQUADO / INSUFICEN. INEXISTENTE	4 1 0	
	SUBTOTAL 1			86

ITEM	SUB-ITEM	AVALIAÇÃO	PESO	PONTOS	
OUTRAS INFORMAÇÕES	23. PRESENÇA DE CATADORES	NÃO SIM	2 0		
	24. QUEIMA DE RESÍDUOS	NÃO SIM	2 0		
	25. OCORRÊNCIA DE MOSCAS E ODORES	NÃO SIM	2 0		
	26. PRESENÇA DE AVES E ANIMAIS	NÃO SIM	2 0		
	27. RECEBIMENTO DE RESÍDUOS NÃO AUTORIZADOS	NÃO SIM	2 0		
	28. RECEBIMENTO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS	SIM (Preencher item 29) NÃO (ir p/ item 30)		-	
	29. ESTRUTURAS E PROCEDIMENTOS	SUFICIENTE / ADEQUADO INSUFICIENTE / INADEQ.	10 0		
	SUBTOTAL 2.1			10	
	SUBTOTAL 2.2			20	
CARACTERÍSTICA	30. PROXIMIDADES DE NÚCLEOS HABITACIONAIS	$\geq 500 \text{ m}$ $< 500 \text{ m}$	2 0		
	31. PROXIMIDADES DE CORPOS DE ÁGUA	$\geq 200 \text{ m}$ $< 200 \text{ m}$	2 0		
	32. VIDA ÚTIL DA ÁREA	$\leq 2 \text{ ANOS}$	<input type="checkbox"/>	-	
		$2 < \leq 5 \text{ ANOS}$	<input type="checkbox"/>		
		$> 5 \text{ ANOS}$	<input type="checkbox"/>		
33. RESTRIÇÕES LEGAIS AO USO DO SOLO	SIM NÃO	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>	-		
SUBTOTAL 3			4		

TOTAL MÁXIMO (100)		TOTAL MÁXIMO (110)	
TOTAL MÁXIMO 2.1		TOTAL MÁXIMO 2.2	
sem recebimento de resíduos industriais		com recebimento de resíduos industriais	
<input type="text"/>		<input type="text"/>	
IQR-SOMA DOS PONTOS/10		IQR-SOMA DOS PONTOS/11	
sem recebimento de resíduos industriais		com recebimento de resíduos industriais	
<input type="text"/>		<input type="text"/>	

Cálculo do IQR

(sem receb. resíduos industriais) $IQR = (SUBTOTALS 1+2.1+3)/10 = 10,0$

(com receb. resíduos industriais) $IQR = (SUBTOTALS 1+2.2+3)/11 = 10,0$

IQR	AVALIAÇÃO
0,0 a 7,0	CONDIÇÕES INADEQUADAS
7,1 a 10,0	CONDIÇÕES ADEQUADAS

ANEXO B - Espécies para auxiliar a remediação de áreas contaminadas

Família Botânica	Espécies indicadas	Características
<i>Poaceae</i>	<i>Brachiaria humidicola</i> <i>Brachiaria decumbens</i> <i>Brachiaria ruziziensis</i> <i>Paspalum notatum</i> <i>Eragrostis curvula</i> <i>Melinis minutiflora</i> <i>Cynodon dactylon</i> <i>Lolium multiflorum</i> <i>Setaria anceps</i>	Crescimento rápido; baixa exigência em fertilidade; alta capacidade de perfilhamento; alta produção de material vegetativo e consequente elevada produção de biomassa.
<i>Fabaceae</i>	<i>Pueraria phaseoloides</i> <i>Calopogonium mucunoides</i> <i>Cajanus cajan</i> <i>Centrosema pubescens</i> <i>Estizolobium aterrimum</i>	Alta capacidade reprodutiva; baixa exigência em fertilidade; fixação de nitrogênio; captação e reciclagem de nutrientes mais profundos (sistema radicular)

ANEXO C - Legislação federal aplicada aos prestadores de serviço de coleta de RSU (“catadores”).

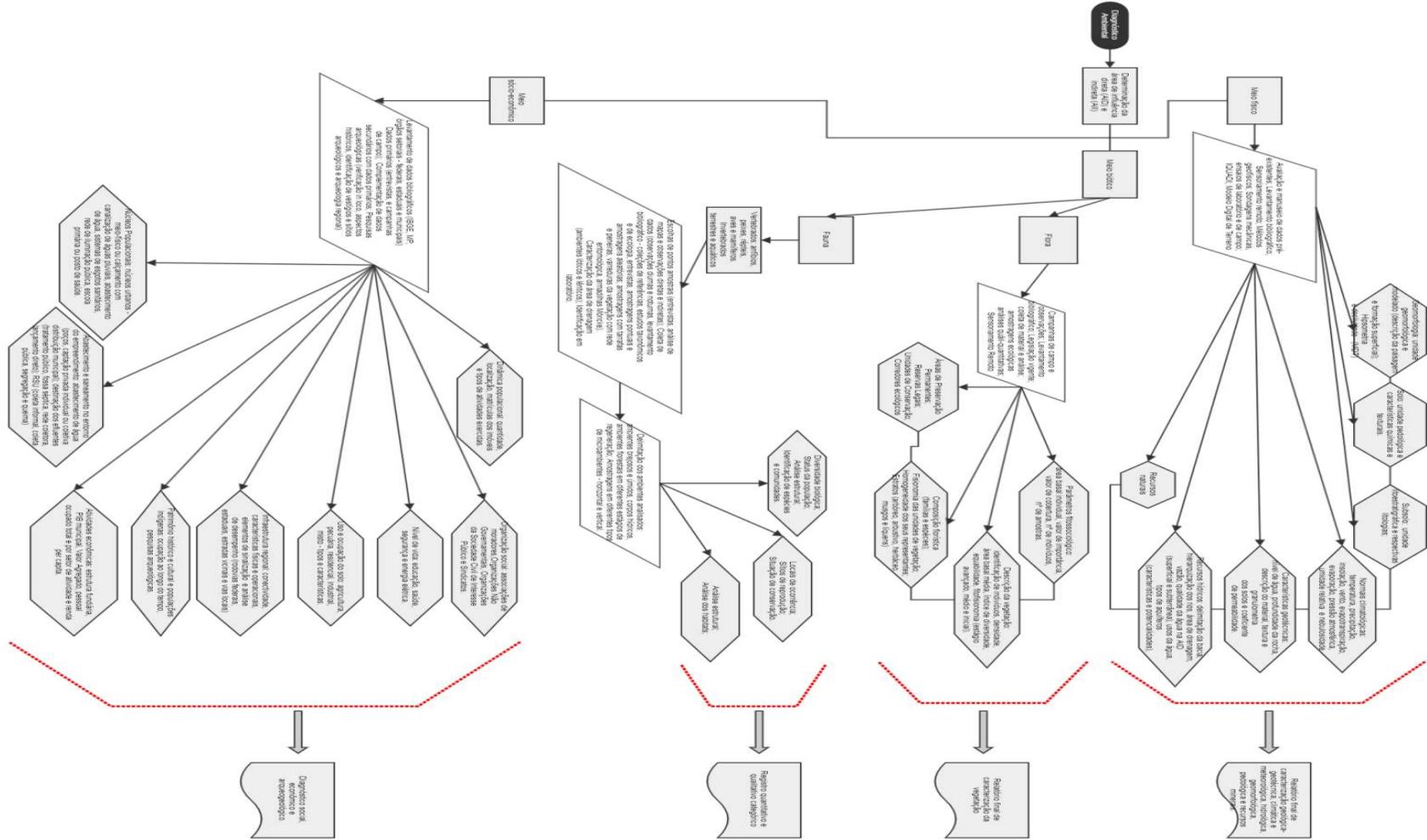
Legislação	Observações
DECRETO Nº 5.940/2006	- Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública federal direta e indireta, na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis.
LEI Nº 11.445/2007	- Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; - Dispensa de licitação para contratação de associações ou cooperativas formadas exclusivamente por pessoas físicas de baixa renda reconhecidas pelo poder público como catadores de materiais recicláveis,
DECRETO Nº 7.217/2010	- Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; - Consideram-se também prestadoras do serviço público de manejo de resíduos sólidos as associações ou cooperativas, formadas por pessoas físicas de baixa renda reconhecidas pelo Poder Público como catadores de materiais recicláveis.
LEI Nº 12.305/2010 (PNRS)	- Incentivo às organizações de catadores; - Participação na gestão integrada; - Participação na cadeia produtiva de logística reversa; - Eliminação dos “lixões” e inclusão social e emancipação econômica de catadores nas áreas irregulares ; - Elaboração de Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos que deverá conter a participação de cooperativas ou outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis formadas por pessoas físicas de baixa renda na coleta seletiva; - Programas e ações para a participação dos grupos interessados
LEI Nº 13.019/2014	- Parcerias entre a administração pública e as organizações da sociedade civil
DECRETO Nº 7.404/2010	- Regulamenta a PNRS
DECRETO Nº 7.405/2010	- Institui o Programa Pró-Catador,
LEI Nº 12.375/2010	- Alterações na Legislação Tributária para indústria que adquirirem matéria prima diretamente das cooperativas de catadores
LEI Nº 5.764/1971	- Define a Política Nacional de Cooperativismo, institui o regime jurídico das sociedades cooperativas, e dá outras providências.
LEI Nº 12.690/2012	- Dispõe sobre a organização e o funcionamento das Cooperativas de Trabalho; institui o Programa Nacional de Fomento às Cooperativas de Trabalho

ANEXO D - Arcabouço jurídico institucional sobre uso do solo.

Legislação	Observações
CF/1988: Art. 21. XX.	Compete à União instituir diretrizes para o desenvolvimento urbano, inclusive habitação e saneamento básico.
CF/1988: Art. 30. VIII.	Compete aos municípios planejar e controlar o ordenamento territorial e parcelar e ocupar o solo urbano.
CF/1988: Art. 182. VIII.	A política de desenvolvimento urbano é executada pelo Município e tem por objetivo ordenar o desenvolvimento das funções sociais da cidade e promover o bem-estar de seus habitantes.
Lei Federal Nº 10.257/2001. Art. 2º. IV.	Apresenta o objetivo de planejamento do desenvolvimento das cidades, da distribuição espacial da população de modo a evitar e corrigir as distorções do crescimento urbano e seus efeitos negativos sobre o meio ambiente;
Lei Federal Nº 10.257/2001. Art. 2º. VI. (b).	Ordenar e controlar o uso do solo visando evitar a proximidade de usos incompatíveis ou inconvenientes
Lei Federal Nº 10.257/2001. Art. 2º. VI. (g).	Ordenar e controlar o uso do solo visando evitar a poluição e a degradação ambiental;
Lei Federal Nº 10.257/2001. Art. 2º. VI. (h).	Ordenar e controlar o uso do solo visando evitar a exposição da população a riscos de desastres.
Lei Federal Nº 10.257/2001. Art. 2º. XII.	Apresenta o objetivo de proteção, preservação e recuperação do meio ambiente natural e construído.
Lei Federal Nº 10.257/2001. Art. 2º. XIII.	Apresenta o objetivo de promover a audiência do Poder Público municipal e da população interessada nos processos de implantação de empreendimentos ou atividades com efeitos potencialmente negativos sobre o meio ambiente natural ou construído, o conforto ou a segurança da população;
Lei Federal Nº 10.257/2001. Art. 2º. XVIII.	Objetivo de dar prioridade às obras de saneamento.
Lei Federal Nº 10.257/2001. Art. 3º. III.	Compete à União sozinha ou em conjunto com os Estados e os Municípios, promover programas de construção de moradias e melhoria das condições habitacionais e de saneamento básico
Lei Federal Nº 6.766/1979. Art. 3º. Parágrafo único. V.	Não será permitido o parcelamento do solo: em terrenos que tenham sido aterrados com material nocivo à saúde pública, sem que sejam previamente saneados; em terrenos com declividade igual ou superior a 30% (trinta por cento); em terrenos onde as condições geológicas não aconselham a edificação; em áreas de preservação ecológica ou naquelas onde a poluição impeça condições sanitárias suportáveis, até a sua correção.
Lei Federal Nº 6.938/1981. Art 9º. II e IV.	Determina o zoneamento ambiental e o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras como instrumento da Política Nacional de Meio Ambiente
Lei Federal Nº 6.938/1981. Art 2º. II, V, VIII.	Racionalização do uso do solo; Controle e zoneamento das atividades potencial ou efetivamente poluidoras; Recuperação de áreas degradadas.
Lei Federal Nº 6.938/1981. Art 10.	A construção, instalação, ampliação e funcionamento de estabelecimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental dependerão de prévio licenciamento ambiental.
Resolução CONAMA Nº 1/1986. Art.2º. X.	O licenciamento ambiental de aterros sanitários e áreas de processamento e destino final de resíduos tóxicos ou perigosos dependerá de elaboração de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA).

