

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

GUSTAVO ALEX LOPES

CARACTERIZAÇÃO DO ATERRO CONTROLADO DE VOLTA REDONDA
POR MEIO DE ÍNDICES DE QUALIDADE E GEOTECNOLOGIA

VOLTA REDONDA
2016

GUSTAVO AIEX LOPES

CARACTERIZAÇÃO DO ATERRO CONTROLADO DE VOLTA REDONDA
POR MEIO DE ÍNDICES DE QUALIDADE E GEOTECNOLOGIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Thiago Simonato Mozer
Coorientadora: Prof.^a Dra. Ana Alice de Carli

Volta Redonda, RJ
2016

L864 Lopes, Gustavo Aiex.

Caracterização do aterro controlado de Volta Redonda por meio de índices de qualidade e geotecnologia / Gustavo Aiex Lopes – Volta Redonda, 2016.

236 f. il.

Dissertação (Mestrado Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal Fluminense.

Orientador: Thiago Simonato Mozer.

Coorientador: Ana Alice de Carli.

1. Biogás. 2. Lixiviado. 3. Modelagem. 4. Padrões de lançamentos. 5. Veículo aéreo não tripulado. I. Mozer, Thiago Simonato. II. Carli, Ana Alice de. III. Título.

CDD 628.44

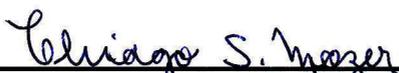
GUSTAVO AIEX LOPES

CARACTERIZAÇÃO DO ATERRO CONTROLADO DE VOLTA REDONDA POR MEIO
DE ÍNDICES DE QUALIDADE E GEOTECNOLOGIA

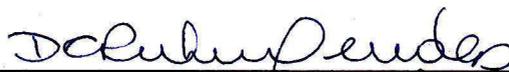
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Tecnologia Ambiental.

Aprovada em 10 de JUNHO de 2016.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Thiago Simonato Mozer – UFF
Orientador



Prof.^a. Dra. Danielle da Costa Rubim Messeder – UFF



Prof.^a. Dra. Iene Christie Figueiredo - UFRJ

Volta Redonda
2016

Aos meus amados pais e ao meu
querido irmão

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Fluminense, pólo universitário de Volta Redonda;

Ao Prof. Thiago Simonato Mozer pela confiança;

À Prof.^a Danielle da Costa Rubim Messeder dos Santos, integrante da banca.

À Prof.^a Iene Christie Figueiredo, integrante da banca.

À Prof.^a. Ana Carolina Callegario Pereira, integrante suplente da banca.

Ao Prof. Welington Kiffer de Freitas, integrante suplente da banca, pelo apoio e incentivo.

Aos professores Fabiana Soares dos Santos, Afonso Aurélio de Carvalho Peres, Ana Alice de Carli, Patricia Alves Carneiro, Alessandra Rufino e Aldara da Silva.

Aos funcionários do laboratório de geoprocessamento da UERJ, pelo auxílio na confecção dos dados.

Ao Eng. Patrick Kent do SAAE – Volta Redonda, pela disponibilização de informações sobre a área de estudo.

Ao funcionário da prefeitura de Volta Redonda, Romualdo Machado, pelo acompanhamento e identificação de características peculiares do aterro.

Ao Eng. Hidrólogo Arthur Moreira de Abreu, pela disponibilização dos dados de precipitação.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao meu amigo Shaday pelo companheirismo.

Aos meus amigos Ulisses e Thiago, pelo apoio.

A minha eterna e amada Brisabella Clara Corbolan Coca pela “paciência”, carinho e dedicação.

A Deus pela iluminação e proteção.

No começo pensei que estivesse lutando para salvar seringueiras,
depois pensei que estava lutando para salvar a Floresta
Amazônica. Agora, percebo que estou lutando
pela humanidade.

Francisco Alves Mendes Filho

RESUMO

A área de disposição de resíduos sólidos do município de Volta Redonda foi parcialmente recuperada em 2007, porém, ainda gera efluentes que precisam ser gerenciados: lixiviado e biogás. Dessa maneira, foi proposto um novo modelo para tratamento do lixiviado dividido sequencialmente em: tratamento preliminar com gradeamento (remoção do material grosseiro), tratamento primário com nova configuração de entrada do fluxo e utilização de defletores (possibilidade de remoção: 62% - 77% de sólidos totais); tanque de evaporação (possibilidade de remoção: 98% de nitrogênio); osmose reversa (possibilidade de remoção: 94% - 100% de metais); tratamento com Fenton (possibilidade de aumento da biodegradabilidade em torno de 83%) e por último tratamento biológico com lodo ativado. As determinações legais identificadas nos instrumentos de comando e controle de padrões de qualidade ambiental indicaram uma quantidade de 92 parâmetros sem análise no lixiviado em relação a todos os parâmetros identificados com um total de 193 parâmetros. A caracterização do nível trófico indicou que o índice para a lagoa a jusante do empreendimento foi de 88,37, corroborando a ideia de sua eutrofização. Utilizando-se análise espacial, geoprocessamento e imageamento com veículo aéreo não tripulado foram determinados parâmetros de entrada necessários para a modelagem de geração de lixiviado pelo método do Balanço Hídrico Global adaptado (16623 m³ em 2009) e para a modelagem de geração de biogás (612200 m³ em 2013) por métodos consagrados na literatura. A análise espacial da área de estudo, através do *software ArcGis*, indicou uma área de cobertura de 36.770,96 m² e um volume de resíduos depositados de 535.755,79 m³. O acúmulo de fluxo e a rede de drenagem foram inferidos através do modelo digital de terreno hidrologicamente consistido e identificados em mapas temáticos.

Palavras-chave: Biogás, lixiviado, modelagem, padrões de lançamentos, veículo aéreo não tripulado.

ABSTRACT

The disposal area of solid waste in the city of Volta Redonda was partially recovered in 2007, but still generates effluents that must be managed: leachate and biogas. Thus, it was proposed a new model for leachate treatment divided sequentially: preliminary treatment with bars (removal of coarse material), primary treatment with new flow input configuration and use of deflectors (removal possibility: 62% - 77% of total solids); evaporation tank (removing possibility: 98% of nitrogen); reverse osmosis (removal possibility: 94% - 100% of metals); Fenton treatment (possibility of increased biodegradability around 83%) and finally biological treatment with activated sludge. The legal requirements identified in the command and control instruments of environmental quality standards indicated an amount of 92 without analysis parameters in the leachate for all the parameters identified with a total of 193. The characterization of the trophic level indicated that the index for the lagoon downstream of the project was 88.37, supporting the idea of their eutrophication. Using spatial analysis, GIS and imaging with unmanned aerial vehicle were determined input parameters needed for leachate generation modeling by Global Water Balance method adapted (16623 m³ in 2009) and for biogas generation modeling (612200 m³ in 2013) by methods established in the literature. Spatial analysis of the study area, through the ArcGIS software, indicated a 36,770.96 m² of coverage area and a volume of waste landed of 535,755.79 m³. The accumulation of flow and drainage network were inferred through the hydrologically consisted digital terrain model and identified in thematic maps.

Keywords: Biogas, leachate, modeling, releases standards, unmanned aerial vehicle.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Fig. 1 Desenho esquemático de disposição de resíduo e rejeitos no solo sem controle operacional, f. 35
- Fig. 2 Desenho esquemático de disposição de resíduo e rejeitos no solo com algumas técnicas de controle operacional, f. 36
- Fig. 3 Desenho esquemático de disposição de resíduo e rejeitos segundo normas específicas de controle operacional, f. 36
- Fig. 4 Fases do processo de degradação em aterros, f. 44
- Fig. 5 Diagrama esquemático da decomposição de compostos orgânicos e o papel dos microorganismos, f. 46
- Fig. 6 Cálculo da altitude ortométrica, f. 62
- Fig. 7 Frações dos sólidos em efluentes, f.81
- Fig. 8 Operações unitárias no tratamento preliminar, f. 81
- Fig. 9 Grades em uma estação de tratamento de efluentes (esquerda) e grade escalar autolimpante (direita), f. 82
- Fig. 10 Peneira estática (esquerda) e peneira rotativa (direita), f. 83
- Fig. 11 Representação de Caixa de Areia, f. 84
- Fig. 12 Representação esquemática do posicionamento do tanque de equalização, f. 85
- Fig. 13 Taxa de Consumo de Oxigênio no efluente equalizado e no industrial, f. 86
- Fig. 14 Variação da TCO em função da demanda química de oxigênio (DQO), f. 87
- Fig. 15 Variação da TCO no 1º caso de início de toxidade no efluente industrial da bacia De equalização, f. 87
- Fig. 16 Variação da TCO no 1º caso de início de toxidade no efluente industrial bruto, f.88
- Fig. 17 Decantador Primário, f. 90
- Fig. 18 Configurações de aberturas na entrada do fluxo, f. 91
- Fig. 19 Linhas de velocidade de fluxo para as configurações de aberturas, f. 92
- Fig. 20 Representação 3-D da qualidade do efluente, custos operacionais e emissões de GEE's durante as etapas de operação em uma estação de tratamento de efluentes, f. 94
- Fig. 21 Faixas de aplicação dos processos com membranas, f. 100
- Fig. 22 Disposição final de Resíduos de maneira irregular em 2007, f. 130

- Fig. 23 Disposição final de Resíduos em 2014, após intervenção e encerramento em 2012, f. 130
- Fig. 24 Lagoa de tratamento 1 desativada, f. 133
- Fig. 25 Lagoa de tratamento 2 desativada, f. 133
- Fig. 26 Recondução do lixiviado para o talvegue a jusante da lagoa de acumulação, f. 134
- Fig. 27 Recondução do lixiviado para o talvegue à jusante da lagoa de acumulação, f. 134
- Fig. 28 Eutrofização do lago à jusante do sistema, f. 134
- Fig. 29 Análise comparativa da quantidade de parâmetros regulados, f. 139
- Fig. 30 Sistema de tratamento a ser aplicado para o lixiviado do aterro de Volta Redonda, f.145
- Fig. 31 Localização da área de estudo, f. 147
- Fig. 32 Localização da câmera e sobreposição de imagens, f. 148
- Fig. 33 Modelo Digital de Elevação – MDE, f. 149
- Fig. 34 Aspecto da área de estudo, f. 153
- Fig. 35 Declividade em porcentagem, f. 158
- Fig. 36 Declividade em graus, f. 159
- Fig. 37 Representação gráfica completa do Balanço Hídrico Climático, f. 163
- Fig. 38 Representação gráfica simplificada do Balanço Hídrico climático (extrato), f. 164
- Fig. 39 Equação de regressão linear para geração per capita no município de Volta Redonda, f. 165
- Fig. 40 Modelo Digital de Elevação através de TIN, f. 167
- Fig. 41 Equação de regressão utilizada para cálculo do COD, f. 170
- Fig. 42 Evolução da geração de metano no tempo utilizando o método do decaimento de primeira ordem IPCC, f. 171
- Fig. 43 Evolução da geração de metano no tempo utilizando Método de projeto IPCC, f. 171
- Fig. 44 Evolução da geração de metano no tempo utilizando o método proposto pelo Banco Mundial , f. 172
- Fig. 45 Evolução da geração de metano no tempo utilizando o modelo LandGEM, f. 172.
- Fig. 46 Evolução da geração de metano no tempo utilizando o programa proposto pela CETESB, f. 172.
- Fig. 47 Evolução da geração de metano no tempo utilizando o método do Banco Mundial para os dois cenários de referência, f. 173

- Fig. 48 Evolução da geração de metano no tempo utilizando o método LandGEM para o cenário 2, f. 174
- Fig. 49 Evolução da geração de metano no tempo utilizando o método proposto pela CETESB para o cenário 2, f. 175
- Fig. 50 Comparação entre a evolução da geração de metano utilizando o método LandGEM para os cenários 1 e 2, f. 175
- Fig. 51 Vazão média prevista de lixiviado, f. 181
- Fig. 52 Variação do lixiviado em função da precipitação, f. 181
- Fig. 53 MDT –HC, f. 184
- Fig. 54 Pontos iniciais da drenagem, f. 185
- Fig. 55 Acúmulo de escoamento, f. 186
- Fig. 56 Rede de drenagem inferida, f. 187
- Quadro 1 Processos de sedimentação, f. 89
- Quadro 2 Descrição resumida dos principais sistemas de tratamento secundários mais frequentes no Brasil, f.111