Resolução CONAMA Nº 5/1988. Art. 3º. IV. (a).	Ficam sujeitas ao licenciamento as obras de unidades de transferência, tratamento e disposição final de resíduos sólidos de origem doméstica, pública e industrial
Resolução CONAMA Nº 5/1989. 2.5	Estabelecimento de sistema de disciplinamento da ocupação do solo baseado no licenciamento prévio das fontes de poluição.
Resolução CONAMA Nº 237/1997.	Atividades sujeitas ao licenciamento: Tratamento / disposição de resíduos especiais tais como: agroquímicos e suas embalagens usadas e de serviço de saúde, entre outros; Tratamento e destinação de resíduos sólidos urbanos, inclusive aqueles provenientes de fossas.
Portaria MINTER N º 124/1980	Determina distanciamento mínimo de 200 metros de coleções hídricas para indústrias potencialmente poluidoras e construções ou estruturas que armazenam substâncias capazes de causar poluição. Em situações na qual forem previstas distâncias maiores (Lei Federal 12.651/2012 e legislações aplicáveis) estas deverão ser atendidas;
Lei Federal N º 12.651/2012	Estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação, áreas de Preservação Permanente e as áreas de Reserva Legal e estabelece as áreas de preservação permanente: faixas marginais de qualquer curso de água natural perene e intermitente (varia de acordo com a largura do curso de água); as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes (50 metros); as encostas ou partes destas com declividade superior a 45º; as restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues; os manguezais, em toda a sua extensão; as bordas dos tabuleiros ou chapadas, até a linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (cem) metros em projeções horizontais; no topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25º; as áreas em altitude superior a 1.800 metros; em veredas (50 metros);
Lei Federal Nº 12.725/2012. Art. 2º. VI.	Área de Segurança Aeroportuária (ASA): área circular do território de um ou mais municípios, definida a partir do centro geométrico da maior pista do aeródromo ou do aeródromo militar, com 13 e 20 km de raio, cujo uso e ocupação estão sujeitos a restrições especiais em função da natureza atrativa de fauna (vazadouros de resíduos sólidos e quaisquer outras atividades que sirvam de foco ou concorram para a atração relevante de fauna);
ABNT - NBR 5422:1985	A largura da faixa de segurança de uma linha aérea de transmissão de energia deve ser determinada levando-se em conta o balanço dos cabos devido à ação do vento, efeitos elétricos e posicionamento das fundações de suporte e estais.

ANEXO E - Fluxograma geral para realização do diagnóstico das áreas de disposição de RSU.



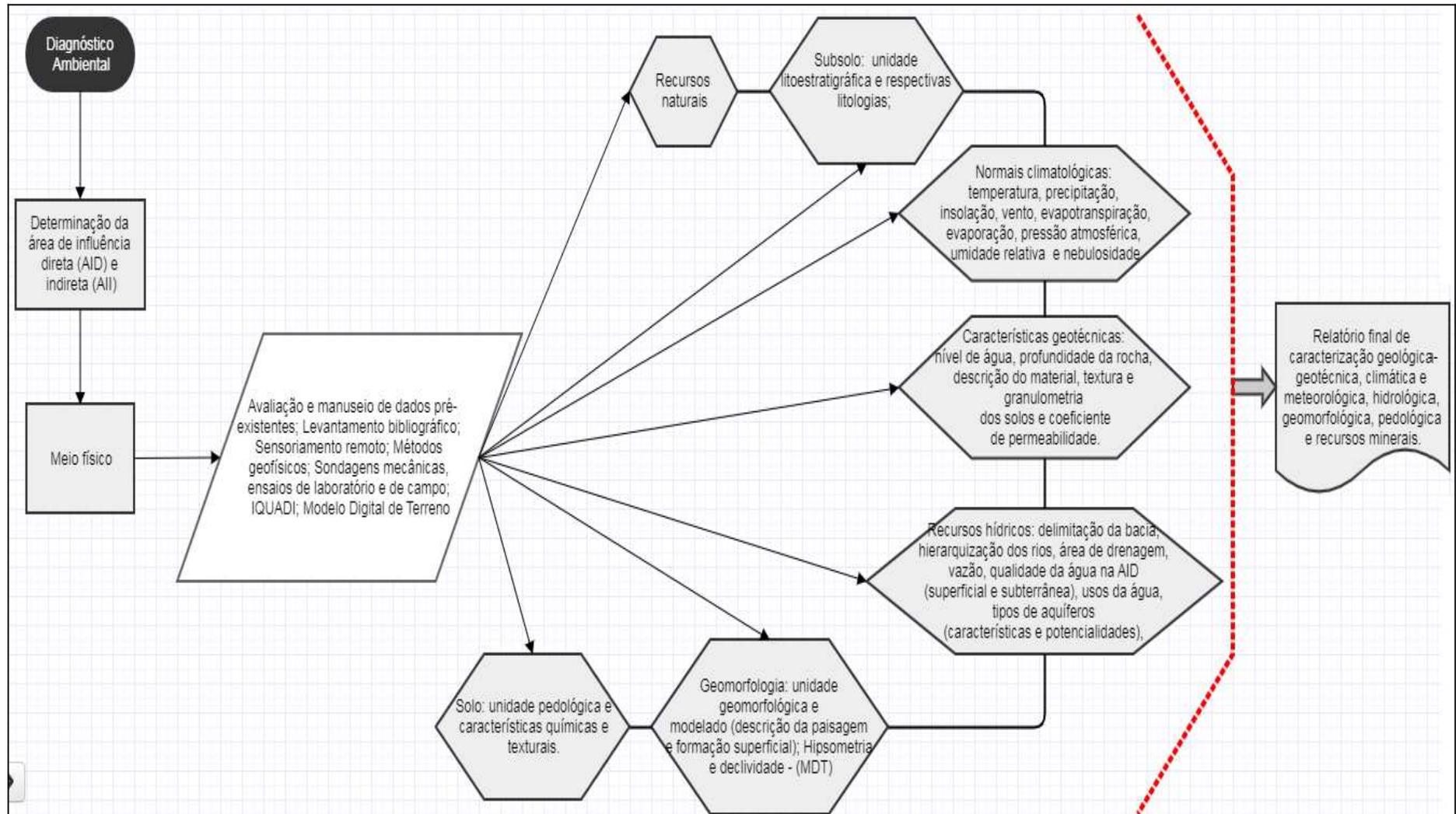
Diagnóstico social
antropométrico

Região climática e
condições climáticas

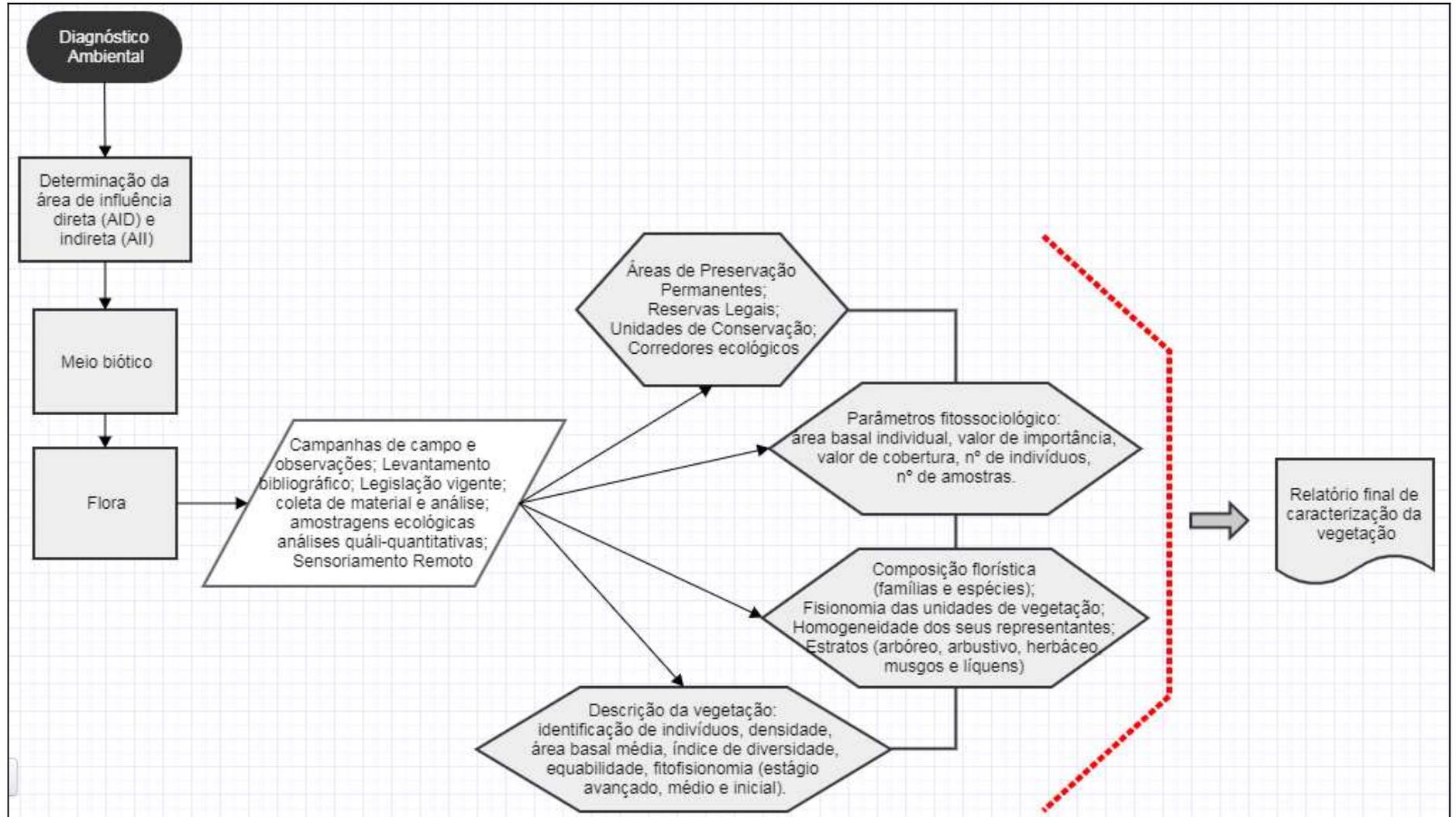
Relatório final de
diagnóstico ambiental

Relatório final de
diagnóstico ambiental e
monitoramento ambiental

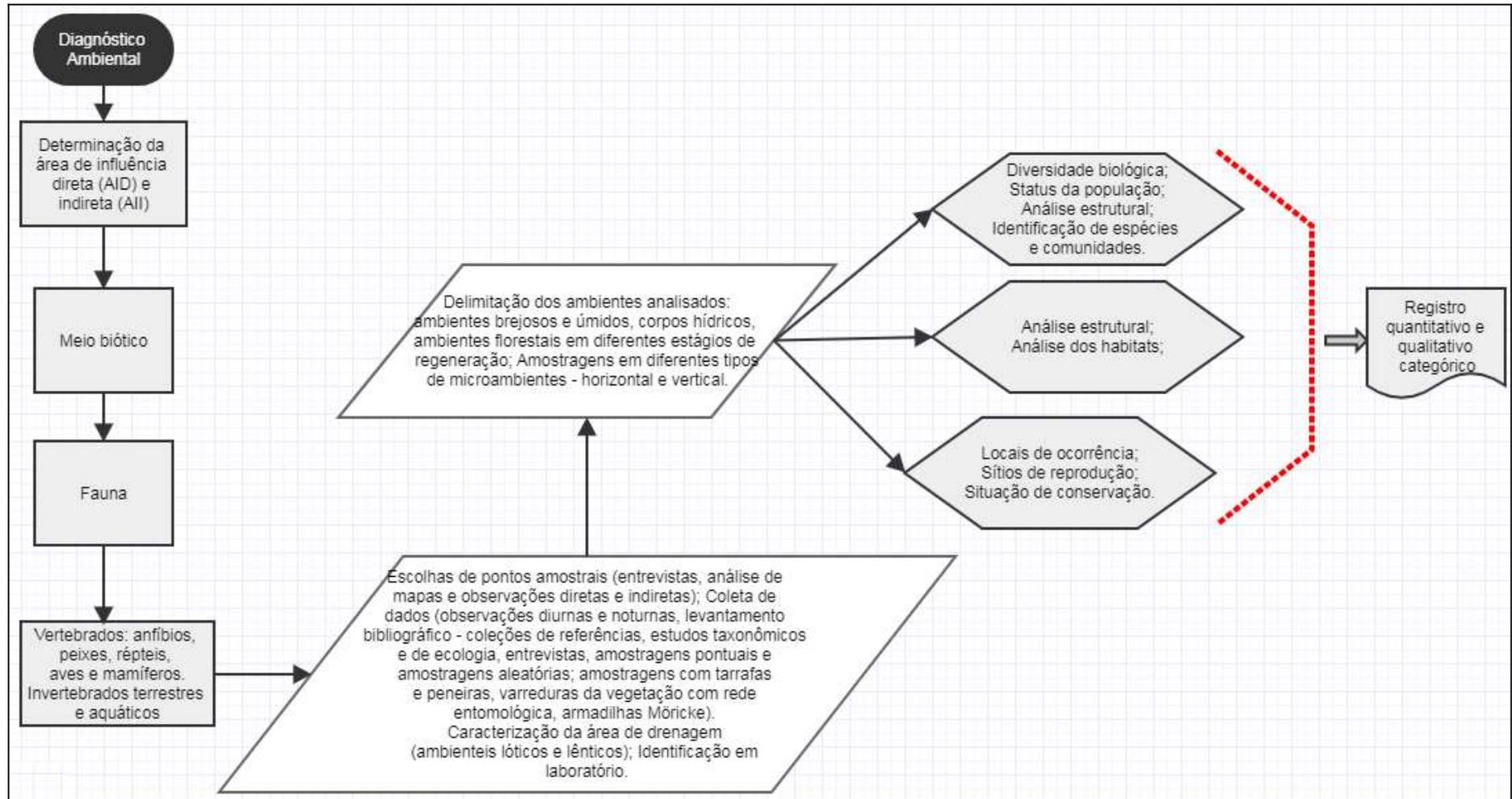
ANEXO E - SUBDIVISÃO - Meio Físico.



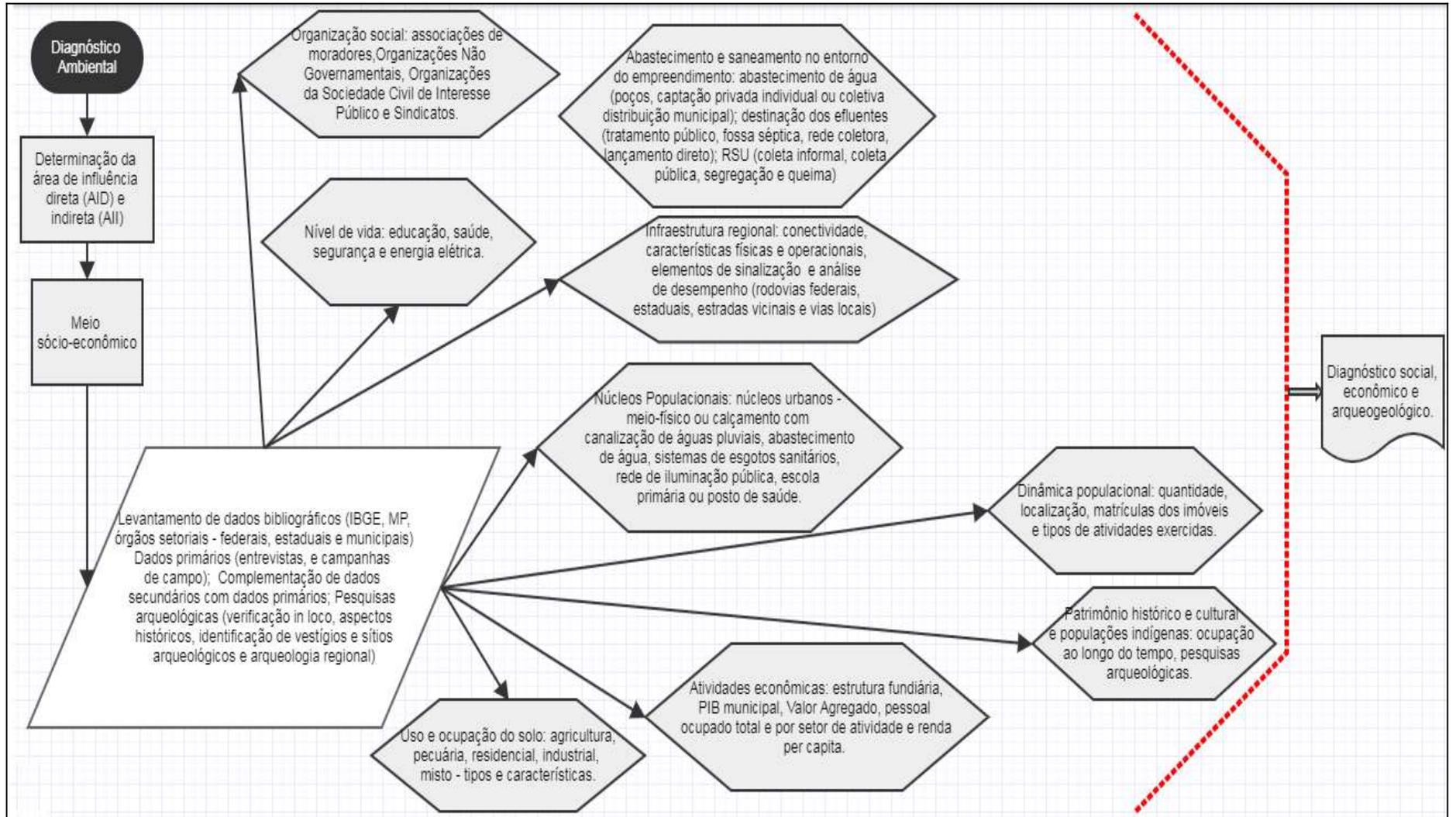
ANEXO E - SUBDIVISÃO - Meio Biótico (Flora).



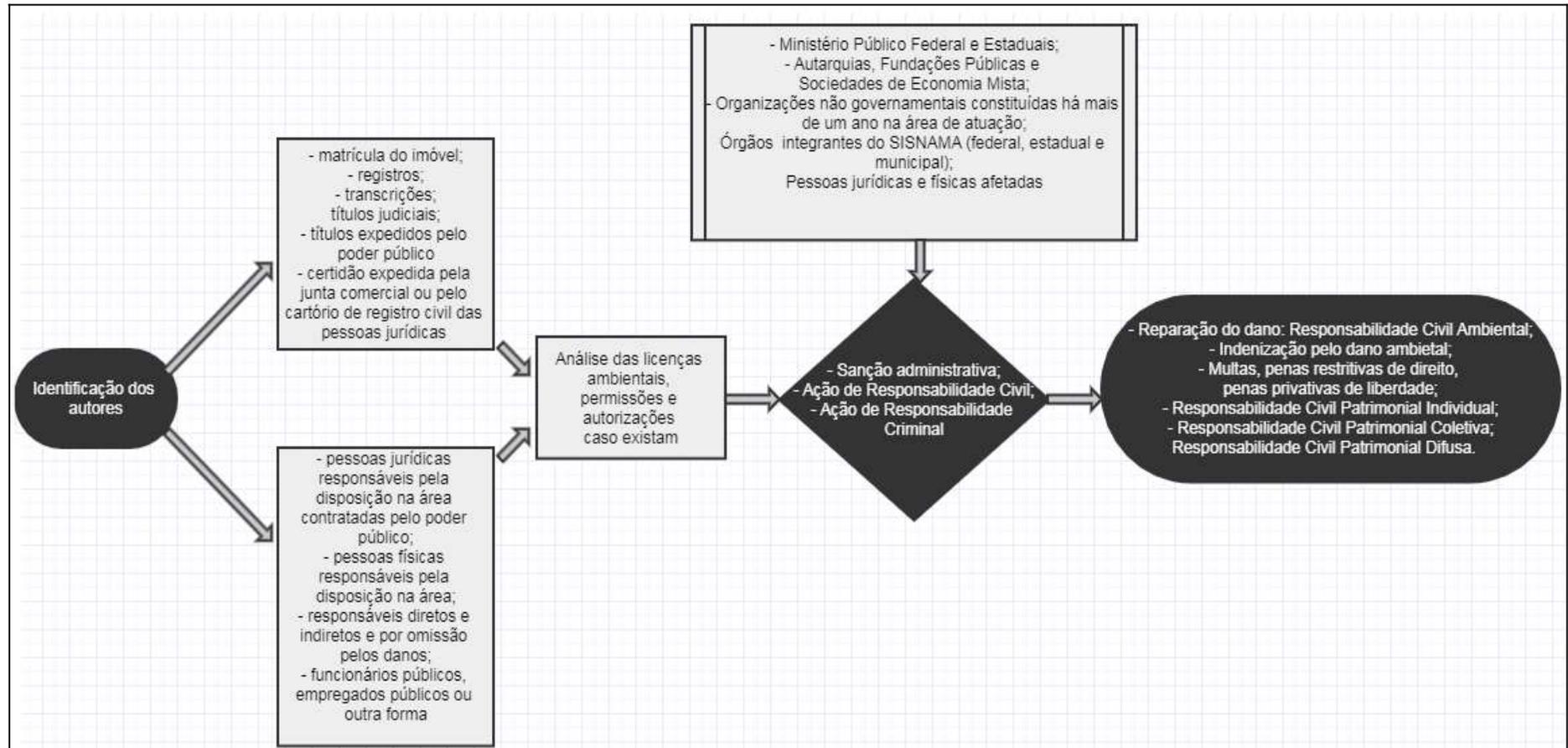
ANEXO E - SUBDIVISÃO - Meio Biótico (Fauna).



ANEXO E - SUBDIVISÃO - Meio Socioeconômico.



ANEXO F - Fluxograma de identificação e ações de responsabilidade.



ANEXO G - Matriz de Impactos Ambientais.

n	Inc.	Sit.	Pot.	Tem.	Mag.	Pro.	Rev.	Sev.	Imp.	Ign.	Det.	Total
1	2	3	3	2	3	3	2	3	3	3	3	30
2	1	2	1	1	2	1	1	3	2	3	1	18
3	1	2	1	1	2	2	0	1	2	3	1	16
4	1	2	1	1	2	2	0	1	2	3	1	16
5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	13
6	1	2	1	1	2	2	0	1	3	3	1	17
7	1	2	3	2	3	3	1	3	3	2	2	25
8	2	2	3	1	3	1	2	1	2	2	2	21

Nota: Inc.: Forma de incidência; Sit.: Situação; Pot.: Potencialidade; Tem.: Temporalidade; Mag.: Magnitude; Prob.: Probabilidade; Rev.: Reversibilidade; Sev.: Severidade; Imp.: Importância; Ign.: Ignição; Det.: Detecção.

Impactos de acordo com o critério n: 1, 2 e 8 = alteração da qualidade dos recursos hídricos superficiais; 3, 4 e 6 = supressão e contaminação da fauna e da flora; 5 = risco de acidentes; 7 = risco de contaminação da população e supressão de vegetação.

ANEXO 1 - Matriz de Comparação Pareada entre os critérios da categoria “Distâncias”.

Matriz		Corpos de água superficiais naturais	Reservatório d'água artificial	Bordas de tabuleiros e chapadas	APP morros e altitudes acima de 1800 metros	Área de segurança aeroportuária	Unidades de Conservação	Aglomerado populacional e Áreas verdes	Zonas de falhas
		1	2	3	4	5	6	7	8
Corpos de água superficiais naturais	1	1	3	5	5	9	5	5	1
Reservatório d'água artificial	2	1/3	1	2	2	9	1	1/3	1
Bordas de tabuleiros e chapadas	3	1/5	1/2	1	1	9	1	1/3	1
APP morros e altitudes acima de 1800 metros	4	1/5	1/2	1	1	9	1	1/3	1
Área de segurança aeroportuária	5	1/9	1/9	1/9	1/9	1	1/7	1/7	1/9
Unidades de Conservação	6	1/5	1	1	1	7	1	1	1
Aglomerado populacional e Áreas verdes	7	1/5	3	3	3	7	1	1	2
Zonas de falhas	8	1	1	1	1	9	1	½	1

ANEXO 1-A - Matriz Normalizada e o vetor de prioridade relativa dos critérios da categoria “Distâncias”.

n	Critério	Comentário	Peso
1	Corpos de água superficiais naturais	> 500 metros - rios (perenes e intermitentes), lagos e lagoas naturais, nascentes e olhos d'água, restingas, mangues e veredas.	35,0%
2	Reservatório d'água artificial	> 200 metros	10,7%
3	Bordas de tabuleiros e chapadas	> 300 metros	7,7%
4	APP morros e altitudes acima de 1800 metros	Altitude acima de 1800 e topos de morros, montanhas e outros.	7,7%
5	Área de segurança aeroportuária	> 20km	1,5%
6	Unidade de Conservação	> 10 km - UC e reserva legal.	9,2%
7	Aglomerado populacional e Áreas verdes	> 2km - áreas verdes urbanas, corredores ecológicos e aglomerados populacionais	17,0%
8	Zonas de falhas	> 200 metros	11,3%

ANEXO 1-B - Matriz de avaliação funcional

	1	2	3	4	5	6	7	8
1	1	A3	A4	A4	A9	A3	A2	A3
2		1	A1	A1	A8	A1	B1	B1
3			1	A1	A6	B1	B2	B1
4				1	A6	B1	B2	B1
5					1	B7	B9	B8
6						1	B2	B1
7							1	A1
8								1

Nota: 1- Corpos de água superficiais naturais; 2 - Reservatório d'água artificial; 3 - Bordas de tabuleiros e chapadas; 4 - APP morros e altitudes acima de 1800 metros; 5 - Área de segurança aeroportuária; 6 - Unidades de Conservação e reserva legal; 7 - Aglomerado populacional e Áreas verdes; 8 - Zonas de falhas.

A matriz acima indica a comparação de cada critério da categoria “Distâncias” com os demais, ou seja, qual apresenta maior importância na comparação pareada - dois a dois (A ou B) - e a respectiva intensidade entre eles: 1 (importância igual entre os subcritérios) - 9 (importância extrema de um subcritério em relação aos outros) e os intervalos intermediários (2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8).

ANEXO 2 - Matriz de Comparação Pareada entre os critérios da categoria “Características Físicas das Áreas”.

Matriz		Altura da camada de RSU	Área do maciço	Proteção vegetal	Espessura do solo orgânico	Espessura da camada de cobertura final	Espessura da camada oxidativa	Existência de geossintéticos	Idade de preenchimento	Quantidade de RSU	Homogeneidade e da cobertura
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Altura da camada de RSU	1	1	1	7	7	3	7	7	1	1	5
Área do maciço	2	1	1	7	7	3	7	7	1	1	3
Proteção vegetal	3	1/7	1/7	1	1	1/5	1/5	1/3	1/7	1/5	1
Espessura do solo orgânico	4	1/7	1/7	1	1	1/7	1/7	1/5	1/7	1/5	1
Espessura da camada de cobertura final	5	1/3	1/3	5	7	1	3	7	1	1	1
Espessura da camada oxidativa	6	1/7	1/7	5	7	1/3	1	3	1/9	1	1
Existência de geossintéticos	7	1/7	1/7	3	5	1/7	1/3	1	1/3	1	1
Idade de preenchimento	8	1	1	7	7	1	9	3	1	1	9
Quantidade de RSU	9	1	1	5	5	1	1	1	1	1	9
Homogeneidade da cobertura	10	1/5	1/3	1	1	1	1	1	1/9	1/9	1

ANEXO 2-A - Matriz Normalizada e o vetor de prioridade relativa dos critérios da categoria “Características Físicas das Áreas”

n	Critério	Comentário	Peso
1	Altura da camada de RSU	Intervalos aproximados de 3 metros	19.7%
2	Área do maciço	Intervalos determinados para quantificação dos efluentes	19.0%
3	Proteção vegetal	Camada de proteção	2.0%
4	Espessura do solo orgânico	Camada de proteção	1.9%
5	Espessura da camada de cobertura final	Camada de proteção	11.6%
6	Espessura da camada oxidativa	Camada de proteção	6.2%
7	Existência de geossintéticos	Camada de proteção	4.5%
8	Idade de preenchimento	Intervalos de acordo com as características do lixiviado	18.5%
9	Quantidade de RSU	Intervalos determinados para quantificação dos efluentes	12.7%
10	Homogeneidade da cobertura	Intervalos determinados para auxiliar no escoamento superficial	3.8%

ANEXO 2-B - Matriz de Avaliação Funcional

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	1	A1	A9	A9	A2	A4	A5	A1	A2	A6
2		1	A9	A9	A2	A3	A5	A1	A2	A6
3			1	A1	B5	B3	B2	B8	B6	B2
4				1	B6	B3	B2	B9	B6	B2
5					1	A2	A3	B2	B1	A3
6						1	A1	B3	B2	A2
7							1	B4	B3	A1
8								1	A1	A5
9									1	A3
10										1

Nota: 1 - Altura da camada de RSU; 2 - Área do maciço; 3 - Proteção vegetal; 4 - Espessura do solo orgânico; 5 - Espessura da camada de cobertura final; 6 - Espessura da camada oxidativa; 7 - Existência de geossintéticos; 8 - Idade de preenchimento; 9 - Quantidade de RSU; 10 - Homogeneidade da cobertura.