LISTA DE TABELAS

- TABELA 1 - Destinação final dos resíduos sólidos urbanos no ano de 2000, 2008, 2012, 2013 e 2014, f. 23
- TABELA 2 - Índice de qualidade de aterros de resíduos – IQR, f.39
- TABELA 3 - Faixa de variação dos principais parâmetros do lixiviado, f. 42
- TABELA 4 - Estabilização de SV, COT e N em relação aos ST, f. 52
- TABELA 5 - Parâmetros em amostras de diferentes profundidades, f. 53
- TABELA 6 - Composição do lixiviado para aterros em diferentes fases de estabilização da matéria-orgânica, f. 55
- TABELA 7- Composição de lixiviado em diferentes idades de degradação da matéria orgânica, f. 55
- TABELA 8 - Constituintes normalmente identificados em lixiviados de aterros brasileiros (Clima Tropical), f. 57
- TABELA 9 - Fator de Correção de metano para as condições do aterro, f. 72
- TABELA 10 - Teor de carbono orgânico degradável para cada componente do resíduo, f.72
- TABELA 11 - Coeficiente de escoamento superficial para aplicação do método do balanço hídrico, f. 74
- TABELA 12 - Umidade do solo (mm de água/m de profundidade de solo), f. 77
- TABELA 13 - IET e equivalência com medidas de fósforo total (P_T) em reservatórios, f. 79
- TABELA 14 - Características de grades utilizadas em estações de tratamento, f. 83
- TABELA 15 - Tratamentos por coagulação-floculação empregados para lixiviado, f. 95
- TABELA 16 - Tratamentos por adsorção empregados para lixiviado, f. 98
- TABELA 17 - Processo de separação por membrana (PSM), f. 101
- TABELA 18 - Processos eletroquímicos na remoção de constituintes de lixiviado, f. 104
- TABELA 19 - Recirculação e evaporação para tratamento de lixiviado, f. 106
- TABELA 20 - Processo de *air stripping* para remoção de poluentes, f. 109
- TABELA 21 - Processos biológicos para remoção de carga poluidora, f. 113
- TABELA 22 - Processos oxidativos avançados para tratamento de lixiviado, f. 118
- TABELA 23 - Cronologia das ações relacionadas ao aterro controlado de Volta Redonda.
Fase 1: 1987 -1999, f. 135
- TABELA 24 - Cronologia das ações relacionadas ao aterro controlado de Volta Redonda.
Fase 2: 1999 -2011, f. 135

- TABELA 25 - Cronologia das ações relacionadas ao aterro controlado de Volta Redonda.
Fase 3: 2011 – 2016, f. 136
- TABELA 26 - Índice de Estado Trófico para concentração de Fósforo Total, f. 137
- TABELA 27 - Resumo das análises comparativa dos padrões de lançamento de efluentes e de concentração de contaminantes em relação ao lixiviado do aterro de Volta Redonda, f. 138
- TABELA 28 - Características do Lixiviado do Aterro de Volta Redonda, f. 141
- TABELA 29 - Parâmetros definidos para a missão executada pelo Drone no aterro controlado de Volta Redonda, f.150
- TABELA 30 - Pontos de controle, f. 150
- TABELA 31 - Características físicas do solo, f. 154
- TABELA 32 - Dados de temperatura de Volta Redonda, f. 155
- TABELA 33 - Precipitações médias mensais para os períodos do estudo, f. 156
- TABELA 34 - Índice anual de calor, f. 160
- TABELA 35 - Evapotranspiração potencial (ETP), f. 160
- TABELA 36 - Média diária de horas de luz solar (N) no 15º dia do mês para a latitude 22º e fator de correção (Fc), f. 161
- TABELA 37 - Evapotranspiração corrigida, f. 161
- TABELA 38 - Simulação do Balanço Hídrico Climático, f. 162
- TABELA 39 - Verificação do Balanço Hídrico, f. 163
- TABELA 40 - Quantidade de resíduos gerados pela população de Volta Redonda no período de 1987 – 2012, f. 165
- TABELA 41 - Estimativa da composição gravimétrica dos RSU em VR, f. 166
- TABELA 42 - Quantidade de resíduos gerados no período 2007 – 2012, por tipo considerando o crescimento populacional e geração per capita, f. 166
- TABELA 43 - Área, volume e perímetro das áreas de estudo, f. 168
- TABELA 44 - Umidade dos RSU para ambos os cenários, f. 168
- TABELA 45 - Consumo de água nas reações de degradação para os dois cenários, f. 169
- TABELA 46 - Eliminação de água junto ao biogás, f. 178
- TABELA 47 - Estimativa de geração de lixiviado para o período de 2007 – 2015, f. 180
- TABELA 48 – IQR, f. 189

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
CAG	Carvão ativado granular
CAP	Carvão ativado em pó
CECA	Comissão de Controle Ambiental
CO ₂	Dióxido de carbono
COD	Carbono Orgânico Degradável
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONDER	Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia
COT	Carbono orgânico total
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio em um período de 5 dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
H ₂	Hidrogenio
HS ⁻	Íon sulfídrico
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
IQR	Índice de qualidade do aterro
LAR	Licença Ambiental de Recuperação
LOR	Licença Ambiental de Operação
m.s ⁻¹	Unidade de medida de velocidade no Sistema Internacional: metros por segundo
mg.L ⁻¹	Unidade de medida de concentração no Sistema Internacional: miligramas por litro
NBR	Norma Brasileira
NH ₄ ⁺	Nitrogênio amoniacal
NKT	Nitrogênio Kjeldhal total
N ₂ O	Oxido nitroso
O ₂	Oxigênio

ONU	Organização das Nações Unidas
PCA	Pó de carvão ativado
pH	Potencial hidrogeniônico
PNMA	Política Nacional de Meio Ambiente
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
POA	Processos Oxidativos Avançados
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SEDU	Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República.
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos voláteis
TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio
µm	micrômetro

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	p. 19
1.1	HISTÓRICO	p. 19
2	OBJETIVOS DA PESQUISA	p. 25
2.1	OBJETIVO GERAL	p. 25
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	p. 25
3	FONTES COGNITIVAS: REVISÃO DE LITERATURA	p. 27
3.1	LEGISLAÇÃO	p. 27
3.1.1	Resíduos sólidos	p. 27
3.1.2	Padrões de qualidade ambiental	p. 30
3.2	FORMAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS E REJEITOS	p. 34
3.2.1	Índice de Qualidade de Aterros	p. 38
3.3	LIXIVIADO	p. 41
3.4	DEGRADAÇÃO E ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS E REJEITOS EM ATERROS	p. 43
3.4.1	Comportamentos dos Metais e Compostos Orgânicos no Aterro	p. 49
3.5	CARACTERÍSTICAS DOS LIXIVIADOS	p. 54
3.6	LEVANTAMENTO TOPOGRÁFICO PLANIALTIMÉTRICO	p. 60
3.6.1	Fotogrametria	p. 63
3.6.2	Análise Espacial	p. 65
3.6.2.1	<i>Agisoft Photoscan</i>	p. 65
3.6.2.2	<i>Arcgis For Desktop</i>	p. 67
3.7	MODELOS DE GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ATERROS	p. 69
3.8	MODELO DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO	p. 73
3.9	ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO	p. 77
3.10	TRATAMENTOS DE LIXIVIADOS	p. 79
3.10.1	Tratamento Preliminar	p. 80
3.10.1.1	Gradeamento e Peneiramento	p. 82
3.10.1.2	Desarenadores	p. 84
3.10.1.3	Tanque de Equalização	p. 85
3.10.2	Tratamento Primário	p. 88
3.10.2.1	Decantador Primário e Sedimentação	p. 88

3.10.2.2 PROCESSOS DE TRATAMENTO FÍSICOS E FÍSICO-QUÍMICOS, p.	94
3.10.3 Tratamento Secundário, p.	110
3.10.4 Conclusões Sobre os Tratamentos Convencionais, p.	115
3.10.5 Tratamento Terciário, p.	116
3.10.5.1 Processos Oxidativos Avançados - POAs, p.	117
4 METODOLOGIA, p.	124
4.1 APRESENTAÇÃO, p.	124
4.2 LEVANTAMENTOS BIBLIOGRÁFICO, DOCUMENTAL E ELETRÔNICO, p.	125
4.3 CARACTERIZAÇÕES DA ÁREA DE ESTUDO, p.	125
4.3.1 Caracterização Legal e Caracterização do Lixiviado, p.	125
4.3.2 Caracterizacao Física, p.	126
4.3.3 Modelagem Dos Efluentes, p.	128
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO, p.	130
5.1 ANÁLISES DAS AÇÕES DE GERENCIAMENTO NA ÁREA DE ESTUDO, p.	130
5.2 ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO DAS LAGOAS NO ENTORNO DO ATERRO, p.	136
5.3 ANÁLISES COMPARATIVAS DOS PADRÕES DE LANÇAMENTO, p.	137
5.4 CLASSIFICAÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO DE VOLTA REDONDA, p.	141
5.5 PROPOSTA DE UM NOVO <i>DESIGN</i> DE TRATAMENTO PARA OS PARÂMETROS QUE APRESENTAM RISCO E PARA OS PARÂMETROS QUE NÃO ATENDEM À LEGISLAÇÃO PARA O LIXIVIADO DE VOLTA REDONDA, p.	142
5.6 CARACTERIZAÇÕES FÍSICAS DA ÁREA DE ESTUDO, p.	146
5.6.1 Localização e Acesso, p.	146
5.6.2 Levantamento Topográfico Planialtimétrico, p.	148
5.6.3 Geologia, p.	151
5.6.4 Geomorfologia, p.	152
5.6.5 Pedologia, p.	154
5.6.6 Hidrogeologia, p.	154
5.6.7 Clima, p.	155
5.7 PREVISÃO DE GERAÇÃO DO LIXIVIADO PELO MÉTODO DO BALANÇO HÍDRICO GLOBAL, p.	156
5.7.1 Precipitação, p.	156
5.7.2 ESCOAMENTO SUPERFICIAL, p.	157

5.7.3	Evapotranspiração Real, p.	160
5.7.4	Água Proveniente da Umidade Natural dos Resíduos, p.	164
5.7.5	Cálculo do Consumo de Água nas Reações, p.	168
5.7.6	Estimação do Potencial de Geração de Biogás no Aterro, p.	170
5.7.7	Eliminação de Água pelo Biogás, p.	177
5.7.8	Cálculo Da Geração De Lixiviado, p.	179
5.7.9	Análise do Acúmulo de Fluxo como Agente Erosivo, p.	183
5.7.10	Índice De Qualidade De Aterros De Resíduos – IQR, p.	188
6	CONCLUSÃO E SUGESTÕES PARA PESQUISA FUTURA, p.	191
6.1	CONCLUSÕES, p.	191
6.2	SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS, p.	193
	REFERÊNCIAS, p.	194
	ANEXO 1 – Análise comparativa entre os padrões de qualidade ambiental e o lixiviado de Volta Redonda, p.	217
	ANEXO 2 – Precipitação para o período de estudo, p.	229
	ANEXO 3 - Parâmetros utilizados na calibragem do modelo para o cenário 1, p.	232
	ANEXO 4 - Estimativas de geração de metano para o cenário 1, p.	234
	ANEXO 5 – Geração de metano para os cenários 1 e 2 utilizando o modelo LandGEM, p.	236

1 INTRODUÇÃO

1.1 HISTÓRICO

O consumo de energia primária total do mundo nas últimas décadas aumentou significativamente, atingindo um total de 13,5 milhões de toneladas equivalentes de petróleo em 2013. Em relação aos níveis de consumo de energia de 1973 (6,1 milhões de toneladas equivalentes de petróleo), ocorreu um acréscimo de 121%. (1) Essa alteração de consumo se desenvolveu em uma escala temporal menor que um século, principalmente devido às inovações tecnológicas que proporcionaram o aumento da eficiência das máquinas e dos processos de transformação de matéria e energia e a diversificação das fontes energéticas.

Atualmente as fontes energéticas são divididas em dois grandes grupos, fontes energéticas não renováveis como petróleo, gás natural, gás de xisto e carvão mineral e fontes energéticas renováveis como biocombustíveis, biomassa, energia eólica, hidroeletricidade e energia solar. (2)

As transformações energéticas antrópicas possuem dois objetivos que são a sobrevivência da população e o atendimento aos seus padrões de consumo. Nesse sentido, lembrando o Princípio de Conservação da Matéria, proposto por Antoine Laurent Lavoisier (1743 – 1794), a matéria não pode ser criada nem destruída, apenas transformada de uma forma para outra. Portanto, para que essa transformação ocorra, necessita-se de uma matéria pré-existente, localizada na biosfera, que será modificada através de processos específicos, os quais produzirão bens que serão utilizados pela população.

Os processos de transformação apresentam aspectos ambientais específicos para cada atividade dentre os mais abrangentes, cita-se a geração de resíduos sólidos e rejeitos, a emissão de gases e a geração de efluentes. Caso não sejam corretamente gerenciados os aspectos podem se transformar em impactos ambientais, dentre eles, a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, a contaminação de solos, a poluição atmosférica e o incremento do efeito estufa.

A pressão sobre os recursos ambientais pode ser observada pelo aumento da quantidade de áreas produtivas de terra e de mar necessárias para gerar e assimilar continuamente todos os recursos consumidos por determinada população em um local determinado (conceito conhecido como pegada ecológica). (3) Este conceito pode ser utilizado para a análise espacial de capital natural.