A matriz acima indica a comparação de cada critério da categoria “Características Físicas das Áreas” com os demais, ou seja, qual apresenta maior importância na comparação pareada - dois a dois (A ou B) - e a respectiva intensidade entre eles: 1 (importância igual entre os subcritérios) - 9 (importância extrema de um subcritério em relação aos outros) e os intervalos intermediários (2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8).

ANEXO 3 - Matriz de Comparação Pareada entre os critérios da categoria “Características geológicas - geotécnicas - geomorfológicas - climatológicas”.

Matriz		Profundidade do lençol freático	Tipo de solo de base	Permeabilidade	Declividade	Afloramento superficial de <small>lixiviado</small>	Escavabilidade de solo	Precipitação anual média	Dinâmica superficial	Instabilidade das inclinações laterais	Impermeabilização do solo de base
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Profundidade do lençol freático	1	1	1	1	5	3	7	3	9	9	1
Tipo de solo de base	2	1	1	1	3	3	3	5	1	3	1
Permeabilidade	3	1	1	1	3	1	9	3	5	7	1
Declividade	4	1/5	1/3	1/3	1	1	5	1	1	1	1/9
Afloramento superficial de lixiviado	5	1/3	1/3	1	1	1	9	1	1	1	1/3
Escavabilidade de solo	6	1/7	1/3	1/9	1/5	1/9	1	1/7	1/3	1/7	1/3
Precipitação anual média	7	1/3	1/5	1/3	1	1	7	1	1	1	1/5
Dinâmica superficial	8	1/9	1	1/5	1	1	3	1	1	1	1/9
Instabilidade das inclinações laterais	9	1/9	1/3	1/7	1	1	7	1	1	1	1/9
Impermeabilização do solo de base	10	1	1	1	9	3	3	5	9	9	1

ANEXO 3-A - Matriz Normalizada e o vetor de prioridade relativa dos critérios da categoria “Características geológicas - geotécnicas - geomorfológicas - climatológicas”

n	Critério	Comentário	Peso
1	Profundidade do lençol freático	Dependente do tipo de solo	20,1%
2	Tipo de solo de base	Pedregulhos ou cascalho; Areia (grossa, média ou fina); Siltes; Argilas	13,8%
3	Permeabilidade	Estabelecido por faixas de acordo com as normas.	16,0%
4	Declividade	> 30%; 11% - 30%; 8% - 10%; 2% - 7%	4,6%
5	Afloramento superficial de lixiviado	Existente (80% - 100% da área) Parcial + (50% - 80% da área) Parcial - (< 50% da área) Inexistente	6,9%
6	Escavabilidade de solo	Subcritério auxiliar para solos de empréstimos e solo de base.	2,0%
7	Precipitação anual média	Faixas estabelecidas de acordo com a influência na geração de biogás	5,2%
8	Dinâmica superficial	Análise de vulnerabilidade	4,7%
9	Instabilidade das inclinações laterais	Estabilidade geotécnica	4,6%
10	Impermeabilização do solo de base	Proteção dos compartimentos ambientais	22,0%

Anexo 3-B - Matriz de Avaliação Funcional

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	1	A2	A1	A4	A3	A9	A4	A5	A5	B1
2		1	B1	A3	A2	A8	A3	A3	A3	B2
3			1	A3	A2	A9	A3	A4	A4	B1
4				1	B1	A3	B1	A1	A1	B4
5					1	A4	A1	A1	A2	B3
6						1	B3	B3	B3	B9
7							1	A1	A1	B4
8								1	A1	B5
9									1	B5
10										1

Nota: 1 - Profundidade do lençol freático; 2 - Tipo de solo de base; 3 - Permeabilidade; 4 - Declividade; 5 - Afloramento superficial de lixiviado; 6 - Escavabilidade do solo; 7 - Precipitação média anual; 8 - Dinâmica superficial; 9 - Instabilidade das inclinações laterais; 10 - Impermeabilização do solo de base.

A matriz acima indica a comparação de cada critério da categoria “Características geológicas - geotécnicas - geomorfológicas - climatológicas” com os demais, ou seja, qual apresenta maior importância na comparação pareada - dois a dois (A ou B) - e a respectiva intensidade entre eles: 1 (importância igual entre os subcritérios) - 9 (importância extrema de um subcritério em relação aos outros) e os intervalos intermediários (2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8).

ANEXO 4 - Matriz de Comparação Pareada entre os critérios da categoria “Índice de Qualidade e características dos RSU”

Matriz		IQAS	IQA	Fração biodegradável (%)	Compactação dos RSU	Geração de metano	Umidade dos RSU	Tipos de resíduos e rejeitos
		1	2	3	4	5	6	7
IQAS	1	1	2	3	7	5	4	1
IQA	2	1/2	1	1	7	5	3	1
Fração biodegradável (%)	3	1/3	1	1	3	1	1	1
Compactação dos RSU	4	1/7	1/7	1/3	1	1/5	1/3	1/7
Geração de metano	5	1/5	1/5	1	5	1	1	1
Umidade dos RSU	6	1/4	1/3	1	3	1	1	1/9
Tipos de resíduos e rejeitos	7	1	1	1	7	1	9	1

ANEXO 4-A - Matriz Normalizada e o vetor de prioridade relativa dos critérios da categoria “Índice de Qualidade e características dos RSU”

n	Critério	Comentário	Peso
1	IQAS	Índice de Qualidade de Águas Subterrânea	28,1%
2	IQA	Índice de qualidade de Água do corpo hídrico superficial mais próximo da área	19,9%
3	Fração biodegradável (%)	0 - 30; >30 - 50; >50 - 70; > 70	11,3%
4	Compactação dos RSU	Não compactado; pouco compactado; compactado; bem compactado.	2,7%
5	Geração de metano	0 - 1000; 1001 - 10.000; 10.001 - 100.000; > 100.000	9,4%
6	Umidade dos RSU	0 - 34; 35 - 65; 66 - 70; ≥ 70	6,7%
7	Tipos de resíduos e rejeitos	De acordo com a classe	22,0%

ANEXO 4-B - Matriz de Avaliação Funcional

	1	2	3	4	5	6	7
1	1	A1	A3	A9	A3	A4	A1
2		1	A2	A7	A2	A3	B1
3			1	A4	A1	A2	B2
4				1	B3	B2	B7
5					1	A1	B2
6						1	B3
7							1

Nota: 1 - IQAS; 2 - IQA; 3 - Fração biodegradável; 4 - Compactação dos RSU; 5 - Geração de metano; 6 - Umidade dos RSU; 7 - Tipos de resíduos e rejeitos.

A matriz acima indica a comparação de cada critério da categoria “Índices de Qualidade e características dos RSU” com os demais, ou seja, qual apresenta maior importância na comparação pareada - dois a dois (A ou B) - e a respectiva intensidade entre eles: 1 (importância igual entre os subcritérios) - 9 (importância extrema de um subcritério em relação aos outros) e os intervalos intermediários (2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8).

ANEXO 5 - Matriz de Comparação Pareada entre os critérios da categoria “Estruturas e Procedimentos”

Matriz		Aceitação do público	Acesso à área de disposição	Isolamento físico	Portaria, vigilância e balança	Inspeção	Frente de trabalho	Presença de catadores de resíduos	Presença de aves, animais, vetores, odores e queima de RSU
		1	2	3	4	5	6	7	8
Aceitação do público	1	1	7	5	7	5	7	1	3
Acesso à área de disposição	2	1/7	1	1/2	1/2	1/9	1/5	1/5	1/3
Isolamento físico	3	1/5	2	1	1	1/5	1/3	1/2	1
Portaria, vigilância e balança	4	1/7	2	1	1	1/2	1	1/2	1
Inspeção	5	1/5	9	5	2	1	1	1	3
Frente de trabalho	6	1/7	5	3	1	1	1	1	1
Presença de catadores de resíduos	7	1	5	2	2	1	1	1	1
Presença de aves, animais, vetores, odores e queima de RSU	8	1/3	3	1	1	1/3	1	1	1

ANEXO 5-A - Matriz Normalizada e o vetor de prioridade relativa dos critérios da categoria “Estruturas e Procedimentos”

n	Critério	Comentário	Peso
1	Aceitação do público	Sim; Parcial +; Parcial -; Não	36,9%
2	Acesso à área de disposição	Tipos de rodovias	2,7%
3	Isolamento físico	Estruturas de isolamento	5,4%
4	Portaria, vigilância e balança	Sim; Parcial +; Parcial -; Não	6,5%
5	Inspeção	Sim; Parcial +; Parcial -; Não	15,8%
6	Frente de trabalho	Inexistente; Parcial +; Parcial -; Existente	10,4%
7	Presença de catadores de resíduos	0 pessoa; 1- 100 pessoas; 101 - 1000 pessoas; ≥ 1001 pessoas	14,2%
8	Presença de aves, animais, vetores, odores e queima de RSU	Inexistente; Parcial +; Parcial -; Existente	8,1%

ANEXO 5 B - Matriz de Avaliação Funcional

	1	2	3	4	5	6	7
1	1	A9	A6	A5	A2	A3	A2
2		1	B2	B2	B6	B4	B5
3			1	B1	B3	B2	B2
4				1	B2	B2	B2
5					1	A1	A1
6						1	B1
7							1

Nota: 1 - Aceitação do público; 2 - Acesso à área de disposição; 3 - Isolamento físico; 4 - Portaria, vigilância e balança; 5 - Inspeção; 6 - Frente de trabalho; 7 - Presença de catadores de resíduos; 8 - Presença de aves, animais, vetores, odores e queima de RSU

A matriz acima indica a comparação de cada critério da categoria “Estruturas e Procedimentos” com os demais, ou seja, qual apresenta maior importância na comparação pareada - dois a dois (A ou B) - e a respectiva intensidade entre eles: 1 (importância igual entre os subcritérios) - 9 (importância extrema de um subcritério em relação aos outros) e os intervalos intermediários (2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8).

ANEXO 6 - Matriz de Comparação Pareada entre os critérios da categoria “Sistemas e Dispositivos de Controle”

Matriz		Drenagem de lixiviado	Drenagem de águas pluviais	Drenagem de gases	Tratamento de lixiviado	Poços de monitoramento
		1	2	3	4	5
Drenagem de lixiviado	1	1	1	3	1	3
Drenagem de águas pluviais	2	1	1	3	1/3	1
Drenagem de gases	3	1/3	1/3	1	1/3	1
Tratamento de lixiviado	4	1	3	3	1	3
Poços de monitoramento	5	1/3	1	1	1/3	1

ANEXO 6-A - Matriz Normalizada e o vetor de prioridade relativa dos subcritérios da categoria “Sistemas e Dispositivos de Controle”

n	Critério	Comentário	Peso
1	Drenagem de lixiviado	Sim; Parcial +; Parcial -; Não	27.1%
2	Drenagem de águas pluviais	Sim; Parcial +; Parcial -; Não	18.3%
3	Drenagem de gases	Sim; Parcial +; Parcial -; Não	9.0%
4	Tratamento de lixiviado	Sim; Parcial +; Parcial -; Não	34.2%
5	Poços de monitoramento	Sim; Parcial +; Parcial -; Não	11.4%

ANEXO 6-B - Matriz de Avaliação Funcional

	1	2	3	4	5
1	1	A2	A3	B1	A2
2		1	A2	B2	A2
3			1	B4	B1
4				1	A3

Nota: 1 - Drenagem de lixiviado; 2 - Drenagem de águas pluviais; 3 - Drenagem de gases; 4 - Tratamento de lixiviado; 5 - Poços de monitoramento.

A matriz acima indica a comparação de cada critério da categoria “Sistemas e Dispositivos de Controle” com os demais, ou seja, qual apresenta maior importância na comparação pareada - dois a dois (A ou B) - e a respectiva intensidade entre eles: 1 (importância igual entre os subcritérios) - 9 (importância extrema de um subcritério em relação aos outros) e os intervalos intermediários (2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8).

ANEXO 7 - Critérios de exclusão utilizados para encerrar as atividades de disposição de RSU em áreas irregulares

Critérios	Atividade
Locais de refúgio ou reprodução de fauna migratória	Proibida
Escarpas	Proibida
Dunas, várzeas (planícies inundáveis), locais destinados a abrigar exemplares da fauna ou da flora ameaçados de extinção;	Proibida
Sítios de excepcional beleza ou de valor científico, cultural, histórico, artístico, paisagístico e arqueológico.	Proibida
Áreas cobertas com florestas ou outras formas de vegetação secundária em estágio inicial de regeneração	Proibida
Áreas úmidas	Proibida
Apicuns e salgados	Proibida
Planícies aluvionares	Proibida
Voçorocas ou Boçorocas	Proibida
Relevos cársticos	Proibida
Zonas de recarga de aquíferos	Proibida
Áreas tombadas	Proibida
Áreas sujeitas a inundações com período de recorrência inferior à 100 anos e solos hidromórficos	Proibida
Profundidade do lençol freático para solos argilosos < 1,5 metros	Proibida
Profundidade do lençol freático para solos arenosos < 3 metros	Proibida
Áreas com altitude acima de 1800 metros	Proibida
Topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação;	Proibida

ANEXO 8 - Códigos do modelo de geração de lixiviado e metano em áreas de disposição de RSU sem dados operacionais.

<p>Módulo Capacidade de água disponível no solo</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="radio"/> Areia = 69.8 <input type="radio"/> Argila = 15.4 <input type="radio"/> Armazenamento_de_água_no_solo_1 = Espessura_do_solo*Capacidade_de_água_disponível <input type="radio"/> Capacidade_de_água_disponível = (Capacidade_de_campo*100-Ponto_de_Murcha*100)*10*Densidade_das_partículas <input type="radio"/> Capacidade_de_campo = 0.1535-(0.0018)*(Areia)+(0.0039)*(Argila)+(0.1943)*(Porosidade) <input type="radio"/> Densidade_das_partículas = 2.66 <input type="radio"/> Densidade_do_solo = 1.651 <input type="radio"/> Diâmetro_médio_das_partículas = EXP((-1.151-0.07713*(Argila)-0.03454*(Silte))) <input type="radio"/> Índice_de_vazios = ((1/Densidade_do_solo)/(1/Densidade_das_partículas))-1 <input type="radio"/> Ponto_de_Murcha = 0.037-(0.0004)*(Areia)+(0.0044)*(Argila)+(0.0482)*(Porosidade) <input type="radio"/> Porosidade = Índice_de_vazios/(1+Índice_de_vazios) <input type="radio"/> Silte = 14.8
<p>Módulo Evapotranspiração</p> <ul style="list-style-type: none"> <input type="checkbox"/> Armazenamento_final(t) = Armazenamento_final(t - dt) + (Alteração_armazenamento) * dt INIT Armazenamento_final = Armazenamento_de_água_no_solo_1 INFLOWS: <input checked="" type="checkbox"/> Alteração_armazenamento = IF ARMAZENAMENTO_FINAL < Armazenamento_de_água_no_solo_1 AND P_menos_ETP >=0 AND ARMAZENAMENTO_FINAL + P_menos_ETP < Armazenamento_de_água_no_solo_1 THEN P_menos_ETP ELSE IF ARMAZENAMENTO_FINAL + P_menos_ETP > Armazenamento_de_água_no_solo_1 THEN (Armazenamento_de_água_no_solo_1-ARMAZENAMENTO_FINAL) ELSE IF P_menos_ETP <=0 THEN ARMAZENAMENTO_FINAL*(-(1-EXP(P_menos_ETP/Armazenamento_de_água_no_solo_1))) ELSE IF P_menos_ETP <=0 THEN ARMAZENAMENTO_FINAL*(-(1-EXP(P_menos_ETP/Armazenamento_de_água_no_solo_1))) ELSE IF (ARMAZENAMENTO_FINAL < Armazenamento_de_água_no_solo_1) THEN Armazenamento_de_água_no_solo_1 ELSE 0 <input type="radio"/> Coef_ajuste_temp = 6.75/1000000*Soma_índice^3-7.71/100000*Soma_índice^2 + 1.7912/100*Soma_índice+0.49239 <input type="radio"/> ETP = 16*FATOR_CORREÇÃO_LATITUDE*(10*TEMPERATURA/Soma_índice)^Coef_ajuste_temp <input type="radio"/> Fator_correção_latitude = Fotoperíodo*Dias_nos_meses/360 <input type="radio"/> Índice_anual[Mês_1] = (TEMP[Mês_1]/5)^1.514 <input type="radio"/> P_menos_ETP = Precipitação_mensal_média_1987x2020-ETP <input type="radio"/> Soma_índice = ARRAYSUM(Índice_anual[*]) <input type="radio"/> TEMP[1] = 23.25 <input type="radio"/> TEMP[2] = 23.25 <input type="radio"/> TEMP[3] = 23.25 <input type="radio"/> TEMP[4] = 22.25 <input type="radio"/> TEMP[5] = 22.25 <input type="radio"/> TEMP[6] = 22.25 <input type="radio"/> TEMP[7] = 19.5 <input type="radio"/> TEMP[8] = 19.5 <input type="radio"/> TEMP[9] = 19.5 <input type="radio"/> TEMP[10] = 22.5 <input type="radio"/> TEMP[11] = 22.5 <input type="radio"/> TEMP[12] = 22.5 <input checked="" type="checkbox"/> Dias_nos_meses = GRAPH(TIME) <input type="checkbox"/> (0.00, 31.0), (1.00, 28.0), (2.00, 31.0), (3.00, 30.0), (4.00, 31.0), (5.00, 30.0), (6.00, 31.0), (7.00, 31.0), (8.00, 30.0), (9.00, 31.0), (10.0, 30.0), (11.0, 31.0) <input checked="" type="checkbox"/> Fotoperíodo = GRAPH(TIME) <input type="checkbox"/> (0.00, 13.4), (1.00, 12.9), (2.00, 12.3), (3.00, 11.6), (4.00, 11.0), (5.00, 10.8), (6.00, 10.9), (7.00, 11.3), (8.00, 12.0), (9.00, 12.6), (10.0, 13.2), (11.0, 13.5) <input checked="" type="checkbox"/> Temperatura = GRAPH(TIME) <input type="checkbox"/> (0.00, 23.3), (1.00, 23.3), (2.00, 23.3), (3.00, 22.3), (4.00, 22.3), (5.00, 22.3), (6.00, 19.5), (7.00, 19.5), (8.00, 19.5), (9.00, 22.5), (10.0, 22.5), (11.0, 22.5)

Módulo percolação

UNATTACHED:

Percolação = IF Água_diponível>0 THEN
 $((k_{sat}) * ((24 * 60 * 60 * \text{Dias_nos_meses}) / (100))) * (\text{teta_inicial_do_solo} - \text{teta_solo}) * \text{Área_superficial_real}$
 ELSE IF Água_diponível=0 THEN
 $((k_{\text{ñsat}}) * ((24 * 60 * 60 * \text{Dias_nos_meses}) / (100))) * (\text{teta_inicial_do_solo} - \text{teta_solo}) * \text{Área_superficial_real}$
 ELSE 0

UNATTACHED:

teta_solo = IF Água_diponível >0 THEN
 $(\text{Área_superficial_real} * (\text{Água_diponível} / 1000)) / \text{Volume_de_solo}$
 ELSE IF Água_diponível <=0 THEN
 Capacidade_de_campo ELSE 0

Área_superficial_real = 36770.96

Espessura_do_solo = Volume_de_solo / Área_superficial_real

ksat =
 $((981 / \text{Viscosidade_dinâmica}) * ((\text{Diâmetro_médio_das_partículas}^2) / 18000)) * ((\text{Porosidade}^3 / (1 - \text{Porosidade}^2))) / 100$

teta_inicial_do_solo = 0.209

Viscosidade_dinâmica = 0.009586

Volume_de_solo = 19551

Módulo permeabilidade não saturada

kñsat = 0.000000077838

Módulo precipitação e escoamento

Coeficiente_de_Escoamento_Superficial =
 Coeficiente_por_tipo_de_solo_e_topografia * Coeficiente_dependente_da_estação

Coeficiente_por_tipo_de_solo_e_topografia = 0.4

Coeficiente_dependente_da_estação = GRAPH(time)



(0.00, 0.43), (1.00, 0.43), (2.00, 0.43), (3.00, 0.33), (4.00, 0.33), (5.00, 0.33), (6.00, 0.33), (7.00, 0.33), (8.00, 0.33), (9.00, 0.43), (10.0, 0.43), (11.0, 0.43)

Precipitação_mensal_média_1987x2020 = GRAPH(TIME)



(0.00, 267), (1.00, 207), (2.00, 178), (3.00, 87.2), (4.00, 51.1), (5.00, 23.9), (6.00, 25.1), (7.00, 22.0), (8.00, 59.4), (9.00, 95.2), (10.0, 153), (11.0, 218)

Módulo umidade e CC dos RSU

CC_RSU = $((\text{LOGN}(\text{Peso_específico_final})) * 21.7) - 5.4) / 100$

Percolação_mm =
 $((\text{Percolação} + \text{Umidade_dos_RSU} - \text{Água_consumida_nas_reações_de_biodegradação} - \text{Vapor_que_sai_com_o_biogás}) / \text{Volume_RSU}) * 100000$

Peso_específico_final =
 $((\text{Peso_específico_compactado}) / (1 + (\text{Percolação_mm} / \text{Volume_RSU}))) * 10$

Peso_específico_compactado = 0.7

teta_dos_RSU = $(\text{Percolação_mm} * \text{CC_RSU} * \text{Área_superficial_real}) / 100000000$

Umidade_acima_da_CC = teta_dos_RSU * Umidade_dos_RSU * 10

Volume_RSU = 516204.79

Umidade_dos_RSU = GRAPH(time)



(0.00, 475), (1.00, 475), (2.00, 475), (3.00, 475), (4.00, 475), (5.00, 475), (6.00, 475), (7.00, 475), (8.00, 475), (9.00, 475), (10.0, 475), (11.0, 475)

Not in a sector

Lixiviado_acumulado(t) = Lixiviado_acumulado(t - dt) + (Volume_de_lixiviado_gerado_por_mês) * dt

INIT Lixiviado_acumulado = 0

INFLOWS:

Volume_de_lixiviado_gerado_por_mês =
 $\text{Percolação} - \text{Água_consumida_nas_reações_de_biodegradação} - \text{Vapor_que_sai_com_o_biogás} + \text{Umidade_dos_RSU} - \text{Umidade_acima_da_CC}$

UNATTACHED:

Escoamento_Superficial =
 Precipitação_mensal_média_1987x2020 * Coeficiente_de_Escoamento_Superficial

UNATTACHED:

ETR = IF P_menos_ETP <0 THEN
 Precipitação_mensal_média_1987x2020 + ABS(Alteração_armazenamento) ELSE ETP

UNATTACHED:

Precipitação_média = Precipitação_mensal_média_1987x2020

Água_diponível = IF (ETR + Escoamento_Superficial) > Precipitação_média THEN 0 ELSE
 Precipitação_média - (ETR + Escoamento_Superficial)

```

 KNSAT_FINAL(t) = KNSAT_FINAL(t - dt) + (kñsat) * dt
INIT KÑSAT_FINAL = 0
INFLOWS:
  ↻ kñsat = IF Conteúdo_de_água_volumétrico > 0.2415 THEN ksatsat*0 ELSE IF
    Conteúdo_de_água_volumétrico < 0.241526 THEN
      ksatsat*(((Conteúdo_de_água_volumétrico-Teor_de_umidade_residual)/(Porosidade-Teor_de_
        umidade_residual))^(3+(2/Índice_de_distribuição_dos_tamanhos_dos_poros)))) ELSE 0
UNATTACHED:
  ↻ Pressao_cm = Pressão_kpa*10.19
 Areia = 69.8
 Argila = 15.4
 Conteúdo_de_água_volumétrico =
  Teor_de_umidade_residual+((Teor_de_água_na_saturação-Teor_de_umidade_residual)/((1+(van_
    Genuchten_ALFA*Pressao_cm)^n)^m))
 Densidade_das_partículas = 2.66
 Densidade_do_solo = 1.651
 Índice_de_distribuição_dos_tamanhos_dos_poros =
  EXP(0.78+0.0176*Areia-1.06*Porosidade-0.000053*Areia^2-0.00273*Argila^2+1.11*Porosidade^2-0.03
    09*Areia*Porosidade+0.000266*Areia^2*Porosidade^2-0.00611*Argila^2*Porosidade^2-0.00000235*Ar
    eia*Argila+0.00799*Argila^2*Porosidade-0.00674*Porosidade^2*Argila)
 ksatsat = 2.6951*10^-5
 m = 1-(1/n)
 Matéria_orgânica = 0.23
 n = 1.3695
 Noname_1 = KÑSAT_FINAL/407.990955
 Parametro_de_saturação_do_solo_argiloso = 0.8
 Ponto_de_Murcha = 0.0951234
 Porosidade = 0.3793
 Pressão_kpa = time
 Teor_de_água_na_saturação =
  (0.81-(0.283*Densidade_do_solo)+(0.001*Argila))*Parametro_de_saturação_do_solo_argiloso
 Teor_de_umidade_residual = IF Ponto_de_Murcha >= 0.004 THEN 0.014+(0.25*Ponto_de_Murcha)
  ELSE IF Ponto_de_Murcha < 0.004 THEN 0.6*Ponto_de_Murcha ELSE 0
 van_Genuchten_ALFA =
  (EXP((-2.486)+(0.025*Areia)-(0.352*(Matéria_orgânica/100)))-(2.617*Densidade_das_partículas)-(0.023
    *Argila)))^100