No contexto atual de produção de bens e serviços, a escassez de insumos, a inflação associada e os impactos ambientais devido aos processos de fabricação, transporte e destinação são discutidos em um panorama internacional que vise ao equilíbrio dos processos, diretamente interligado às questões sociais, econômicas e ambientais. (4 , 5)

Alguns segmentos da sociedade avaliam, interpretam e quantificam os impactos das atividades dos seres humanos e buscam conciliá-los com o desenvolvimento sustentável através da integração entre os diversos fatores que norteiam essa expressão. Os fatores são: crescimento econômico equilibrado de todas as esferas da sociedade, distribuição equitativa dos ônus gerados pela produção, internalização das externalidade (os custos ambientais de uma atividade são introduzidos na análise de mercado), eficiência nos processos de transformação energética, gerenciamento adequado dos resíduos e o equilíbrio na utilização de insumos. A integração visa o usufruto pelas gerações atuais e futuras de condições aceitáveis de sobrevivência e visa também à homeostase dos sistemas. (6)

A partir dessa concepção adaptada de desenvolvimento sustentável, termo originado no Relatório da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, a demanda por um novo modelo de crescimento e desenvolvimento começou a pressionar os diversos setores^a para que se adequassem aos novos pensamentos e ideologias que estavam surgindo. (7) Uma sociedade mais equilibrada em seu modelo exploratório e de consumo começa a despertar e a observar que as questões enfrentadas afetarão tanto a biosfera quanto a população.

No contexto da globalização, definida como a padronização social, econômica, ambiental e cultural marcada pela difusão de mercadorias e ideias proporcionadas por tecnologias, comunicações, serviços e transportes cada vez mais rápidos, o crescimento das atividades econômicas pode ser verificado. O desenvolvimento econômico e sócio-ambiental brasileiro, quando inserido nas transações internacionais, pode ser alcançado, desde que se aumente a capacidade de planejamento, a capacidade de autofinanciamento e se desenvolva maior disciplina e transparência no uso das divisas geradas. (8)

Apresenta-se assim, devido à globalização, um mercado consumidor com potencial crescente ao redor do mundo. Para o Brasil, a elevada carga tributária associada às regras e procedimentos considerados seguros e ortodoxos categorizados como burocracia - teoria desenvolvida pelo sociólogo e economista alemão Max Weber – pode direcionar as ações de

^a Os setores são divididos em: 1º setor – Estado em todas suas dimensões; 2º setor – empresas e atividades particulares; 3º setor – organizações sem fins lucrativos.

crescimento para um patamar pouco competitivo. Essa questão pode ser modificada através do liberalismo econômico - proposto pelo economista Adam Smith –, que preconiza a liberdade econômica para desenvolvimento da economia privada sem a intervenção do Estado, levando à autorregulamentação do mercado e ao aumento da concorrência. A consequência desse modelo é a diminuição dos preços e o aumento do ritmo de produção. (9)

Essa teoria já se encontra enraizada nas culturas ocidentais e orientais, identificada principalmente pelo incremento nos padrões de consumo da sociedade. No entanto as condições de financiamentos para os empreendedores são complexas e as barreiras protecionistas impostas pelos mercados estão aumentando cada vez mais.

Para que não ocorra perda de competitividade, os estados nacionais e as empresas deverão aumentar o nível agregado de investimento ou o nível da atividade econômica agregada (*i.e.* distorções de mercado), que ocasionará a depreciação do capital natural, caso não existam regulamentações específicas. O capital natural pode ser definido como o estoque de recursos naturais ou ativos ambientais existentes, e caso seja mal gerenciado implicará no aumento da poluição e da concentração de renda. (10) Distorções de mercado que podem ser citadas são: direcionamento dos incentivos fiscais e creditícios (intervenção) para as áreas de produções específicas e importação de produtos de regiões e/ou países em que ocorra o dumping social e ambiental^b (práticas desleais de comércio). (11)

Acrescenta-se a este cenário de crescimento econômico e desenvolvimento sustentável, mais um fator de relevância, o aumento populacional. O relatório demográfico realizado pela Organização das Nações Unidas (ONU) indicou que em 2013, a população mundial era de 7,2 bilhões de pessoas e que chegará a 9,6 bilhões em 2050, com maior crescimento nos países em desenvolvimento.

Observado essa tendência, tem-se que a demanda por bens e serviços e o crescimento populacional seguirão sua linha de crescimento, e a oferta e a produção deverão acompanhá-las, apesar de fatores negativos da macroeconomia e distribuição irregular de renda.

As consequências desses aumentos e dessa nova configuração de comércio têm impactos diretos na biosfera, tanto na extração de insumos para produção e no transporte para atender esse mercado - utilizando cada vez mais energia-, quanto na geração de bens e na destinação dos resíduos oriundos das atividades antrópicas.

^b Quando os baixos preços dos bens resultam do fato de empresas não seguirem a legislação ambiental e os princípios de proteção ambiental bem como os direitos humanos elementares e trabalhistas.

Um dos principais aspectos ambientais que devem ser corretamente gerenciados é a geração de resíduos e rejeitos. Alguns métodos como a reintrodução no ciclo de vida do produto, a reciclagem o reaproveitamento, o tratamento térmico com a possibilidade de transformação energética, a disposição no solo com o pré-tratamento aeróbico ou anaeróbico e a utilização da biomassa em plantas de energia são utilizados no mercado. (12)

Com a publicação da PNRS, os métodos utilizados atualmente no gerenciamento, dentre eles o vazamento a céu aberto (“lixão”) e a disposição em aterros controlados não são mais permitidos. Esse marco legal obrigou todos os municípios do país a se adequarem em relação à disposição de resíduos no solo e a estabelecerem a melhor tecnologia para tratamento, além de evitarem a contaminação e a poluição do meio. No entanto, o prazo esta em análise para prorrogação, segundo características dos municípios, através do Projeto de Lei do Senado – PLS 425/2014.

A disposição no solo, principalmente em aterros, ainda é considerada a forma mais econômica de gestão dos resíduos e rejeitos sólidos no mundo. Apesar de existirem outras técnicas mais vantajosas energeticamente (*e.g.* compostagem, incineração) que reduzirão o volume substancialmente, elas ainda gerarão resíduos que deverão ser dispostos, preferencialmente em aterros. (13 , 14)

A Tabela 1 apresenta a porcentagem de resíduos sólidos domiciliares e/ou públicos encaminhados para diferentes formas de destinação final no Brasil entre os anos de 2000 a 2014^c. (15 , 16 , 17)

^c As metodologias apresentadas pelo IPEA e pela ABRELPE diferem, pois esta apresenta como destinação final apenas aterro sanitário, aterro controlado e “lixão” elaborado através de fontes primárias, enquanto o IPEA obteve suas informações através de fontes secundárias, principalmente através da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, elaborada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística em que considerou como unidades de destinação final aterros controlados, aterros sanitários, unidades de compostagem, unidades de tratamento por incineração, unidades de triagem para reciclagem, vazadouros a céu aberto, vazadouros em áreas alagáveis e locais não fixos, fato este que gerou dúvidas no momento da análise dos dados sugerindo uma duplicação de informação referente à quantidade de material encaminhado para os destinos finais.

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

Destino Final	2000 (%)	2008 (%)	2012 (%)	2013 (%)	2014 (%)
Aterro sanitário	35,50	58,30	58,00	58,30	58,40
Aterro controlado	24,20	19,40	24,20	24,30	24,20
Vazadouros a céu aberto	32,50	19,60	17,80	17,40	17,40
Unidades de compostagem	4,50	0,80	-	-	-
Unidades de triagem para reciclagem	1,50	1,40	-	-	-
Unidades de tratamento para incineração	0,30	<0,10	-	-	-
Vazadouros em áreas alagáveis	0,20	<0,10	-	-	-
Locais não fixos.	0,60	-	-	-	-
Outras unidades	0,70	0,30	-	-	-

Fonte: Adaptado de (15 , 16, 17).

A Tabela 1 indica que 41,7% dos RSU gerados no Brasil, em 2013, foram destinadas de maneira irregular e que a disposição em aterros sanitários cresceu, atingindo um total de 58,3% dos resíduos e rejeitos gerados, principalmente devido à contribuição dos grandes centros urbanos. A disposição de resíduos e rejeitos de maneira ambientalmente incorreta, em 2014, indicou um decréscimo de 0,1%, em relação a 2013. Isso quer dizer que a disposição em aterros sanitários cresceu 0,1%. Deve-se destacar que a pesquisa englobou um total de 400 municípios para os anos de 2013 e 2014 (7,18% dos municípios brasileiros). A geração de resíduos cresceu anualmente (29% entre 2010 e 2014), no entanto a evolução da gestão de resíduos sólidos no Brasil é bastante lenta identificada pela análise simples do percentual enviado para aterros sanitários nos últimos anos, praticamente inalterado (2012: 58%; 2013: 58,3%; 2014: 58,4%). Dos resíduos coletados, 17,4% são destinados para lixões e 24,2% para aterros controlados que, do ponto de vista ambiental, pouco se diferenciam dos próprios lixões, constando-se que esse cenário de disposição sem controle perdurará por um bom tempo na gestão de resíduos dos municípios brasileiros.

Devido às interações que ocorrem na área de disposição de resíduos e rejeitos, efluentes altamente tóxicos são formados e precisam de tratamentos adequados. Como a disposição incorreta de RSU perdurará por algum tempo e os passivos ambientais precisam ser gerenciados a quantificação desses efluentes deverá basear a proposta de qualquer dimensionamento e as características dos contaminantes presentes permitirão a escolha da melhor forma de tratamento.

As características do lixiviado são variáveis com o tempo e os riscos de contaminação são altos. A identificação de processos oxidativos avançados surge no cenário nacional para atender as conformidades dos padrões de lançamento de efluentes. Esse

processo de tratamento promoverá a degradação dos compostos orgânicos recalcitrantes (aumentando a biodegradabilidade) e promoverá a sua mineralização em íons inorgânicos, água e dióxido de carbono, através da atuação de fortes oxidantes. (18)

A legislação ambiental brasileira impõe parâmetros de qualidade e de concentração de contaminantes para o solo, recursos hídricos e atmosfera que devem ser atendidos pelas atividades antrópicas. Aplica-se aos padrões de lançamento de lixiviado os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA 430/2011. (19)

Alguns modelos de geração tanto do lixiviado quanto do biogás de aterro são adotados com frequência para quantificação e visam principalmente o dimensionamento de estruturas de controle.

O Capítulo 1 (Introdução) contextualiza a situação econômica e a relação das atividades antrópicas e do crescimento populacional com a produção de resíduos e rejeitos. .

O Capítulo 2 apresenta o objetivo principal e os objetivos específicos dessa pesquisa.

O Capítulo 3 indica os processo de formação de lixiviado e suas características através da revisão da literatura. Apresenta os métodos de tratamentos desse efluente e a eficiência de remoção de vários contaminantes presentes. Indica a utilização de geotecnologias para análise espacial e por último apresenta os métodos de quantificação de biogás e de lixiviado utilizados para modelagem destes efluentes.

O Capítulo 4 apresenta a metodologia desenvolvida na pesquisa. Os resultados obtidos foram analisados e discutidos no Capítulo 5, em que foi indicada a melhor forma de configuração do sistema de tratamento do lixiviado para esse sítio específico e a comparação entre dois cenários para quantificação de biogás. Apresenta a modelagem realizada para quantificação de lixiviado e mapas temáticos georeferenciados de acúmulo de fluxo e rede de drenagem para a camada exposta de solo no aterro contralo.

O Capítulo 6 encerra as discussões e apresenta recomendações para pesquisas futuras.

2 OBJETIVOS DA PESQUISA

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral dessa pesquisa é determinar e analisar através de análise espacial os fatores intervenientes de geração de biogás e lixiviado de um aterro que não apresenta dados operacionais de disposição.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos dessa pesquisa são:

- 1- Apresentar um novo modelo de tratamento para o efluente da área de estudo.
- 2- Identificar as ações desenvolvidas pelos diversos atores envolvidos no gerenciamento do aterro desde sua abertura até o seu encerramento;
- 3- Analisar e comparar os instrumentos de comando e controle de qualidade ambiental no contexto do aterro;
- 4- Analisar os impactos ambientais na área do entorno por meio de índices de qualidade ambiental;
- 5- Estimar a geração de biogás;
- 6- Avaliar a qualidade do aterro segundo índices de qualidade para aterros;
- 7- Comparar a geração de biogás para dois cenários distintos: 1º cenário – calcular a partir dos dados de crescimento populacional e da geração per capita anual de resíduos no município de Volta Redonda a massa de resíduos dispostos na área de estudo, que será utilizada como parâmetro de entrada nos modelos de geração de biogás; 2º cenário – calcular a partir de imagens obtidas com drone e software de análise espacial a massa de resíduos aterrada e área de cobertura que serão utilizadas como parâmetros de entrada nos modelos de geração de biogás;
- 8- Produzir de mapa planialtimétrico;
- 9- Gerar de Modelo Digital Tridimensional de Elevação do terreno;
- 10- Gerar de mosaico de ortofotos retificadas;
- 11- Estimar a geração de lixiviado a partir da escolha do melhor modelo de previsão de

geração de biogás;

12- Determinar o Índice de Qualidade de Aterro para a área de estudo;

13- Gerar mapa de acúmulo de fluxo na camada superficial do aterro;

14- Inferir a drenagem na camada superficial do aterro;

15- Determinar os pontos principais passíveis de erosão.

3 FONTES COGNITIVAS: REVISÃO DE LITERATURA

O propósito deste capítulo é apresentar uma abordagem sobre a gestão de resíduos sólidos urbanos com ênfase nos processos de tratamento de lixo. A utilização de Sistemas de Informações Geográficas é utilizada para a análise espacial e a identificação dos índices de qualidade de estado trófico de corpos hídricos em ambientes tropicais é listada. Modelos de estimativas de geração de biogás em aterros são apresentados no final do capítulo.

3.1 LEGISLAÇÃO

3.1.1 Resíduos sólidos

Para se proceder à gestão mais adequada dos aspectos ambientais de qualquer empreendimento ou atividade antrópica, deve-se compreender como os aspectos se transformam em impactos ambientais. Impactos negativos quando indevidamente gerenciados ou impactos ambientais positivos quando corretamente gerenciados. Além de identificar a relação causa-efeito, conhecer as características, as origens, as quantidades geradas e os caminhos percorridos por um determinado aspecto ambiental são necessários para minimizar ou eliminar os impactos.

A questão dos resíduos sólidos enfrentada pelas autoridades públicas no Brasil abrange diversas etapas como coleta, transporte e destinação final. Essa logística depende de planos bem estruturados e, sobretudo investimentos, situação de difícil gestão em países em desenvolvimento. (20, 21) Conciliado à gestão, o gerenciamento dos resíduos e rejeitos das atividades humanas envolve diversas áreas do conhecimento como saneamento, meio ambiente, sociologia, economia, direito (como instrumento disciplinador e de transformação do agir coletivo) e a mais atual, transformações energéticas. (22, 23)

Para melhor gestão de qualquer aspecto ambiental, primeiro se deve compreender qual o problema e para isso o primeiro passo é conceituá-lo. Nesse sentido 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. (24)

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. Os resíduos sólidos podem ser caracterizados como inflamáveis, corrosivos, reativos, tóxicos e patogênicos. A classificação dos resíduos estabelecida pela NBR 10.004 é:

- Resíduos classe I – Perigosos;
- Resíduos classe II – Não Perigosos sendo que estes são divididos em resíduos classe II A – Não inertes e resíduos classe II B – Inertes.

No entanto existem outras classificações, dentre elas, cita-se a definição encontrada no art. 13 da lei nº 12.305 da Política Nacional de Resíduos Sólido (PNRS), incisos I e II, que define os resíduos quanto à origem em: (25)

- (a) domiciliares;
- (b) resíduos de limpeza urbana;
- (c) sólidos urbanos;
- (d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços;
- (e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico;
- (f) industriais;
- (g) resíduos de serviços de saúde;
- (h) construção civil;
- (i) resíduos agrossilvopastoris;
- (j) resíduos de serviços de transportes;
- (k) resíduos de mineração.

Esta lei também apresenta também uma classificação pela 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, estes, agora denominados rejeitos, deverão ser dispostos 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 e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos, bem como a poluição.

Segundo o Art. 3º inciso III da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, a poluição é definida como a 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. (26)

A definição destes termos em um arcabouço jurídico-institucional possibilita classificar e estabelecer os níveis de riscos à população e ao meio e também orienta na gestão e no gerenciamento dos aspectos ambientais de uma determinada atividade.

Após definidos os conceitos de resíduos e rejeitos e conhecendo suas origens, a classificação será mais precisa, agora de acordo com a determinação das características predominantes. Com as características dos resíduos e rejeitos estabelecidos, a gestão fica mais aprimorada, pois possibilitará a destinação e disposição de forma ambientalmente adequada.

Diversas formas de destinação e disposição são utilizadas na gestão dos RSU, e para melhor compreender os possíveis impactos ambientais negativos, deve-se analisar como ocorrem as interações de determinado tratamento com o meio.

Visando identificar os principais fatores que influenciam nos aspectos ambientais das atividades de gestão de RSU, algumas formas de destinações de resíduos e rejeitos mais consolidadas como disposição direta em aterros, processamento dos resíduos antes da disposição e processamento dos resíduos para recuperação de recursos, são analisadas.

3.1.2 Padrões de qualidade ambiental

A disciplina normativa ambiental se inicia na Constituição Federal de 1988, que instituiu capítulo próprio ao meio ambiente, alcançando-o, inclusive, ao patamar de direito fundamental difuso. Nesse sentido, dispõe o art. 225, in verbis:

Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações (sem grifo no original). (27)

Pela Carta Constitucional vigente extrai-se o entendimento de que os cuidados com o meio ambiente são de obrigação do Estado, mas também de todas as demais pessoas (naturais e jurídicas).

No âmbito infraconstitucional, cabe destacar o principal instrumento delineador da gestão ambiental brasileira, que é a Lei nº 6.938/1981 (Política Nacional de Meio Ambiente - PNMA). Ela estabelece, em seu artigo 2º, que o objetivo da PNMA é a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, e que a ação governamental deve orientar a manutenção do equilíbrio ecológico visando à preservação e restauração dos recursos ambientais. Através do seu controle, o Estado deverá estabelecer ao poluidor a obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados ao meio, mensuráveis através de instrumentos de gestão pública específicos para esse fim, bem como colocar em prática os princípios da precaução e da prevenção. (26)

Ainda, oportuno destacar, segundo o Princípio da Precaução em que os riscos de determinada atividade são desconhecidos e imprevisíveis, a administração pública deverá estabelecer comportamentos mais restritivos para evitar a contaminação e a poluição do meio. Nesse contexto os instrumentos de controle ambiental, elencados no artigo 9º da PNMA, visam regulamentar as atividades através de medidas preventivas e coibitivas, utilizando normas de comando e de controle, com destaque para o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental e para o licenciamento de atividades efetivas ou potencialmente poluidoras.

A PNMA ainda estabelece em seu artigo 10º que 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.

O Poder Legiferante federal editou a Lei Complementar nº 140/2011, que regulamentou dispositivo constitucional, inserto no art. 23 da CF/1988, dispondo sobre normas de cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios, nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção ambiental e ao combate à poluição. Ficaram mais claras, especificamente no procedimento de licenciamento ambiental de atividades, as obrigações de cada ente. A lei em comento estabeleceu ainda o conceito legal de licenciamento ambiental no art. 2º, inciso I. Atenção, com efeito, deve ser dada ao procedimento de fiscalização em que a regra geral para o exercício do poder de polícia repressivo é a de que o ente licenciador é o que detém a atribuição de fiscalização (28).

Conflitos de competência entre os entes federativos em relação ao licenciamento e à fiscalização ambiental eram evidentes antes da promulgação da Lei Complementar nº. 140 implicando em insegurança jurídica. Nesse contexto, a lei complementar estabeleceu as atribuições administrativas específicas para cada ente, o que não significa dizer que os conflitos de competência tenham acabado.

O estado do Rio de Janeiro estipulava em 1975 a prevenção à poluição ambiental por meio do Decreto-Lei nº 134/1975 – RJ. O artigo 2º do referido decreto afirmava que os resíduos líquidos, sólidos, gasosos ou em qualquer estado de agregação da matéria, provenientes de atividades industriais, comerciais, agropecuárias, domésticas, públicas, recreativas e outras, exercidas no Estado do Rio de Janeiro, só poderiam ser despejados em águas interiores ou costeiras, superficiais ou subterrâneas existentes no Estado, ou lançadas à atmosfera ou ao solo, se não causassem ou tendessem a causar poluição, caso contrário deveriam ser autorizados pela Comissão de Controle Ambiental - CECA, instruída por parecer técnico da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente – FEEMA. Para as atividades a serem instaladas, tanto as pessoas físicas ou jurídicas, inclusive as entidades da administração indireta estadual e municipal deveriam submeter à aprovação da FEEMA, anteriormente à sua construção ou implantação, os projetos, planos e dados característicos relacionados à poluição ambiental da atividade bem como deveriam solicitar autorização da CECA para operação ou funcionamento de suas instalações ou atividades que, real ou potencialmente, se relacionassem com a poluição ambiental (29).

A Resolução CONEMA nº 2, de 07 de outubro de 2008, do estado do Rio de Janeiro aprovou a DZ-0077.R-0 - diretriz para encerramento de atividades potencialmente poluidoras ou degradadoras do meio ambiente que tem como objetivo estabelecer procedimentos, definir responsabilidades e instituir o Termo de Encerramento (TE) de atividades consideradas potencialmente poluidoras ou degradadoras do ambiente, de forma a evitar o abandono de instalações, equipamentos, substâncias e produtos perigosos e a minimizar os riscos ao ambiente e à saúde da população, como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras (SLAP) (30).

Atualmente o Decreto Estadual nº 44.820/14 - RJ, que revogou o Decreto nº 42.159/2009, institui diversos instrumentos para o licenciamento ambiental, compreendendo Licenças, Autorizações, Certidões e outros. Atenção deve ser dada para o artigo 13 que estabelece a Licença Ambiental de Operação e Recuperação (LOR), que autoriza a operação de empreendimento ou atividade concomitante à recuperação ambiental de áreas contaminadas, e para o artigo 14 em que estabelece a Licença Ambiental de Recuperação (LAR) que autoriza a recuperação de áreas contaminadas em atividades ou empreendimentos fechados, desativados ou abandonados ou de áreas degradadas, de acordo com os critérios técnicos estabelecidos em leis e regulamentos. Adicionalmente, o artigo 21 estabelece o Termo de Encerramento, considerado um ato administrativo o qual o órgão ambiental atesta a inexistência de passivo ambiental que represente risco ao ambiente ou à saúde da população, quando do encerramento de determinado empreendimento ou atividade, após a conclusão do procedimento de recuperação mediante LAR, quando couber, estabelecendo as restrições de uso da área, e nos casos onde seja necessário estabelecer o prazo para o encerramento de atividades e empreendimentos, onde a Licença de Operação não será concedida (31).

Conforme artigo 8º da PNMA o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) foi indicado como o órgão destinado a estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente.

Considerando os instrumentos de comando e controle estabelecidos na legislação, os padrões de lançamento de efluentes estipulados na Resolução CONAMA nº 357 e na Resolução CONAMA nº 430 são os mais utilizados para minimizar/evitar impactos ambientais negativos em corpos hídricos em nível nacional. Para o estado do Rio de Janeiro a norma técnica NT -202-R10 é o instrumento padrão de controle de atividades que lançam matéria ou energia no meio aquático. (32 , 33 , 34)

A Resolução CONAMA nº. 357 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de qualidade requerida das águas visando metas finais a serem alcançadas para os usos preponderantes tanto de águas doces, salobras e salinas. Esta resolução é considerada como o principal instrumento de controle de qualidade de águas de corpos receptores na legislação. Apresenta a definição de tratamento avançado como técnica de remoção e/ou inativação de constituintes refratários e a definição de processos convencionais de tratamento (coagulação e floculação seguida de desinfecção e correção de pH). Indica em seu artigo 7º que os padrões de qualidade das águas seguem limites individuais para cada substância em cada classe (especial, 1, 2, 3 e 4) e em seu parágrafo único indica que eventuais interações entre substâncias, especificadas ou não na resolução, não poderão conferir às águas características capazes de causar efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida, bem como de restringir os usos preponderantes previstos. A partir deste artigo a discussão sobre os micropoluentes orgânicos emergentes pode ser delineada.

O parágrafo 4º do artigo 8º apresenta ensaios ecotoxicológicos, toxicológicos, ou outros métodos cientificamente reconhecidos como métodos de investigação para contaminantes que não estejam especificados. O parágrafo 2º do artigo 9º apresenta como opção de quantificação de concentração de contaminantes a investigação em sedimentos e na biota aquática quando os métodos analíticos disponíveis não forem suficientes. Para cada uma das treze classes descritas na resolução são fixadas as condições e padrões orgânicos e inorgânicos a serem respeitados

Cumprir enfatizar que a Resolução CONAMA nº. 430 trouxe novos parâmetros, detalhando as formas de lançamento direto de efluentes. Novas definições foram incorporadas permitindo maior flexibilidade no cálculo das concentrações, e os critérios de ecotoxicidade para efluentes utilizando organismos aquáticos foram definidos para pelo menos dois níveis tróficos diferentes. Foram estabelecidas condições e padrões específicos para o lançamento de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários e a necessidade de teste de ecotoxicidade para esses efluentes, somente quando esses tiverem interferência de efluentes industriais. Foram estabelecidas regras para tratamento de lixiviados de aterros sanitários e efluentes oriundos dos serviços de saúde. O art. 16, em seu parágrafo 1º estabelece que os efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem devem atender às condições e padrões definidos neste artigo.