```

```

 Agua_consumida__em_volume__34_anos(t) = Agua_consumida__em_volume__34_anos(t - dt) + (Vol_de_água_consumido) * dt
INIT Água_consumida__em_volume__34_anos = 0
INFLOWS:
  ↳ Vol_de_água_consumido = IF TIME<35 THEN
    Massa_seca_decomposta*Consumo_final_médio_de_água*2 ELSE 0
 Massa(t) = Massa(t - dt) + (- Decaimento_massa) * dt
INIT Massa = Média_massa_de_RSU
OUTFLOWS:
  ↳ Decaimento_massa = if time<25 then 0 else
    Massa*CODtrans*Codf_trans*FCM*Variável_Auxiliar
 Tempo1(t) = Tempo1(t - dt) + (Incremento_Tempo1) * dt
INIT Tempo1 = 0
INFLOWS:
  ↳ Incremento_Tempo1 = if time<100 then 1 else 0
 Tempo2(t) = Tempo2(t - dt) + (Incremento__tempo_2) * dt
INIT Tempo2 = 0
INFLOWS:
  ↳ Incremento__tempo_2 = if time<26 then 0 else 1
 Tempo_Acumulado__Considerado(t) = Tempo_Acumulado__Considerado(t - dt) +
(Incremento_de_Ano) * dt
INIT Tempo_Acumulado__Considerado = 0
INFLOWS:
  ↳ Incremento_de_Ano = if time<24 then 0 else 1
 Total_vapor_34_anos(t) = Total_vapor_34_anos(t - dt) + (Vazão_vapor) * dt
INIT Total_vapor_34_anos = IF TIME<35 THEN (Vazão_vapor) ELSE 0
INFLOWS:
  ↳ Vazão_vapor =
    ((mv*Pressão_de_vapor*Vazão_metano*2)/(Temperatura_ajustada*R))/100
 Umidade_dos_RSU__34_anos(t) = Umidade_dos_RSU__34_anos(t - dt) +
(Variação_massa_água) * dt
INIT Umidade_dos_RSU__34_anos = 0
INFLOWS:
  ↳ Variação_massa_água = IF TIME<35 THEN Massa_de_água_nos_RSU ELSE 0
 Vazão_final__CH4(t) = Vazão_final__CH4(t - dt) + (- Vazão_metano) * dt
INIT Vazão_final__CH4 = 0
OUTFLOWS:
  ↳ Vazão_metano = IF time<26 THEN
    (((A*ktrans*Lotrans*Massa)*(1-EXP((-ktrans)*(tempo3))))-RX)*(1-OX) ELSE
    (((A*ktrans*Lotrans*Massa)*(EXP((-ktrans)*(Tempo2)-EXP((-ktrans)*(tempo3))))-RX)*(1-
    OX)))
 A = (1-EXP(-ktrans))/ktrans
 a_OM = Número_de_moles_C__MO/Número_de_moles_N_MO
 a_outros = Número_de_moles_C_outros/Número_de_moles_N_outros
 a_papel_papelão =
  Número_de_moles_C_papel_papelão/Número_de_moles_N__papel_papelão
 b_MO = Número_de_moles_H__MO/Número_de_moles_N_MO
 b_outros = Número_de_moles_H_outros/Número_de_moles_N_outros
 b_papel_papelão =
  Número_de_moles_H__papel_papelão/Número_de_moles_N__papel_papelão
 CH4_volume_OM =
  Produção_de_metano_massa_seca_biodegradável_MO/Densidade_do_metano
 Ch4_volume__others =
  Produção_de_metano__massa_seca_biodegradável_outros/Densidade_do_metano
 CH4_volume__paper_paperboard =
  Produção_de_metano_massa_seca_biodegradável__papel_papelão/Densidade_do_metano
 Cm =
  (Cm_MO+Cm_outros+Cm_papel__e_papelão)/Porcentagem_média_total__biodegradável
 Cm_MO = Porcentagem_média_de_MO__biodegradável*CH4_volume_OM
 Cm_outros = Porcentagem_média__de_outros_biodegradável*Ch4_volume__others
 Cm_papel__e_papelão =

```

Porcentagem_média_de_papel_e_papelão_biodegradável*CH4_volume_paper_paperboard
 CODf_madeira = 0.21
 CODf_MO = 0.64
 CODf_papel = 0.37
 CODf_texteis = 0.23
 Codf_trans =

$$\frac{((CODf_madeira * COD_madeira * Massa_madeira) + (CODf_MO * COD_MO * Massa_MO_e_corte_e_poda) + (CODf_papel * COD_papel * Massa_papel_papelão) + (CODf_texteis * COD_texteis * Massa_texteis_e_outros))}{((COD_madeira * Massa_madeira) + (COD_MO * Massa_MO_e_corte_e_poda) + (COD_papel * Massa_papel_papelão) + (COD_texteis * Massa_texteis_e_outros))}$$
 CODtrans =

$$\frac{((COD_madeira * Massa_madeira) + (COD_MO * Massa_MO_e_corte_e_poda) + (COD_papel * Massa_papel_papelão) + (COD_texteis * Massa_texteis_e_outros))}{(Massa_madeira + Massa_MO_e_corte_e_poda + Massa_papel_papelão + Massa_texteis_e_outros)}$$
 COD_madeira = 0.3
 COD_MO = 0.15
 COD_papel = 0.4
 COD_texteis = 0.17
 Coeficiente_CH4_papel_papelão =

$$(4 * a_papel_papelão + b_papel_papelão - 2 * c_papel_papelão - 3 * d_papel_papelão) / 8$$
 Coeficiente_CH4_MO = $(4 * a_OM + b_MO - 2 * c_MO - 3 * d_MO) / 8$
 Coeficiente_CH4_outros = $(4 * a_outros + b_outros - 2 * c_outros - 3 * d_outros) / 8$
 Coeficiente_para_a_parcela_de_H2O_papel_papelão =

$$(4 * a_papel_papelão - b_papel_papelão - 2 * c_papel_papelão + 3 * d_papel_papelão) / 4$$
 Coeficiente_para_a_parcela_de_H2O_MO = $(4 * a_OM - b_MO - 2 * c_MO + 3 * d_MO) / 4$
 Coeficiente_para_a_parcela_de_H2O_outros =

$$(4 * a_outros - b_outros - 2 * c_outros + 3 * d_outros) / 4$$
 Consumo_específico_de_água_MO = $Massa_de_água_MO / Massa_total_MO$
 Consumo_específico_de_água_papel_papelão_paperboard =

$$Massa_de_água_papel_papelão / Massa_total_papel_papelão$$
 Consumo_específico_de_água_outros = $Massa_de_água_outros / Massa_total_outros$
 Consumo_final_médio_de_água =

$$(Consumo_específico_de_água_outros * Porcentagem_média_de_outros_biodegradável + Consumo_específico_de_água_papel_papelão_paperboard * Porcentagem_média_de_papel_e_papelão_biodegradável + Consumo_específico_de_água_MO * Porcentagem_média_de_MO_biodegradável) / Porcentagem_média_total_biodegradável$$
 c_MO = $O_numbers_of_moles_OM / Número_de_moles_N_MO$
 c_outros = $Número_de_moles_O_outros / Número_de_moles_N_outros$
 c_papel_papelão =

$$Número_de_moles_O_papel_papelão / Número_de_moles_N_papel_papelão$$
 Densidade_do_metano = 0.0007168
 d_MO = $Número_de_moles_N_MO / Número_de_moles_N_MO$
 d_outros = $Número_de_moles_N_outros / Número_de_moles_N_outros$
 d_papel_papelão =

$$Número_de_moles_N_papel_papelão / Número_de_moles_N_papel_papelão$$
 FB_madeira = 0.17
 FB_MO = 0.64
 FB_outros = $(FB_madeira + FB_texteis_e_outros) / 2$
 FB_papel_papelão = 0.405
 FB_texteis_e_outros = 0.35
 FCM = 0.65
 Fração_CH4_biogás = 0.5
 Fração_massa_molecular = 16/12
 ktrans =

$$\frac{((CODf_madeira * COD_madeira * Massa_madeira * k_madeira) + (CODf_MO * COD_MO * Massa_MO_e_corte_e_poda * k_MO) + (CODf_papel * COD_papel * Massa_papel_papelão * k_papel) + (CODf_texteis * COD_texteis * Massa_texteis_e_outros * k_texteis))}{((COD_madeira * Massa_madeira * CODf_madeira) + (COD_MO * Massa_MO_e_corte_e_poda * CODf_MO) + (COD_papel * Massa_papel_papelão * CODf_papel) + (COD_texteis * Massa_texteis_e_outros * CODf_texteis))}$$

- $k_{\text{madeira}} = 0.04$
- $k_{\text{MO}} = 0.4$
- $k_{\text{papel}} = 0.07$
- $k_{\text{texteis}} = 0.17$
- $\text{Lotrans} =$
 $(\text{FCM} \cdot \text{CODtrans} \cdot \text{Codf_trans} \cdot \text{Fração_CH4_biogás} \cdot \text{Fração_massa_molecular}) / \text{Densidade_do_metano}$
- $\text{Madeira_}\% = 0.65$
- $\text{Massa_CH4_outros} = \text{Coeficiente_CH4_outros} \cdot \text{Massa_molar_CH4}$
- $\text{Massa_CH4_MO} = \text{Coeficiente_CH4_MO} \cdot \text{Massa_molar_CH4}$
- $\text{Massa_CH4_papel_papelão} = \text{Coeficiente_CH4_papel_papelão} \cdot \text{Massa_molar_CH4}$
- $\text{Massa_de_água_nos_RSU} = \text{Massa} - \text{Massa_seca_1}$
- $\text{Massa_de_água_papel_papelão} =$
 $\text{Coeficiente_para_a_parcela_de_H2O_papel_papelão} \cdot \text{Massa_molar_H2O}$
- $\text{Massa_de_RSU} = 361343.353$
- $\text{Massa_de_água_MO} = \text{Coeficiente_para_a_a_parcela_de_H2O_MO} \cdot \text{Massa_molar_H2O}$
- $\text{Massa_de_água_outros} =$
 $\text{Coeficiente_para_a_parcela_de_H2O_outros} \cdot \text{Massa_molar_H2O}$
- $\text{Massa_madeira} = \text{Média_massa_de_RSU} \cdot (\text{Madeira_}\% / 100)$
- $\text{Massa_molar_C} = 12.01$
- $\text{Massa_molar_H} = 1.01$
- $\text{Massa_molar_N} = 14.01$
- $\text{Massa_molar_O} = 16$
- $\text{Massa_molar_CH4} = 16.05$
- $\text{Massa_MO_e_corte_e_poda} = (\text{Média_massa_de_RSU} \cdot \text{MO_e_corte_e_poda_}\%) / 100$
- $\text{Massa_papel_papelão} = \text{Média_massa_de_RSU} \cdot (\text{Papel_papelão_}\% / 100)$
- $\text{Massa_seca_1} = \text{Massa} \cdot \text{Teor_inicial_de_água_nos_RSU}$
- $\text{Massa_seca_C_}\% \text{_borracha} = 78$
- $\text{Massa_seca_C_}\% \text{_corte_e_poda} = 47.8$
- $\text{Massa_seca_C_}\% \text{_couro} = 60$
- $\text{Massa_seca_C_}\% \text{_madeira} = 49.5$
- $\text{Massa_seca_C_}\% \text{_MO} = 48$
- $\text{Massa_seca_C_}\% \text{_papel} = 43.5$
- $\text{Massa_seca_C_}\% \text{_papelão} = 44$
- $\text{Massa_seca_C_}\% \text{_texteis} = 55$
- $\text{Massa_seca_final_C_}\% \text{_papel_papelão} =$
 $(\text{Massa_seca_C_}\% \text{_papel} + \text{Massa_seca_C_}\% \text{_papelão}) / 2$
- $\text{Massa_seca_final_H_}\% \text{_papel_papelão} =$
 $(\text{Massa_seca_H_}\% \text{_papel} + \text{Massa_seca_H_}\% \text{_papelão}) / 2$
- $\text{Massa_seca_final_N_}\% \text{_papel_papelão} =$
 $(\text{Massa_seca_N_}\% \text{_papel} + \text{Massa_seca_N_}\% \text{_papelão}) / 2$
- $\text{Massa_seca_final_O_}\% \text{_papel_papelão} =$
 $(\text{Massa_seca_O_}\% \text{_papel} + \text{Massa_seca_O_}\% \text{_papelão}) / 2$
- $\text{Massa_seca_H_}\% \text{_borracha} = 10$
- $\text{Massa_seca_H_}\% \text{_corte_e_poda} = 6$
- $\text{Massa_seca_H_}\% \text{_madeira} = 6$
- $\text{Massa_seca_H_}\% \text{_MO} = 6.4$
- $\text{Massa_seca_H_}\% \text{_papel} = 5$
- $\text{Massa_seca_H_}\% \text{_papelão} = 5.9$
- $\text{Massa_seca_H_}\% \text{_texteis} = 6.6$
- $\text{Massa_seca_H_}\% \text{_couro} = 8$
- $\text{Massa_seca_N_}\% \text{_borracha} = 2$
- $\text{Massa_seca_N_}\% \text{_corte_e_poda} = 3.4$
- $\text{Massa_seca_N_}\% \text{_madeira} = 0.2$
- $\text{Massa_seca_N_}\% \text{_MO} = 2.6$
- $\text{Massa_seca_N_}\% \text{_papel} = 0.3$
- $\text{Massa_seca_N_}\% \text{_papelão} = 0.3$
- $\text{Massa_seca_N_}\% \text{_texteis} = 4.6$
- $\text{Massa_seca_N_}\% \text{_couro} = 10$
- $\text{Massa_seca_O_}\% \text{_corte_e_poda} = 38$
- $\text{Massa_seca_O_}\% \text{_texteis} = 31.2$
- $\text{Massa_seca_O_}\% \text{_borracha} = 0$
- $\text{Massa_seca_O_}\% \text{_couro} = 11.6$
- $\text{Massa_seca_O_}\% \text{_MO} = 37.6$
- $\text{Massa_seca_O_}\% \text{_papel} = 44$
- $\text{Massa_seca_O_}\% \text{_papelão} = 44.6$
- $\text{Massa_seca_O_}\% \text{_madeira} = 42.7$
- $\text{Massa_seca_decomposta} = \text{Vazão_metano} / \text{Cm}$
- $\text{Massa_texteis_e_outros} = \text{Média_massa_de_RSU} \cdot (\text{Texteis_e_outros_}\% / 100)$