Considerando a relação entre a Resolução CONAMA nº 430 e a CONAMA nº 357 os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e finais do seu enquadramento, devendo-se observar que nas águas de classe especial é vedado o lançamento de efluentes mesmo que tratados.

Considerando ainda a possibilidade de contaminação e/ou poluição do solo, de lençóis freáticos e subterrâneos, devido à disposição de resíduos, observa-se que os instrumentos de comando e controle que estabelecem os valores máximos permissíveis de constituintes nesses compartimentos são a Resolução CONAMA nº 420 e a Resolução CONAMA nº 396. O gerenciamento de áreas degradadas envolve o conjunto de medidas que asseguram o conhecimento das características dessas áreas e dos impactos causados pelas substâncias possivelmente presentes e proporciona os instrumentos necessários à tomada de decisão quanto às formas de intervenção mais adequadas. Esses instrumentos apresentam critérios e valores orientadores de qualidade do solo (valores de prevenção e valores de intervenção) e de águas subterrâneas (classificação e diretrizes para enquadramento segundo padrões estabelecidos em classes). Os critérios estabelecidos nas resoluções são similares aos praticados em países desenvolvidos. Consideram ainda a avaliação de risco e o uso futuro dos compartimentos impactados. (35 , 36)

Identificados os principais instrumentos de controle dos padrões de qualidade ambiental necessários para avaliação dos cenários de contaminação, a comparação com o histórico de gestão realizada por diversos atores proporcionarão as melhores práticas de gerenciamento dos passivos existentes em um empreendimento. No entanto as formas de gerenciamento mais aceitas devem ser questionadas para que o paradigma atual de processos de gestão e gerenciamento possa ser melhorado.

3.2. FORMAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS E REJEITOS

A disposição direta no solo apresenta como fator determinante a decomposição biológica e bioquímica dos RSU, que ocorre durante anos. Os princípios operacionais que devem ser controlados, para que não ocorra impacto ambiental negativo são a estrutura do aterro (impermeabilização da base, rede de drenagem e coleta de gases), os métodos de

operação e os tipos de resíduos. Quando se analisa os efluentes, tanto líquido quanto gasosos, em uma área de disposição no solo, percebe-se a influência de fatores em suas gerações. Alguns são mais acentuados como tipos de resíduos e rejeitos dispostos (suas características e origens), características de cobertura do solo, a idade das células de disposição, o clima da região e a umidade natural dos RSU. (37 , 38 , 39)

As principais formas de disposição no solo são: vazadouro a céu aberto; aterro controlado e aterro sanitário. O vazamento a céu aberto mais conhecido como “lixão”, em que sua configuração primária pode ser visualizada na Figura 1, não é mais aceito conforme legislação em vigor no Brasil. Trata-se de uma forma inadequada de disposição final de resíduos e rejeitos, em que a descarga do material é feita no solo sem proteção. A área de disposição não possui drenagem para o efluente líquido gerado, não apresenta recobrimento dos resíduos e rejeitos dispostos e não possui estruturas de captura dos gases gerados no processo de degradação. (40)

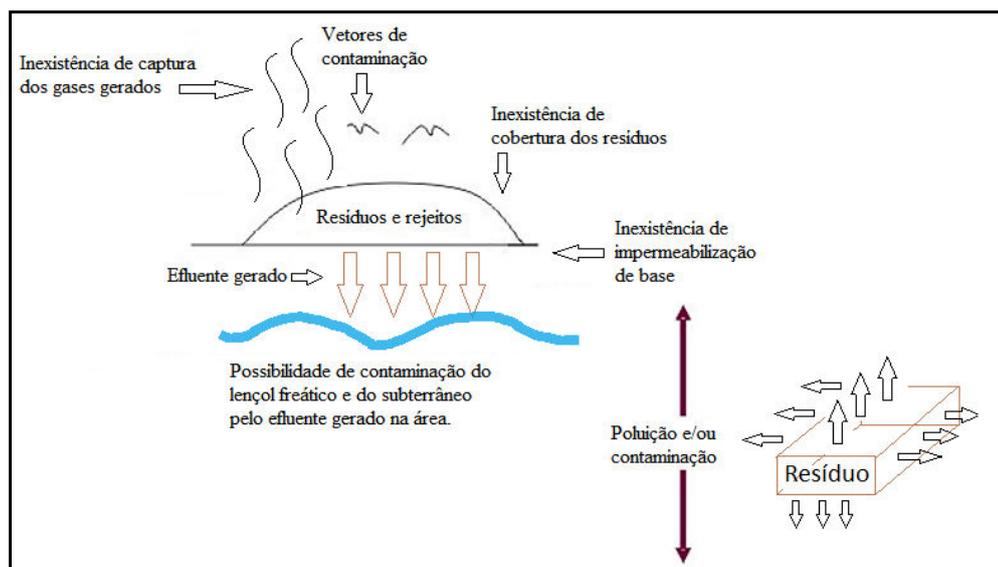


Figura 1 – Desenho esquemático de disposição de resíduo e rejeitos no solo sem controle operacional.

Fonte: Adaptado de (40).

O aterro controlado se encontra em uma situação intermediária entre o “lixão” e o aterro sanitário. Não apresenta impermeabilização de base, pode apresentar estrutura para coleta de gases e efluentes gerados no processo de decomposição da massa, apresenta cobertura com terra ou outro material dos resíduos e rejeitos e pode apresentar algum tipo de tratamento para o efluente. Normalmente apresenta apenas a cobertura dos resíduos. O corte em perfil de um aterro controlado pode ser visualizado na Figura 2. (40, 41)

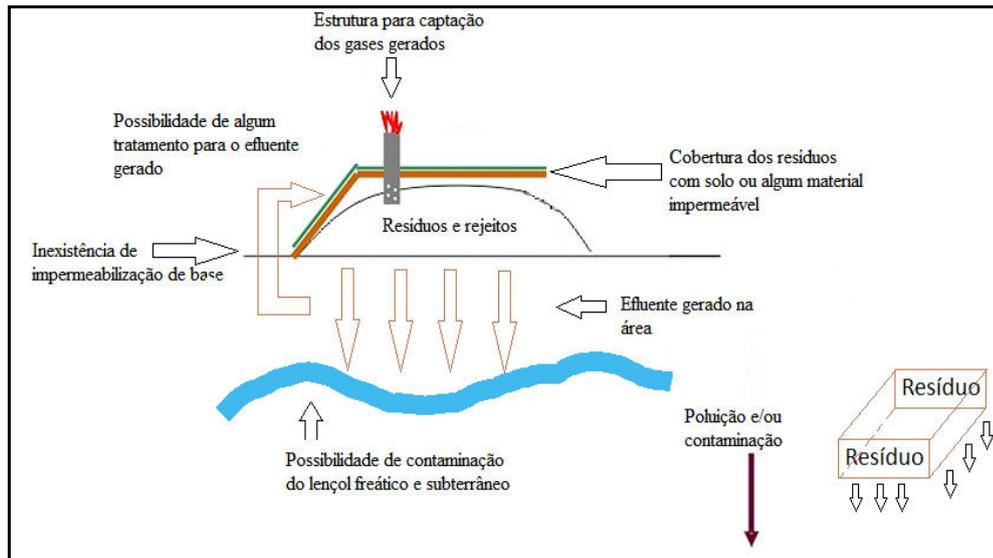


Figura 2 – Desenho esquemático de disposição de resíduo e rejeitos no solo com algumas técnicas de controle operacional.

Fonte: Adaptado de (40).

O aterro sanitário, representado em perfil na Figura 3, 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, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário. (42 , 43)

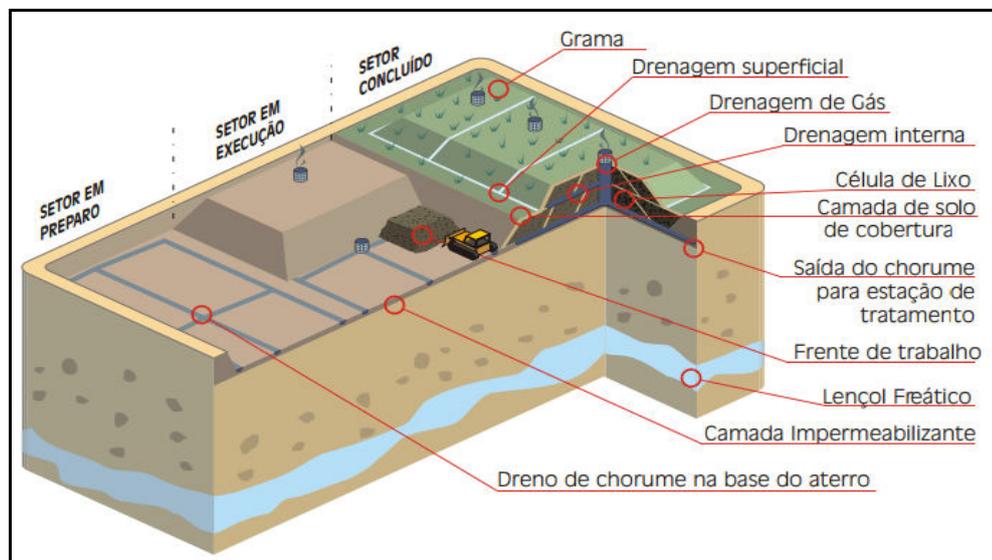


Figura 3 – Desenho esquemático de disposição de resíduo e rejeitos segundo normas específicas de controle operacional.

Fonte: Adaptado de (43).

As três estruturas descritas apresentam aspectos ambientais que devem ser corretamente gerenciados. Os principais aspectos são geração de efluentes líquidos, geração de gases, vetores e possibilidade de contaminação de solo e recursos hídricos (tanto

superficiais quanto subterrâneos). O aterro sanitário é a estrutura que possibilitará a minimização e/ou redução de todos os aspectos ambientais identificados.

Os tratamentos biológicos anaeróbios e aeróbios são normalmente realizados com a fração orgânica dos RSU após sua separação e visam reduzir a quantidade de matéria orgânica disposta em aterros e reduzir a reatividade biológica depois que dispostos, influenciando diretamente na redução de lixiviado, biogás e odores. Entre os tratamentos empregados os mais utilizados são a compostagem da matéria orgânica e os tratamentos mecânicos biológicos que produzem um material semelhante ao da compostagem ou um composto estabilizado. (44 , 45)

Os tratamentos térmicos utilizados para resíduos e rejeitos, como incineração, co-processamento 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 como dioxina, furanos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, gases que proporcionam o incremento do efeito estufa como o dióxido de carbono e a geração de cinzas tóxicas. O processo de gaseificação envolve a oxidação parcial da matéria orgânica formando gases de alto poder calorífico, conhecido como singás. Comparado com a incineração, este processo gera menos cinzas. (46 , 47)

Considerando que os riscos de contaminação do meio terrestre, aquático e atmosférico são elevados e dependentes da técnica empregada, a análise para a propositura da tecnologia de tratamento a ser empregada deve considerar a avaliação de todos os fatores. Nesse sentido os instrumentos de comando e controle, relacionados aos padrões de qualidade ambiental, evoluíram e ficaram mais restritivos, e qualquer tipo de tecnologia aplicada na gestão de RSU deve levar em consideração o tratamento de todos os *outputs* dos processos.

Para melhor compreender os impactos ambientais do principal meio de disposição de resíduos sólidos no mundo, o aterro, deve-se conhecer as suas características. Essa técnica é utilizada principalmente devido aos procedimentos simplificados de disposição e custos inferiores quando comparados com outros métodos. (48 , 49)

Os aterros apresentam diversos tipos de configuração e no Brasil eles podem ser classificados como: aterros de superfície, aterros de depressões, aterros de rampa, aterros de trincheira, aterros de área e aterros em vala. (50 , 51)

Os outros tipos de processos de destinação são dispersos e de difícil implantação no Brasil. No entanto para determinados resíduos, como pneus, embalagens de agrotóxicos

utilizadas, óleo lubrificante usado ou contaminado, embalagens plásticas de óleos lubrificantes, pilhas e baterias já existem políticas estruturadas, em que a ocorre a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada. A incineração ainda não está completamente difundida no Brasil devido ao elevado risco dos subprodutos oriundos da combustão ou da queima que podem ser extremamente tóxicos. Essa técnica é bem difundida para os resíduos do serviço de saúde. (52 , 53 , 54 , 55 , 56 , 57 , 58 , 59, 60)

Tanto na disposição em aterros sanitários quanto em outras formas de disposição no solo, o lixiviado e o biogás se desenvolveram pela interação entre os fatores climáticos e hidrogeológicos (precipitação, intrusão de água subterrânea, evaporação, tipo de solo de cobertura e de isolamento da base do aterro), pelo gerenciamento e operação do sítio de disposição (materiais e técnicas de cobertura, drenagem, impermeabilização, configuração física do aterro, recirculação do lixiviado), pelas características dos resíduos dispostos (tipos de resíduos, permeabilidade, idade, tamanhos das partículas, teor de umidade inicial, pré-tratamento) e pelos processos internos (compactação, processos bioquímicos de decomposição da matéria e geração e transporte de gás e calor). 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. (61)

3.2.1 Índice de Qualidade de Aterros

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) realiza periodicamente o levantamento e a avaliação das condições ambientais e sanitárias dos locais de disposição de RSU. A metodologia utilizada para desenvolver o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares, permitiu o desenvolvimento do Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos – IQR, que apresentam variação de 0 a 10, classificados em duas faixas de enquadramento: inadequada e adequada. (62)

O cálculo do IQR leva em consideração a estrutura de apoio na área, frente de trabalho, configuração dos taludes e das bermas, superfície de cobertura, estruturas de

proteção ambiental e as características do local, apresentando pesos específicos para cada sub-ítem inserido nos itens principais.

Por se tratar de uma avaliação qualitativa, esse procedimento pode ser utilizado como referência para outros aterros. A Tabela 2 apresenta a descrição de todos os itens avaliados.

Tabela 2 - Índice de qualidade de aterros de resíduos – IQR continua

Ítem	Sub-ítem	Avaliação	Peso	Pontos
Estrutura de apoio	1. Portaria, balança e vigilância	Sim/Suficiente	2	
		Não/Insuficiente	0	
	2. Isolamento Físico	Sim/Suficiente	2	
		Não/Insuficiente	0	
	3. Isolamento Visual	Sim/Suficiente	2	
		Não/Insuficiente	0	
	4. Acesso à frente de descarga	Adequado	3	
		Inadequado	0	
Frente de Trabalho	5. Dimensões da frente de trabalho	Adequadas	5	
		Inadequadas	0	
	6. Compactação dos resíduos	Adequada	5	
		Inadequada	0	
	7. Recobrimento dos resíduos	Adequado	5	
		Inadequado	0	
Taludes e bermas	8. Dimensões e inclinação	Adequadas	4	
		Inadequadas	0	
	9. Cobertura de terra	Adequada	4	
		Inadequada	0	
	10. Proteção vegetal	Adequada	3	
		Inadequada	0	
	11. Afloramento de lixiviado	Não/raros	4	
		Sim/numerosos	0	
Superfície superior	12. Nivelamento da superfície	Adequado	5	
		Inadequado	0	
	13. Homogeneidade da cobertura	Sim	5	
		Não	0	
Estruturas de proteção Ambiental	14. Impermeabilização do solo	Sim/adequada (não preencher item 15)	10	
		Não/Inadequada (preencher item 15)	0	
	15. Profundidade do lençol freático (P) X k Permeabilidade do solo	$P > 3m, k < 10^{-6}$	4	
		$1 \leq P \leq 3m, k < 10^{-6}$	2	
		Condição inadequada	0	
	16. Drenagem de lixiviado	Sim/suficiente	4	
		Não/insuficiente	0	
	17. Tratamento de lixiviado	Sim/adequado	4	
		Não/inadequado	0	
	18. Drenagem provisória de águas pluviais	Suficiente/desnecessário	3	
Não/insuficiente		0		

Tabela 2 - Índice de qualidade de aterros de resíduos – IQR

continuação

Ítem	Sub-ítem	Avaliação	Peso	Pontos
Estruturas de proteção Ambiental	19. Drenagem definitiva de águas Pluviais	Suficiente/desnecessário	4	
		Não/insuficiente	0	
	20. Drenagem de gases	Suficiente/desnecessário	4	
		Não/insuficiente	0	
Estruturas de proteção ambiental	21. Monitoramento de águas subterrâneas	Adequado	4	
		Inadequado/Insuficiente	1	
		Inexistente	0	
	22. Monitoramento geotécnico	Adequado	4	
		Inadequado/Insuficiente	1	
		Inexistente	0	
	Subtotal 1			86
Outras informações	23. Presença de catadores	Não	2	
		Sim	0	
	24. Queima de resíduos	Não	2	
		Sim	0	
	25. Ocorrência de moscas e odores	Não	2	
		Sim	0	
	26. Presença de aves e animais	Não	2	
		Sim	0	
	27. Recebimento de resíduos não autorizados	Não	2	
		Sim	0	
	28. Recebimento de resíduos Industriais	Sim (preencher item 29)		
Não (ir para item 30)				
29. Estruturas de procedimentos	Suficiente/adequado	10		
	Insuficiente/inadequado	0		
Subtotal 2.1			10	
Subtotal 2.2			20	
Características da área	30. Proximidade de núcleos habitacionais	≥ 500 m	2	
		< 500 m	0	
	31. Proximidade de corpos de água	≥ 200 m	2	
		< 200 m	0	
	32. Vida útil da área	≥ 2 anos	-	
		De 2 a 5 anos	-	
		> 5 anos	-	
	33. Licença de operação	Sim	-	
Não/vencida		-		
34. Restrições legais ao uso do solo	Sim	-		
	Não	-		
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:		
IQR-Soma dos pontos/10		IQR-Soma dos pontos/11		
Sem recebimento de resíduos industriais:		Com recebimento de resíduos industriais:		
Cálculo do IQR				

Tabela 2 - Índice de qualidade de aterros de resíduos – IQR		conclusão
Sem recebimento de resíduos industriais	$IQR = (\text{Subtotais } 1 + 2.1 + 3)/10 = 10,0$	
Com recebimento de resíduos industriais	$IQR = (\text{Subtotais } 1 + 2.2 + 3)/11 = 10,0$	
$0 < IQR < 7,0$		Condições inadequadas
$7,1 < IQR < 10,0$		Condições adequadas

Fonte: (62)

3.3 LIXIVIADO

O efluente gerado na área de disposição de RSU, conhecido como lixiviado ou chorume, é um líquido escuro e turvo apresentando altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvidas e coloidais. Os compostos são liberados durante a passagem da água pela massa depositada na área (*i.e* percolação) concomitante aos processos de degradação dos resíduos e rejeitos. Apresentam ainda substâncias químicas de difícil biodegradação (substâncias recalcitrantes). (63 , 13)

Os resíduos e rejeitos são lançados sobre o terreno, com equipamentos de contenção ou não na base, e recobertos com solo para isolar a área, formando assim uma “câmara” ou mais precisamente a célula do aterro, e assim repetitivamente até atingir a altura calculada no dimensionamento. Conforme o progresso das atividades a compactação pela movimentação de máquinas e o aumento do próprio peso da massa de resíduos, o volume na célula será reduzido, até seu encerramento e abertura de uma nova área de disposição. (2) Os processos aeróbicos cessam depois de um tempo e os processos anaeróbicos se tornam predominantes, liberando gases como metano, dióxido de carbono, compostos orgânicos voláteis, etano, limoneno tolueno entre outros, que podem ser aproveitados energeticamente, no caso do metano, e, liberando também, líquidos que percolarão e se acumularão na base. (64 , 65)

Os aterros são constituídos por conjuntos de células, e os parâmetros físico-químicos, a vazão e a interação na formação de contaminantes dependem da estrutura dimensionada. Dados abrangentes de variação temporal de lixiviados em aterros raramente são relatados na literatura, mas as concentrações de determinados compostos como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e os metais decrescem com o tempo. (61)

A Tabela 3 apresenta a faixa de variação de alguns parâmetros encontrados no lixiviado de áreas de disposição final de RSU no Brasil. (66)

Tabela 3 - Faixa de variação dos principais parâmetros do lixiviado.

Parâmetros	Faixa de variação
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg.L ⁻¹).	480,0 – 19.800,00
Demanda Química de Oxigênio – DQO (mg.L ⁻¹)	966,0 – 28.000,00
Cádmio (mg.L ⁻¹)	0,0 – 0,2
Cloretos (mg.L ⁻¹)	50,0 – 11.000,00
Cromo total (mg.L ⁻¹)	0,0 – 3,9
Cobre (mg.L ⁻¹)	0,0 – 1,2
Ferro (mg.L ⁻¹)	0,2 – 6.000,00
Chumbo (mg.L ⁻¹)	0,0 – 2,3
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,1 – 26,0
Parâmetros	Faixa de variação
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,0 – 5,5
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,0 – 0,1
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	6,0 – 2.900,00
Nitrogênio total – Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	15,0 – 3.140,0
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	3,7 – 14,3
Ph	5,9 – 8,7
Sulfatos (mg.L ⁻¹)	0,0 – 1.800,00
Zinco (mg.L ⁻¹)	0,1 – 35,6
Coliformes fecais (un.)	49,0 – 4,9 x 10 ⁷
Coliformes totais (un.)	230,0 – 1,7 x 10 ⁸

Fonte: Adaptado de (66)

Considerando que se trata de um efluente que apresenta características dinâmicas no tempo e no espaço, verificadas pela ampla faixa de variação indicadas na Tabela 3, a determinação dos constituintes presentes no lixiviado e suas respectivas concentrações possibilitará a estruturação de sistemas de tratamento que comportem a variação da carga afluente.

Como exemplo de proposição de tratamento, aplica-se a análise para a relação entre DBO₅ e DQO, em que existem diferentes tipos de tratamento considerando suas concentrações, entre os mais aplicados o biológico e o tratamento físico-químico. Em geral aterros com células de disposição antigas (>10 anos) apresentam uma relação DBO₅/DQO < 0,1, devido à liberação de altas concentrações de nitrogênio amoniacal e moléculas orgânicas recalcitrantes indicando a necessidade de tratamentos físico-químicos como filtração com membrana, ultrassom entre outros. No entanto para aterros com células novas (< 5 anos) a relação DBO₅/DQO > 0,4 indica que o processo biológico é o mais recomendado. (67)

Com o intuito de reduzir a carga poluidora oriundo dos sítios de disposição de RSU, devem-se conhecer as características da matéria ou energia que são lançadas no meio, e para isso, os processos que ocorrem devem ser compreendidos, pois eles indicarão as principais formas de gestão nas áreas de disposição.

3.4 DEGRADAÇÃO E ESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS E REJEITOS EM ATERROS

Atualmente os aterros de RSU são 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.

Normalmente para avaliar o grau de estabilização de um aterro, a concentração de determinados constituintes conhecidos como indicadores são analisados, entre os principais, tem-se a DQO, DBO₅, carbono orgânico total (COT), nitrogênio Kjeldhal Total (NKT: somatório da concentração do nitrogênio orgânico com a concentração de nitrogênio amoniacal), nitrogênio amoniacal (N – NH₃: nitrogênio orgânico que sofreu amonificação), alcalinidade, toxicidade, pH, sólidos totais e a composição do gás de aterro. (68) Os microorganismos 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 presente, que percolará, transformando-se em lixiviado. (69)

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 anaeróbica (acidogênese – segunda fase) em que os sub-produtos da fase anterior são degradados à hidrogênio (H₂), monóxido de carbono (CO₂) e ácidos orgânicos (lactato, propionato e butirato) pelas bactérias acidogênicas. (70)

Os ácidos orgânicos são transformados em acetato pelas bactérias acetogênicas na terceira fase, chegando-se a quarta fase de conversão anaeróbica do acetato em metano pelas bactérias metanogênicas e dióxido de carbono pelas bactérias metilotróficas juntamente com alguns elementos traços, como amônia (NH₄⁺), originária do processo de amonificação do nitrogênio orgânico por bactérias e fungos, o nitrogênio (N₂) e o óxido nitroso (N₂O) oriundos dos processos de desnitrificação, o íon sulfídrico (HS⁻) e o sulfeto de hidrogênio (H₂S) que são resultados da redução do sulfato. (70)

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 esse 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. (70, 71)

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. (72)

As Figuras 4 e 5 apresentam 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.