- $Massa_total_MO = (a_OM * Massa_molar_C) + (b_MO * Massa_molar_H) + (c_MO * Massa_molar_O) + (d_MO * Massa_molar_N)$
- $Massa_total_outros = (a_outros * Massa_molar_C) + (b_outros * Massa_molar_H) + (c_outros * Massa_molar_O) + (d_outros * Massa_molar_N)$
- $Massa_total_papel_papelão = (a_papel_papelão * Massa_molar_C) + (b_papel_papelão * Massa_molar_H) + (c_papel_papelão * Massa_molar_O) + (d_papel_papelão * Massa_molar_N)$
- $Massa_molar_H2O = 18.02$
- $Média_massa_de_RSU = (Massa_de_RSU / 26)$
- $MO_e_corte_e_poda_ \% = 53.03$
- $mv = 2.88209$
- $Número_de_moles_C_outros = (Massa_seca_C_ \%_borracha + Massa_seca_C_ \%_couro + Massa_seca_C_ \%_madeira + Massa_seca_C_ \%_corte_e_poda + Massa_seca_C_ \%_texteis) / 5 * Massa_molar_C$
- $Número_de_moles_C_papel_papelão = Massa_seca_final_C_ \%_papel_papelão / Massa_molar_C$
- $Número_de_moles_C_MO = Massa_seca_C_ \%_MO / Massa_molar_C$
- $Número_de_moles_H_outros = (Massa_seca_H_ \%_borracha + Massa_seca_H_ \%_couro + Massa_seca_H_ \%_madeira + Massa_seca_H_ \%_corte_e_poda + Massa_seca_H_ \%_texteis) / 5 * Massa_molar_H$
- $Número_de_moles_H_MO = Massa_seca_H_ \%_MO / Massa_molar_H$
- $Número_de_moles_H_papel_papelão = Massa_seca_final_H_ \%_papel_papelão / Massa_molar_H$
- $Número_de_moles_N_MO = Massa_seca_N_ \%_MO / Massa_molar_N$
- $Número_de_moles_N_outros = (Massa_seca_N_ \%_borracha + Massa_seca_N_ \%_couro + Massa_seca_N_ \%_madeira + Massa_seca_N_ \%_corte_e_poda + Massa_seca_N_ \%_texteis) / 5 * Massa_molar_N$
- $Número_de_moles_N_papel_papelão = Massa_seca_final_N_ \%_papel_papelão / Massa_molar_N$
- $Número_de_moles_O_outros = (Massa_seca_O_ \%_borracha + Massa_seca_O_ \%_couro + Massa_seca_O_ \%_madeira + Massa_seca_O_ \%_corte_e_poda + Massa_seca_O_ \%_texteis) / 5 * Massa_molar_O$
- $Número_de_moles_O_papel_papelão = Massa_seca_final_O_ \%_papel_papelão / Massa_molar_O$
- $OX = 0$
- $O_numbers_of_moles_OM = Massa_seca_O_ \%_MO / Massa_molar_O$
- $Papel_papelão_ \% = 16.57$
- $Porcentagem_média_de_papel_e_papelão_biodegradável = FB_papel_papelão * Papel_papelão_ \%$
- $Porcentagem_média_total_biodegradável = (Porcentagem_média_de_MO_biodegradável + Porcentagem_média_de_outros_biodegradável + Porcentagem_média_de_papel_e_papelão_biodegradável)$
- $Porcentagem_média_de_outros_biodegradável = FB_outros * Total_outros_ \%$
- $Porcentagem_média_de_MO_biodegradável = FB_MO * MO_e_corte_e_poda_ \%$
- $Pressão_de_vapor = ((610.8) * (EXP((17.3 * Temperatura_média) / (237.3 + Temperatura_média)))) / 1000$
- $Produção_de_metano_massa_seca_biodegradável_MO = Massa_CH4_MO / Massa_total_MO$
- $Produção_de_metano_massa_seca_biodegradável_papel_papelão = Massa_CH4_papel_papelão / Massa_total_papel_papelão$
- $Produção_de_metano_massa_seca_biodegradável_outros = Massa_CH4_outros / Massa_total_outros$
- $R = 8.314$
- $RX = 0$
- $Temperatura_média = 40$
- $Temperatura_ajustada = Temperatura_média + 273.15$
- $tempo3 = IF\ time=0\ THEN\ 0\ ELSE\ IF\ time<100\ THEN\ Tempo1-1\ ELSE\ 0$
- $Teor_inicial_de_água_nos_RSU = 0.6$
- $Texteis_e_outros_ \% = 5.620$
- $Total_outros_ \% = Madeira_ \% + Texteis_e_outros_ \%$
- $v1 = .2075 * 496 * 65$
- $Variável_Auxiliar = if\ time<25\ then\ 0\ else\ exp(-ktrans * Tempo_Acumulado_Considerado)$
- $Vazão_final_positiva = Vazão_final_CH4 * (-1)$

ANEXO 9 - Aplicação do IQUADI para o aterro controlado de Volta Redonda.

Categories	Critérios	Intervalos	(q)	(ve)	Valor final
Distâncias	Rios perenes e intermitentes; lagos e lagoas naturais; nascentes e olhos d'água perenes; restingas; manguezais; veredas.	< 500 500- 700 >700- 900 > 900	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 1 ve= 0 Obs. distância = 475,35 metros - Ribeirão Brandão Mapa Região Hidrográfica III - Volta Redonda.
	Aglomerados populacionais; áreas verdes urbanas e corredores ecológicos.	< 2 Km 2 Km - 5 Km >5 Km - 10 Km > 10 Km	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 1 ve = 0 Obs. distância = 1,3 km - aglomerado populacional =1,3 km. Mapa de uso do solo.
	Zonas de falhas	< 200 metros 200 - 400 metros >400 metros - 600 metros > 600 metros	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 4 ve = 1 Obs. Mapa geológico.
	Reservatório de água artificial	< 200 metros 200 - 400 metros >400 metros - 600 metros > 600 metros	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 4 ve = 1 Obs. Atlas dos mananciais de abastecimento público do estado do Rio de Janeiro. Mapa hidrográfico
	Unidades de conservação e reservas legais	< 10 Km 10 Km - 15 Km >15 Km - 20 Km > 20 Km	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 1 ve = 0 Obs. distância = 1,61 km - Parque Natural Municipal de Volta Redonda. Mapa de uso do solo
	Bordas de tabuleiros e chapadas	< 300 metros 300 - 600 metros >600 metros - 900 metros > 900 metros	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 1 ve =1 Obs. Não se aplica para a região. Mapa geomorfológico
	Áreas de segurança aeroportuária	< 20 Km 20 Km - 25 Km >25 Km - 30 Km > 30 Km	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 4 ve =1 Obs. Distância = 8,28 km - aeroporto inativo. Não se aplica, logo: q = 1 ve = 1

$$IQUADI_1 = \left(\prod_1^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_1^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$$

$$IQUADI_1 = [(1/\alpha) \times (q^{0,35} \times q^{0,17} \times q^{0,113} \times q^{0,107} \times q^{0,092} \times q^{0,077} \times q^{0,015})] \times (ve); \alpha = 3,600007719 \text{ (fator de normalização que garante a soma igual a 1)}$$

$$IQUADI_1 = (1/3,600007719) \times (1^{0,35} \times 1^{0,17} \times 4^{0,113} \times 4^{0,107} \times 1^{0,092} \times 4^{0,077} \times 4^{0,015}) \times (0 \times 0 \times 1 \times 1 \times 0 \times 1 \times 1);$$

$$IQUADI_1 = (0,277) \times (1 \times 1 \times 1,69 \times 1,159 \times 1 \times 1 \times 1,021) \times (0)$$

$$IQUADI_1 = (0,277) \times (1,385109) \times$$

					(0) IQUADI ₁ = (0,38) x (0) IQUADI ₁ = 0
Características Físicas da Área	Altura da camada de RSU acima ou abaixo da superfície.	> 9 metros 6,01 - 9 metros 3,01 - 6 metros 0 - 3 metros	1 2 3 4	1	q = 4 ve = 1 Obs. Modelo Digital de Elevação
	Área do maciço	> 50.000 m ² 10.000 m ² - 50.000m ² 1.001 m ² - 10.000m ² 0 - 1.000 m ²	1 2 3 4	1	q = 2 ve = 1 Obs. Modelo Digital de Terreno
	Idade de preenchimento	0 - 5 anos 6 - 15 anos 16 - 25 anos > 25 anos	1 2 3 4	1	q = 1 ve = 1 Obs. Ano de abertura = 1987. Verificação documental
	Quantidade de RSU dispostos	> 182.500 ton 146.00 - 182.500 ton 109.501 - 146.000 ton 0 - 109.500 ton	1 2 3 4	1	q = 4 ve = 1 Obs. Modelo digital de Terreno Peso total de RSU depositados = 361.343,353 toneladas
	Espessura da camada de cobertura final superior	Sem cobertura 10 - 20 centímetros 20,01 - 50 centímetros > 50 centímetros	1 2 3 4	1	q = 4 ve = 1 Obs. Espessura da camada na área = 0,53 cm
	Espessura da camada oxidativa na cobertura superior	Sem cobertura 0,5 - 20 centímetros 20,01 - 40 centímetros 40,01 - 60 centímetros	1 2 3 4	1	q = 1 ve = 1 Obs. Não existe camada oxidativa. Verificação documental.
	Existência de geossintéticos na camada superior	Inexistente Parcial - (< 50% da área) Parcial + (≥50% da área) Existente (100% da área)	1 2 3 4	1	q = 1 ve = 1 Obs. Não existe geossintéticos. Verificação documental.
	Homogeneidade da cobertura : Cu = D ₆₀ x D ₁₀ ⁻¹ (D = diâmetro efetivo); (Cu > 5 apresenta maior resistência, compressibilidade e permeabilidade)	Resíduos e rejeitos Solos uniformes: Cu ≤ 5 Solos mediamente uniformes: 5 < Cu < 15 Solos desuniformes: Cu ≥ 15	1 2 3 4	1	q = 3 ve = 1 Cu = (D ₆₀ /D ₁₀) Obs. Diâmetro do solo: 5 < Cu < 15
	Proteção vegetal acima do solo de cobertura superior (modelo de facilitação)	Inexistente Parcial - (< 50% da área) Parcial + (≥50% da área) Existente (100% da área)	1 2 3 4	1	q = 1 ve = 1 Obs. Ortofoto

	Espessura do solo orgânico superior	Sem cobertura 0,5 - 10 centímetros 10,01 - 20 centímetros > 20 centímetros	1 2 3 4	1	q = 1 ve = 1 Obs. Verificação documental
	$IQUADI_2 = \left(\prod_1^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_1^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$ $IQUADI_2 = [(1/\alpha) \times (q^{0,197} \times q^{0,190} \times q^{0,185} \times q^{0,127} \times q^{0,116} \times q^{0,062} \times q^{0,045} \times q^{0,038} \times q^{0,02} \times q^{0,019})] \times (ve); \alpha = 3,994458664 \text{ (fator de normalização que garante a soma igual a 1)}$				$IQUADI_2 = (1/3,600007719) \times (4^{0,197} \times 2^{0,190} \times 1^{0,185} \times 4^{0,127} \times 4^{0,116} \times 1^{0,062} \times 1^{0,045} \times 3^{0,038} \times 1^{0,02} \times 1^{0,019}) \times (1 \times 1 ;$ $IQUADI_2 = (0,250347) \times (1,314 \times 1,140 \times 1 \times 1,1925 \times 1,1744 \times 1 \times 1 \times 1,0426 \times 1 \times 1) \times (1)$ $IQUADI_2 = (0,250347) \times (2,188934) \times (1)$ $IQUADI_2 = (0,38) \times (1)$ $IQUADI_2 = 0,547993$
Características geológicas-geotécnicas-geomorfológicas-climatológicas	Impermeabilização do solo de base	- Inexistente - Simples - Composto - Duplos	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 1 ve = 0 Obs. Verificação documental
	Profundidade do lençol freático	0 - 3,0 metros 3,1 - 4,5 metros 4,6 - 6,0 metros > 6,0 metros	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 2 ve = 1 Obs. profundidade = 3,8. Verificação documental
	Permeabilidade (cm x s ⁻¹)	k > 1,0 x 10 ⁻⁴ 1,0 x 10 ⁻⁶ ≤ k ≤ 1,0 x 10 ⁻⁴ 1,0 x 10 ⁻⁷ ≤ k < 1,0 x 10 ⁻⁶ k < 1,0 x 10 ⁻⁷	1 2 3 4	0 0 1 1	q = 3 ve = 1 Obs. k = 4,8 x 10 ⁻⁶ Verificação documental
	Tipo de solo de base	Pedregulhos ou cascalho Areia (grossa, média ou fina) Siltes Argilas	1 2 3 4	0 0 1 1	q = 3 ve = 1 Obs. Características físicas do solo.
	Afloramento superficial de lixiviado	Existente (80% - 100% da área) Parcial + (50% - 80% da área) Parcial - (< 50% da área) Inexistente	1 2 3 4	1	q = 3 ve = 1 Obs. Verificação <i>in situ</i> e Modelo Digital de Terreno Hidrologicamente Consistido - Acúmulo de escoamento.
	Precipitação anual média	> 1000 mm x ano ⁻¹ 500 - 1000 mm x ano ⁻¹ 250 - 500 mm x ano ⁻¹ < 250 mm x ano ⁻¹	1 2 3 4	1	q = 1 ve = 1 Obs. Estação operada pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) Código: 2244041
	Dinâmica superficial	- Sulcos e ravinas; - Laminar; - Trincas (retração por secagem, transversais, longitudinais); - Inexistente;	1 2 3 4	1	q = 3 ve = 1 Obs. Verificação <i>in situ</i> e Modelo Digital de Terreno Hidrologicamente Consistido - Rede de drenagem Inferida.
	Declividade	> 30% 11% - 30% 8% - 10% 2% - 7%	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 4 ve = 1 Obs. Mapa de declividade desenvolvido através do MDT.