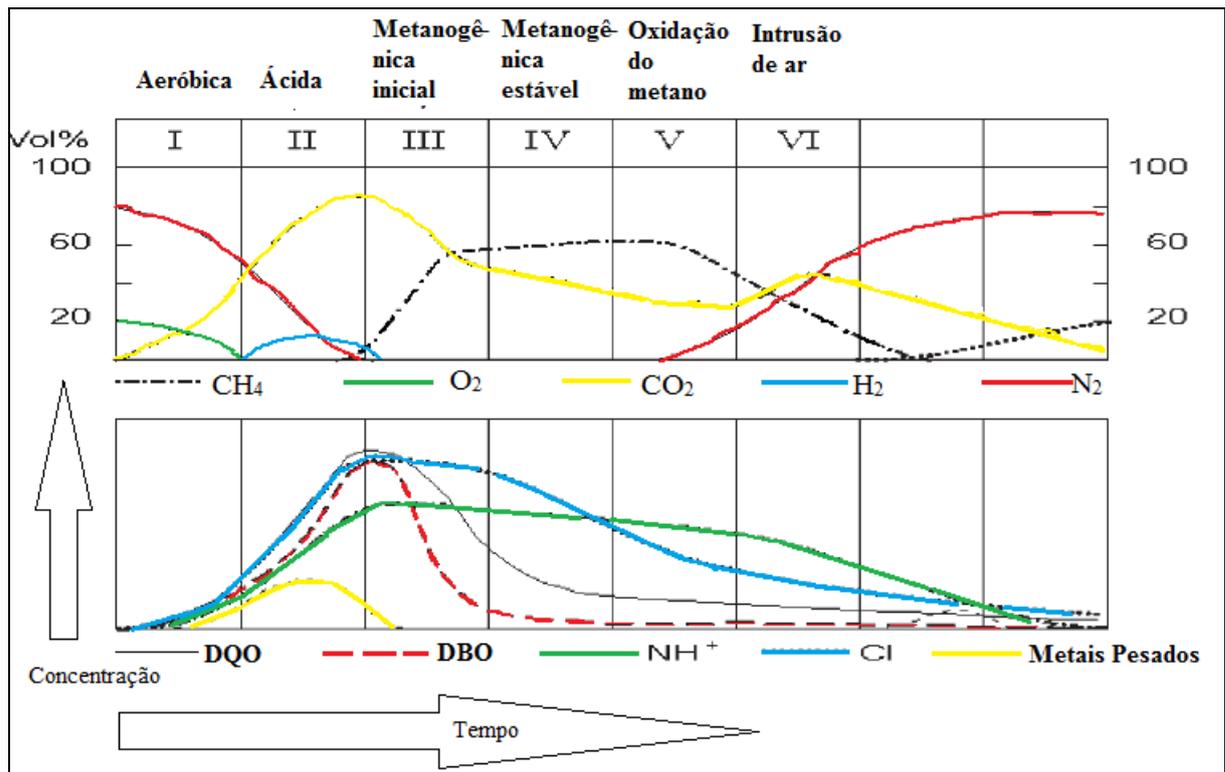


Figura 4 – Fases do processo de degradação em aterros.

Fonte: Adaptado de (70)

A parte superior da Figura 4 indica que a variação quantitativa dos gases gerados no processo de degradação varia com o tempo. A fase I é de ajuste inicial, ocorrendo a biodegradação aeróbica. Com o início da cobertura dos resíduos (fase II) o oxigênio é

consumido e as condições anaeróbicas 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 a 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 aeróbicas podem voltar a ocorrer, dependendo das configurações do aterro.

Quando se analisa as características do lixiviado com as fases de degradação (parte inferior da Figura 4), observa-se um aumento inicial da concentração de DBO, DQO, metais, amônia e sais. Com o decorrer das interações, o aumento do pH na fase metanogênica proporciona a imobilização dos metais na massa de resíduos e rejeitos e as concentrações desses compostos se manterão assim até que ocorra mudança do pH, fato esse que não será observado em condições normais de operação, sem recirculação do lixiviado na massa e sem contaminação com lixiviados oriundos de células de disposição novas. A tendência geral da concentração desses parâmetros é de queda no tempo, indicando a possibilidade de estabilização da massa.

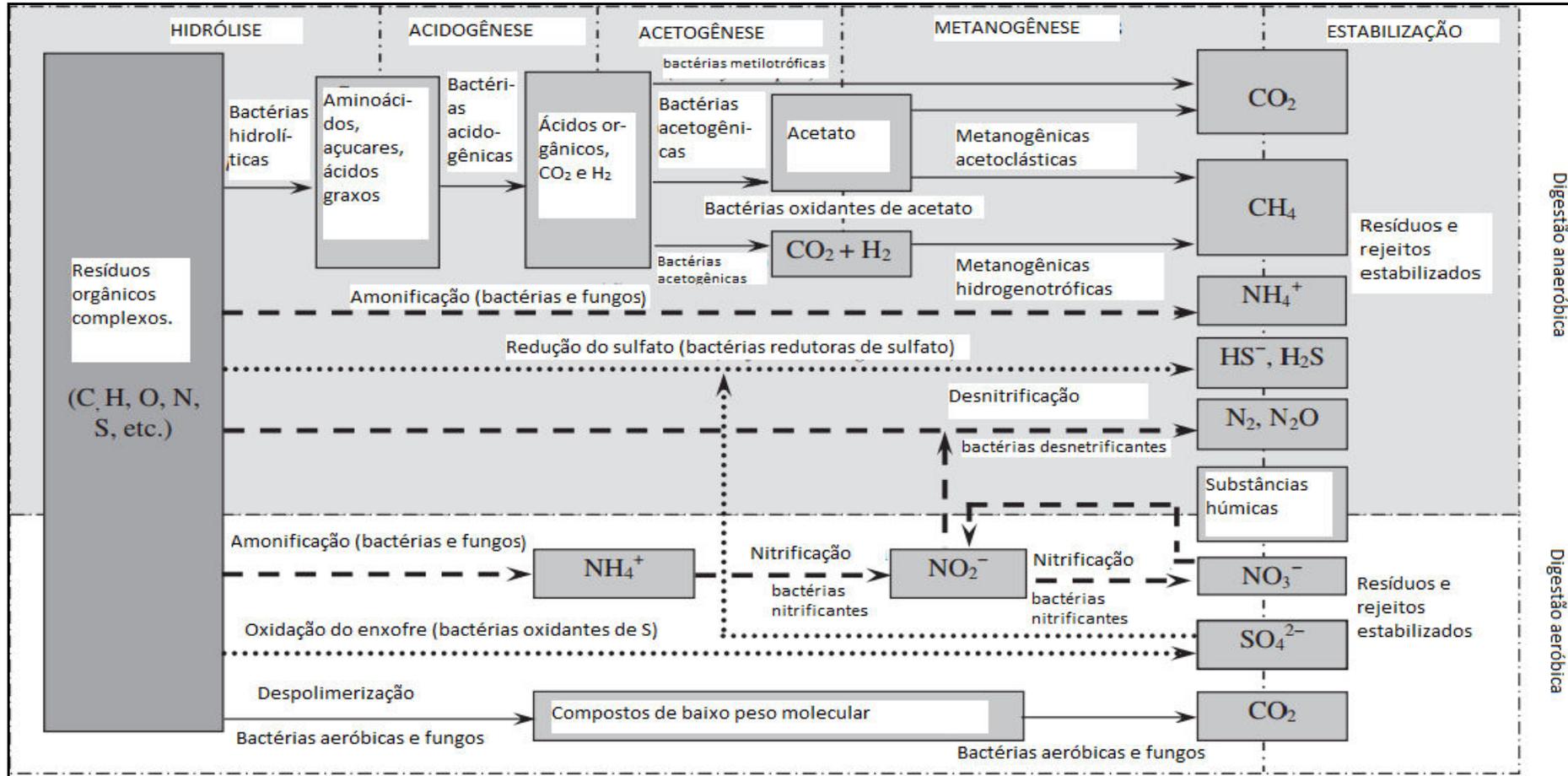


Figura 5 – Diagrama esquemático da decomposição de compostos orgânicos e o papel dos microorganismos.

Fonte: Adaptado de (71).

Durante a fase inicial aeróbica 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 (O_2) diminui a níveis em que os processos anaeróbicos se iniciam e a composição do lixiviado se dá praticamente pela liberação de umidade, possíveis precipitações e interações das reações.

As reações de fermentação seguem depois do esgotamento do O_2 . Nessa fase a porcentagem de umidade varia de 45 – 60% em peso seco dos resíduos e dos rejeitos compreendendo celulose e hemicelulose como os principais constituintes orgânicos. A presença de papel, que apresenta em sua estrutura celulose, hemicelulose e lignina, em resíduos sólidos urbanos 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. (73)

As bactérias hidrolíticas e fermentativas, no início da fase anaeróbica, degradam os monossacarídeos em ácidos carboxílicos e alcoóis elevando em um primeiro momento a demanda química de oxigênio (DQO) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Conforme o pH fica ácido, o lixiviado gerado nessa fase se torna quimicamente agressivo aumentando a solubilidade de muitos compostos como os metais. As bactérias acetogênicas convertem os subprodutos da fase ácida em acetatos, hidrogênio e dióxido de carbono que são convertidos em metano e dióxido de carbono pelas bactérias metanogênicas. A degradação da celulose e da hemicelulose começa nessa fase, e as taxas de produção de metano começam a aumentar juntamente com o pH que se torna mais básico. As concentrações da DQO e da DBO diminuem conforme os ácidos carboxílicos são consumidos. Na fase estável da metanogênese a taxa de produção de CH_4 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. (74)

As taxas de degradação são dependentes da umidade e foi comprovado que o aumento da infiltração influencia esse parâmetro. A razão (DBO_5/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 0,3, é indicativa de um efluente facilmente biodegradável. (75)

Considerando que a medida da DBO indica a oxidação da matéria orgânica biodegradável por microorganismos, 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 DBO diminui, pois os microorganismos presentes não são capazes de degradar compostos recalcitrantes, no entanto a DQO ainda é consideravelmente maior que a DBO, pois a oxidação química é eficaz para degradar certos compostos recalcitrantes, levando assim a uma relação baixa entre DBO e DQO, sendo que no final da estabilização da matéria orgânica essa relação será a menor possível.

A concentração de cálcio, magnésio, ferro e manganês no lixiviado da fase metanogênica reflete o grau de anaerobiose do lixiviado, pois com a evolução temporal as bactérias metanogênicas transformam em sulfeto o sulfato presente no meio e o pH elevado influencia diretamente a concentração de macrocomponentes inorgânicos, pois devido à sua alcalinidade esse compostos precipitam ou sua sorção no meio é aumentada. 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 só deve ser aplicada 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. (74, 76, 77, 78)

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. Outros fenômenos físicos ocorrem no interior do aterro tais como recalque (i.e., assentamento do aterro), modificando a densidade dos resíduos e a morfologia do aterro, podendo afetar negativamente a permeabilidade. (78, 79)

Os poluentes encontrados no lixiviado podem ser divididos em quatro grupos: (1) matéria orgânica, tanto na forma dissolvida quanto coloidal, representada por ácidos graxos voláteis, compostos de alto peso molecular (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, compostos alifáticos clorados e substâncias húmicas e fúlvicas) (80); (2) Macrocomponentes inorgânicos como cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), sódio (Na^+), potássio (K^+), amônia (NH_3^+), ferro (Fe^{+2}), manganês (Mn^{+2}), cloreto (Cl^-), sulfetos (S^{-2}), e bicarbonato (HCO_3^{-}); (3) Metais como cádmio (Cd^{+2}), cromo (Cr^{+3}), cobre (Cu^{+2}), chumbo (Pb^{+2}), níquel (Ni^{+2}) e zinco (Zn^{+2}); (4) componentes orgânicos xenobióticos de origem doméstica ou industrial presentes em concentrações relativamente baixas (normalmente menor que 1mg.L^{-1} por composto) (78), incluindo hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, hidrocarbonetos alifáticos clorados, pesticidas, alcoóis, aldeídos, cetonas, ácidos carboxílicos e solventes. Outros compostos podem ser encontrados como boro (B), sulfetos, arsênico (As), selênio (Se), bário (Ba), lítio (Li), mercúrio (Hg), e cobalto (Co), normalmente em concentrações muito baixas. (78)

Testes toxicológicos realizados através de bioensaios em organismos fornecem informações indiretas sobre determinados poluentes que podem ser prejudiciais a diferentes organismos. Os testes consistem em aplicar duas ou mais substâncias químicas em um sistema vivo ou em uma unidade do sistema vivo e analisar as respostas do organismo ou do sistema que podem ser: adição de efeitos tóxicos de uma substância química em outra (ação aditiva); os efeitos tóxicos causados pela mistura podem ser menores do que a soma dos efeitos tóxicos dos constituintes separados (antagonismo); os efeitos tóxicos causados pela mistura podem exceder significativamente a soma dos efeitos dos componentes individuais (sinergismo). (81)

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 possa ser sugerida.