	Instabilidade das inclinações laterais (RSU ou construído) - deslocamento horizontal (H) e vertical (V).	Alto: > 20 cm H; > 10 cm V (semanal) Médio: 5-20 cm H; 2-10 cmV (quinzenal) Baixo: 3-5 cmH; 1-2 cmV (mensal) Muito baixo ou inexistente: < 3cmH;<1 cmV (mensal)	1 2 3 4	0 1 1 1	q =4 ve = 1 Obs. Verificação documental
	Escavabilidade de solo	- Rocha dura e muito dura (rocha sã a pouco alterada); - Rocha branda (mais ou menos rígidas com graus de alteração); - Material brando (solos argilosos e arenosos); - Friável e fluente (areias, solos orgânicos e turfas);	1 2 3 4	1 1 1 1	q =1 ve = 1 Obs. Mapa geológico, pedológico e ortofoto retificada.
	$IQUADI_3 = \left(\prod_1^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_1^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$ $IQUADI_3 = [(1/\alpha) \times (q^{0,220} \times q^{0,201} \times q^{0,160} \times q^{0,138} \times q^{0,0690} \times q^{0,052} \times q^{0,047} \times q^{0,0460} \times q^{0,020})] \times (ve); \alpha = 3,994458664 \text{ (fator de normalização que garante a soma igual a 1)}$				$IQUADI_3 = (1/3,600007719) \times (1^{0,220} \times 2^{0,201} \times 3^{0,160} \times 3^{0,138} \times 3^{0,0690} \times 1^{0,052} \times 3^{0,047} \times 4^{0,0460} \times 4^{0,0460} \times 1^{0,020}) \times (0 \times 1 \times 1 \times 1 \times 1 \times 1 \times 1 \times 1 \times 1 \times 1 \times 1);$ $IQUADI_3 = (0,250347) \times (1 \times 1,1494 \times 1,1921 \times 1,1637 \times 1,0787 \times 1 \times 1,0529 \times 1,0658 \times 1,0658 \times 1) \times (0)$ $IQUADI_3 = (0,250347) \times (2,0579) \times (0)$ $IQUADI_3 = (0,515189) \times (0)$ $IQUADI_3 = 0$
Índice de Qualidade e características dos RSU	Índice de Qualidade de Águas Subterrâneas (IQAS)	IQAS > 5 2 < IQAS ≤ 5 1 < IQAS ≤ 2 IQAS ≤ 1	1 2 3 4	0 0 0 1	q = 2 ve = 0 Obs. Sem dados para este critério. Considerando o cenário de água subterrânea impactada pelo lixiviado.
	Tipos de resíduos e rejeitos	Resíduos Classe A Resíduos hospitalares + RSU Resíduos Classe B (I e II) Somente RSU.	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 3 ve = 1 Obs. Verificação documental e <i>in situ</i> .
	Índice de qualidade de Água do corpo hídrico superficial mais próximo da área (IQA)	> 300 (imprópria) >100 - 300 (ruim) 50 - 100 (boa) < 50 (excelente)	1 2 3 4	0 0 1 1	q = 2 ve = 0 Obs. Verificação documental. Análise da qualidade de água do Ribeirão Brandão.
	Fração biodegradável de resíduos no local (%)	> 70 >50 - 70 >30 - 50 0 - 30	1 2 3 4	1 1 1 1	q = 2 ve = 1 Obs. Considerou-se o valor de 0,5 conforme dados do IPCC para estimativa do biogás.
	Geração média de metano (ton CH ₄ x ano ⁻¹) até o ano de inventário.	> 10000 1001 - 10000 101 - 1000 0 - 100	1 2 3 4	1 1 1 1	q = 3 ve = 1 Obs. Estimativa através do modelo de decaimento de primeira ordem do IPCC (Q _{CH4})

					=116,34 tonCH ₄ / ano). Início: 1987 Ano de inventário: 2021
	Umidade dos RSU (%)	≥ 70 66 - 70 35 - 65 0 - 34	1 2 3 4	1	q = 3 ve = 1 Obs. Valor médio adotado (60%)
	Compactação dos RSU (peso específico kN x m ⁻³)	2,2 - 4,9 (não compactado) 5,0 - 6,9 (pouco compactado) 7,0 - 9,4 (compactado) $\geq 9,4$ (bem compactado)	1 2 3 4	1	q = 3 ve = 1 Obs. Valor médio adotado (7,0 kN x m ⁻³ ou 0,7 ton x m ⁻³)
	$IQUADI_4 = \left(\prod_1^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_1^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$				$IQUADI_4 = (1/4,005549023) \times (2^{0,281} \times 3^{0,22} \times 2^{0,199} \times 2^{0,113} \times 3^{0,094} \times 3^{0,067} \times 3^{0,027}) \times (0 \times 1 \times 0 \times 1 \times 1 \times 1 \times 1 \times 1)$; $IQUADI_4 = (0,2496) \times (1,21 \times 1,27 \times 1,14 \times 1,08 \times 1,10 \times 1,07 \times 1,03) \times (0)$ $IQUADI_4 = (0,2496) \times (2,361436) \times (0)$ $IQUADI_4 = (0,589541) \times (0)$ $IQUADI_4 = 0$
Estruturas e procedimentos	Aceitação do público (população total do entorno até 10 km)	Não Parcial - ($\leq 50\%$) Parcial + ($> 50\%$) Sim	1 2 3 4	0 1 1 1	q = 4 ve = 1 Obs. Adotado devido à baixa densidade demográfica no entorno.
	Inspeção	- Sem inspeção - Inspeção na entrada sem dispositivos de separação - Inspeção nas frentes de trabalho - Inspeção na entrada com dispositivos de separação	1 2 3 4	1	q = 2 ve = 1 Obs. Apenas RSU de acordo com verificação documental.
	Presença de catadores de resíduos	≥ 1001 pessoas 101 - 1000 pessoas 1- 100 pessoas 0 pessoa	1 2 3 4	0 0 1 1	q = 4 ve = 1 Obs. Verificação <i>in situ</i>
	Frente de trabalho no interior da área de disposição	Inexistente Parcial - ($< 50\%$ da área) Parcial + ($\geq 50\%$ da área) Existente	1 2 3 4	1	q = 4 ve = 1 Obs. A atividade foi encerrada em 2012.
	Presença de aves, animais, vetores, odores e queima de RSU	Existente (animais + aves + vetores + odores + queima de RSU) Parcial - (animais + aves + vetores + odores) Parcial + (animais + vetores + odores) Inexistente	1 2 3 4	1	q = 4 ve = 1 Obs. Verificação <i>in situ</i>

	sistemas de condução de fluxo) Sim (cobertura de captação de água + divisores de água + sistemas de condução de fluxo + dissipadores de energia)	4		
Poços de monitoramento	Não Parcial - (poços no interior da área sem determinação da direção do fluxo) Parcial + (poços a montante + poços a jusante do fluxo subterrâneo no interior da área) Sim (poços a montante + poços a jusante do fluxo subterrâneo no interior da área e até 2 km dos limites confrontantes)	1 2 3 4	1	q = 1 ve = 1 Obs. Verificação <i>in situ</i>
Drenagem de gases	Não Parcial - (apenas drenos superficiais de alívio + queima) Parcial + (sistema de captação + queima) Sim (sistema de captação + reaproveitamento)	1 2 3 4	1	q = 2 ve = 1 Obs. Verificação <i>in situ</i>
$IQUADI_6 = \left(\prod_1^n (q^{peso}) \right) \times \left(\prod_1^n ve \right) \times \frac{1}{\alpha}$ <p>IQUADI₆ = [(1/α) x (q^{0,342}xq^{0,271}xq^{0,183}xq^{0,114}xq^{0,09})] x (ve); α = 4,0 (fator de normalização que garante a soma igual a 1)</p>		<p>IQUADI₆ = (1/4,0) x (1^{0,342} x 1^{0,271} x 2^{0,183} x 1^{0,114} x 2^{0,09}) x (1 x 1 x 1 x 1 x 1); IQUADI₆ = (0,25) x (1 x 1 x 1,13 x 1 x 1,06)x (1) IQUADI₆ = (0,25) x (1,20) x (1) IQUADI₆ = (0,302079) x (1) IQUADI₆ = 0,302079</p>		

ANEXO 10 - IQR (CETESB) - PREENCHIDO

ITEM	SUB-ITEM	AValiaÇÃO	PESO	PONTOS
1	CAPACIDADE DE SUPORTE DO SOLO	ADEQUADA	5	5
		INADEQUADA	0	
	PROXIMIDADE DE NÚCLEOS HABITACIONAIS	LONGE > 500m	5	5
		PRÓXIMO	0	
	PROXIMIDADE DE CORPOS DE ÁGUA	LONGE > 200m	3	0
		PRÓXIMO	0	
	PROFUNDIDADE DO LENÇOL FREÁTICO	MAIOR 3m	4	4
		DE 1 A 3m	2	
		DE 0 A 1m	0	
	PERMEABILIDADE DO SOLO	BAIXA	5	2
		MÉDIA	2	
		ALTA	0	
	DISPONIBILIDADE DE MATERIAL PARA RECOBRIMENTO	SUFICIENTE	4	2
		INSUFICIENTE	2	
		NENHUMA	0	
	QUALIDADE DO MATERIAL PARA RECOBRIMENTO	BOA	2	0
		RUIM	0	
CONDIÇÕES DE SISTEMA VIÁRIO, TRÂNSITO E ACESSO	BOAS	3	2	
	REGULARES	2		
	RUINS	0		
ISOLAMENTO VISUAL DA VIZINHANÇA	BOM	4	4	
	RUIM	0		
LEGALIDADE DE LOCALIZAÇÃO	LOCAL PERMITIDO	5	0	
	LOCAL PROIBIDO	0		
SUBTOTAL MÁXIMO			40	24
2	CERCAMENTO DA ÁREA	SIM	2	2
		NÃO	0	
	PORTARIA / GUARITA	SIM	2	2
		NÃO	0	
	IMPERMEABILIZAÇÃO DA BASE DO ATERRO	SIM / DESNECES.	5	0
		NÃO	0	
	DRENAGEM DE CHORUME	SUFICIENTE	5	1
		INSUFICIENTE	1	
		INEXISTENTE	0	
	DRENAGEM DE ÁGUAS PLUVIAIS DEFINITIVA	SUFICIENTE	4	2
		INSUFICIENTE	2	
		INEXISTENTE	0	
	DRENAGEM DE ÁGUAS PLUVIAIS PROVISÓRIA	SUFICIENTE	2	1
		INSUFICIENTE	1	
		INEXISTENTE	0	
	TRATOR DE ESTEIRAS OU COMPATÍVEL	PERMANENTE	5	2
		PERIÓDICAMENTE	2	
		INEXISTENTE	0	
	OUTROS EQUIPAMENTOS	SIM	1	1
		NÃO	0	
	SISTEMA DE TRATAMENTO DE CHORUME	SUFICIENTE	5	0
		INSUF. / INEXIST.	0	
		INEXISTENTE	0	
ACESSO À FRENTE DE TRABALHO	BOM	3	3	
	RUIM	0		
VIGILANTES	SIM	1	1	
	NÃO	0		
SISTEMA DE DRENAGEM DE GASES	SUFICIENTE	3	1	
	INSUFICIENTE	1		
	INEXISTENTE	0		
CONTROLE RECEBIMENTO DE CARGAS	SIM	2	0	
	NÃO	0		
MONITORIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	SUFICIENTE	3	0	
	INSUFICIENTE	2		
	INEXISTENTE	0		
ATENDIMENTO A ESTIPULAÇÕES DE PROJETO	SIM	2	1	
	PARCIALMENTE	1		
	NÃO	0		
SUBTOTAL MÁXIMO			45	17

ITEM	SUB-ITEM	AValiaÇÃO	PESO	PONTOS
3	ASPECTO GERAL	BOM	4	0
		RUIM	0	
	OCORRÊNCIA DE LIXO A DESCOBERTO	NÃO	4	4
		SIM	0	
	RECOBRIMENTO DO LIXO	ADEQUADO	4	4
		INADEQUADO	1	
		INEXISTENTE	0	
	PRESEÇA DE URUBUS OU GAVOTAS	NÃO	1	1
		SIM	0	
	PRESEÇA DE MOSCAS EM GRANDE QUANTIDADE	NÃO	2	2
		SIM	0	
	PRESEÇA DE CATADORES	NÃO	3	3
		SIM	0	
	CRIAÇÃO DE ANIMAIS (PORCOS, BOIS)	NÃO	3	3
		SIM	0	
	DESCARGA DE RESÍDUOS DE SERVIÇOS DE SAÚDE	NÃO	3	0
		SIM	0	
	DESCARGA DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS	NÃO / ADEQUADA	4	4
		SIM / INADEQ.	0	
	FUNCIONAMENTO DA DRENAGEM PLUVIAL DEFINITIVA	BOM	2	1
		REGULAR	1	
	FUNCIONAMENTO DA DRENAGEM PLUVIAL PROVISÓRIA	BOM	2	1
		REGULAR	1	
FUNCIONAMENTO DA DRENAGEM DE CHORUME	BOM	3	2	
	REGULAR	2		
FUNCIONAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE CHORUME	BOM	5	2	
	REGULAR	2		
FUNCIONAMENTO DO SIST. DE MONITORIZAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS	BOM	2	0	
	REGULAR	1		
EFICIÊNCIA DA EQUIPE DE VIGILÂNCIA	BOA	1	1	
	RUIM	0		
MANUTENÇÃO DOS ACESSOS INTERNOS	BOAS	2	2	
	REGULARES	1		
	PÉSSIMAS	0		
SUBTOTAL MÁXIMO			45	30

TOTAL MÁXIMO		130	71
--------------	--	-----	----

IQR=SOMA DOS PONTOS / 13		5.4
--------------------------	--	-----

IQR	AValiaÇÃO
0 a 6,0	CONDIÇÕES INADEQUADAS
6,1 a 8,0	CONDIÇÕES CONTROLADAS
8,1 a 10	CONDIÇÕES ADEQUADAS

TOTAL DE CATADORES:	MENORES DE 14 ANOS:
---------------------	---------------------