3.4.1 Comportamentos dos Metais e Compostos Orgânicos no Aterro

Os metais geralmente encontrados em aterros são ferro, cádmio, cobre, zinco e níquel, e as maiores concentrações são encontradas no estágio ácido de formação em que os valores de pH são baixos e proporcionam a sua disponibilidade. As porcentagens de remoção, através do mecanismo de adsorção dos metais na massa de resíduos e rejeitos, nos estágios iniciais de

degradação da matéria orgânica, são maiores que 80%, sendo que em ambiente real de um aterro a capacidade de adsorção dos metais dependerá da seletividade das partículas encontradas na matriz, que é controlada pelas complexas interações entre elas e os constituintes orgânicos e inorgânicos encontrados no sítio. Esses compostos podem precipitar em forma de sulfetos, podendo ser retirados da solução aquosa por precipitação, devido à elevada insolubilidade de grandes partes dos sulfetos. (78, 82)

Em um estudo realizado na Turquia foram analisadas as porcentagens de remoção de metais em dois diferentes tipos de substrato, em que W1 representa o composto com resíduos sólidos urbanos com 76% de matéria orgânica em sua composição, e W2 representa o composto com resíduos sólidos urbanos com 45% de matéria orgânica em sua composição. Nesse estudo as remoções de Zn, Ni, Cu e Fe, para o substrato W1, foram, respectivamente, 70%, 65%, 50% e 40%. As remoções de Zn, Ni, Cu e Fe, para o substrato W2, foram, respectivamente, 80%, 65%, 45% e 38%. Observou-se que existe uma relação positiva para remoção do lixiviado e imobilização na massa de resíduos de metais e o aumento do pH avaliado pela evolução nos processos de degradação da matéria orgânica. (83)

Na fase metanogênica em que o pH tende de neutro para alcalino e as condições no interior do aterro são muito redutoras, as formas de Fe^{+3} e íons de sulfato são reduzidos à Fe^{+2} e sulfeto. Com a presença de sulfetos, todos os metais formam íons insolúveis de sulfetos e outros íons incluindo carbonatos e fosfatos. Outro estudo realizado na Turquia avaliou o comportamento de metais na fase metanogênica através da simulação das condições em dois reatores (com e sem recirculação de lixiviado). Foi identificado que cerca de 90% dos metais adicionados durante o processo precipitaram devido a um ambiente extremamente redutor e a formação de sulfetos metálicos a partir da redução dos sulfatos proporcionou esta precipitação. Os íons de metais são encontrados na forma de soluções, associados às partículas coloidais (orgânicas e inorgânicas) ou complexadas. Evidenciou-se neste estudo que a recirculação do lixiviado acelera a estabilização dos resíduos e rejeitos, principalmente se adicionado hidróxido de potássio (KOH) e carbonato de sódio (Na_2CO_3). (84)

As condições físico-químicas e químicas (pH ácido) da fase inicial de decomposição de resíduos e rejeitos favorecem a solubilização e a disponibilização dos íons metálicos, à medida que o pH fica mais alcalino os metais tendem a fixação, levando a baixas concentrações dos metais no lixiviado, indicando a sua retenção na massa de resíduos ou nas camadas de solos utilizadas como cobertura, no entanto para que ocorra essa retenção diversos fatores influenciam como: composição textural do solo, capacidade de troca catiônica, mineralogia,

conteúdo da matéria orgânica, entre outros. A elevação do pH diminui a solubilidade dos compostos inorgânicos, com queda na condutividade elétrica e da carga inorgânica, porém não implica em solubilidade zero, e as substâncias inorgânicas continuam sendo dissolvidas e lixiviadas apenas em menor intensidade e podem ser eliminadas continuamente do aterro por muitos anos. (85)

Um estudo realizado em condições tropicais para análise da estabilização de resíduos e aumento de biodegradabilidade, indicou que esses processos foram mais rápidos e eficientes quando o lixiviado foi recirculado juntamente com a adição de água (exercendo o papel da precipitação). No final da operação as faixas de estabilização para sólidos voláteis (SV) variaram entre 8,1% e 13% em relação aos sólidos totais (ST) em peso seco (material que permanece após evaporação parcial da amostra). A análise da estabilidade biológica de RSU realizada nesse estudo utilizando resíduos novos e resíduos parcialmente degradados, indicou que os sólidos voláteis (SV- substâncias orgânicas ou sais minerais como bicarbonato que se volatilizam a temperaturas inferiores a 550 °C) decrescem significativamente com a idade de preenchimento dos resíduos, mostrando que amostras com baixas concentrações de SV são geralmente consideradas mais estabilizadas. Para carbono orgânico total (COT - parcelas biodegradáveis e não biodegradáveis da matéria orgânica, não sofrendo interferência de outros átomos que estejam ligados à estrutura orgânica, quantificando apenas o carbono presente na amostra) a estabilização ocorreu entre 2,7% e 4,5% em relação aos ST em peso seco. Para a estabilização do nitrogênio o valor observado foi entre 0,25% e 0,33% em relação aos ST em peso seco. (86)

O estudo foi conduzido utilizando-se lisímetros^d com as seguintes especificações: R1 (condições de operação de lixões com resíduos novos), R2 (condições de operação de biorreatores com resíduos novos), R3 (condições de operação de biorreatores com acréscimo de fenol em resíduos novos), R4 (condições de operação de lixões com resíduos parcialmente degradados de lixões), R5 (condições de operação de biorreatores com resíduos parcialmente degradados de lixões) e R6 (condições de operação de biorreator com lavagem de resíduos parcialmente degradados de lixões).

^d Lisímetro é um tanque inserido no solo que realiza diversos tipos de medições, entre elas evaporação e transpiração. Essas medições são calculadas através do método do balanço hídrico.

A Tabela 4 apresenta os dados referentes à estabilização dos SV, COT, e do nitrogênio na simulação das condições encontradas em aterros em diferentes condições ao final de 33 meses do referido estudo. (86)

Tabela 4 – Estabilização de SV, COT e N em relação aos ST.

Parâmetro	R1	R2	R3	R4	R5	R6
SV	13%	9,4%	8,1%	10,3%	8,7%	9,4%
COT	4,5%	3,3%	3,0%	3,6%	2,7%	2,7%
Nitrogênio	0,26%	0,275%	0,25%	0,29%	0,33%	0,31%

Fonte: Adaptado de (86)

Ao contrário do processo de estabilização dos SV e do COT a estabilização do nitrogênio foi gradual, independentemente do modo de operação. A solubilização das parcelas de nitrogênio pode ser afetada pelas características do substrato e pelo modo de operação do reator. À medida que a decomposição progredia, o teor de carbono biodegradável (DBO) diminuía com o tempo e o conteúdo de nitrogênio aumentava, resultando na diminuição da relação de C/N nos lisímetros. As relações C/N no final foram: 17,5; 12,0; 11,8; 12,5; 8,1 e 8,6 para R1, R2, R3, R4, R5 e R6, respectivamente.

Uma relação C/N inferior a 12 indica um bom grau de maturidade e estabilização dos resíduos. Os resultados do estudo mostraram que os resíduos são estáveis em termos de relação C/N para quase todos os lisímetros exceto R1, e que o carbono orgânico alcança estabilização mais rápida do que o nitrogênio em resíduos sólidos urbanos em diversas condições de operação. O estudo indica que adotando o sistema de biorreator para estabilização de RSU em escala real, a estabilidade biológica e a produção de metano, apresentaram maiores eficiências quando comparados com outras condições de operações. (86)

Para entender os mecanismos de estabilização de resíduos e rejeitos através de análises quantitativas e qualitativas de extração de amostras *in situ* foi analisado um estudo de um aterro sanitário brasileiro com 10 anos de operação e com amostragens em diferentes profundidades e em diferentes pontos da área indicados como estações (1-5). (87)

Quando se analisa os parâmetros pela profundidade os resultados ficam mais claros para a identificação dos processos de estabilização da matéria orgânica como demonstrado na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros em amostras de diferentes profundidades.

Pontos de amostragem	1		2		3		4		5	
Profundidade	COT (%)	C/N	COT (%)	C/N	COT (%)	C/N	COT (%)	C/N	COT (%)	C/N
-6	14,04	3,6	54,90	34,7	81,14	89,8	73,58	39,7	77,36	64,8
-7	31,22	8,0	37,72	22,8	72,22	212,9	27,27	15,6	49,74	114,3
-8	39,33	12,8	46,58	58,4	71,06	135,6	22,11	14,3	46,58	75,0
-9	29,44	12,5	33,20	23,7	58,93	122,1	72,33	48,9	65,63	85,5
-10	31,55	15,3	24,15	34,5	64,95	141,7	15,22	12,0	40,08	76,9
-11	56,26	25,5	56,80	95,9	51,33	76,1	62,27	71,6	56,80	73,8
-12	36,11	15,1	26,56	39,1	45,30	83,4	17,56	25,7	31,43	54,5
-13	74,15	35,6	10,42	10,4	20,18	14,0	5,62	4,7	12,90	9,4
-14	78,61	67,3	3,03	3,3	8,32	5,6	5,67	3,9	7,00	4,8
-15	-	-	2,92	2,9	3,81	3,2	3,37	2,8	3,59	3,0

Fonte: Adaptado de (87).

A análise geral para COT é a tendência de redução ao longo do tempo e com a profundidade, apresentando valores em torno de 3% para 15 metros de profundidade. O ponto de amostragem 1 não segue essa tendência, pois, trata-se de uma célula nova de disposição de resíduos, ou seja, ainda existe matéria orgânica para ser degradada. A porcentagem de N_{total} nos resíduos “in natura” variou entre 1% e 3,4% com tendência global de decréscimo com a profundidade e conseqüentemente com a idade das células. Para as amostras com idades de 10 anos e profundidade de 15 metros observou-se estágio de degradação superior a 50%, com taxa de redução em média de 90% (pontos 2, 3, 4 e 5). O perfil da média por camada mostrou uma redução de 71% relativamente aos valores máximos observados para COT. Diversos estudos mostraram que a faixa de variação para a relação C/N entre 0,388 – 6,7 podem indicar a estabilização da matéria orgânica no interior de aterros, sendo este parâmetro considerado um bom indicador de estabilidade biológica. Essa estabilização foi alcançada para os pontos 2, 3, 4 e 5 na profundidade de 15 metros abaixo do nível de cobertura. (88 , 89)

Para desenvolver uma proposta de tratamento de lixiviado, além das interações que ocorrem no interior da massa de RSU depositada, que apresentam relação direta com as características do lixiviado, deve-se analisar detalhadamente as concentrações dos parâmetros existentes nesse efluente.

3.5 CARACTERÍSTICAS DOS LIXIVIADOS

O lixiviado oriundo da degradação dos RSU é um efluente muito complexo resultado da mistura da água que infiltra percola e lixivia os compostos presentes na massa de resíduos e rejeitos. A precipitação e a umidade interferem diretamente na atuação dos microorganismos na degradação e na mobilidade dos compostos, bem como na evolução da concentração de alguns constituintes.

O lixiviado da fase metanogênica, oriundo de aterros com depósitos de resíduos antigos, tende a apresentar coloração mais escura que o da fase ácida (aterros novos) devido à decomposição de resíduos orgânicos e a presença de compostos cromóforos e sólidos dissolvidos, e um odor menos desagradável, sendo a coloração marrom escuro atribuída aos ácidos húmicos e fúlvicos e o odor devido à concentração de NH_4 e H_2S , além de apresentar baixas concentrações de ácidos graxos voláteis, pH tendendo de neutro a básico, baixa DBO e baixa relação na taxa DBO/DQO. O lixiviado de aterros novos em que a fase aeróbica ácida ainda predomina apresenta altas concentrações de ácidos graxos voláteis, elevada DBO, elevada relação DBO/DQO, elevados teores de NH_4 e nitrogênio orgânico. (90)

A comunidade microbiana formada na fase metanogênica, encontrada principalmente em camadas antigas e mais profundas, interage com o lixiviado produzido nas camadas superiores degradando os materiais ali presentes, sendo que a biomassa funciona como uma espécie de filtro biológico, consumindo nutrientes e liberando sub-produtos de seu metabolismo. Portanto o lixiviado final é resultado dos processos que ocorrem ao longo do perfil de disposição, identificando-se dois tipos: os lixiviados novos passíveis de tratamento biológico (carga orgânica alta e facilmente biodegradável) e os lixiviados velhos em que os tratamentos são diferentes dos normalmente utilizados devido aos constituintes recalcitrantes. (91)

Tabelas com as características de vários lixiviados de diferentes aterros foram desenvolvidas para indentificar os possíveis impactos das interações dos lixiviados com o meio, visando principalmente à proteção dos recursos hídricos e subterrâneos, além de fornecer dados para os projetos de sistemas de tratamento. No entanto a maioria dos dados encontrados é referente aos aterros de regiões temperadas, podendo diferir dos dados de regiões tropicais, como é o caso do Brasil. Portanto é necessária uma comparação das diferentes concentrações

de constituintes para os diversos parâmetros analisados em diferentes regiões brasileiras, de modo que se possa homogeneizar os dados e estabelecer um padrão de composição. (92)

A Tabela 6 indica a composição do lixiviado oriundos de aterros na fase ácida e na fase metanogênica e a Tabela 7 apresenta a composição do lixiviado de aterros em diferentes idades de degradação.

Tabela 6 - Composição do lixiviado para aterros em diferentes fases de estabilização da matéria-orgânica.

Parâmetro	Fase ácida		Fase Metanogênica	
	Média	Variação	Média	Variação
pH	6,1	4,5-7,5	8,0	7,5-9,0
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	13000	4000-40000	180	20-550
DQO (mg.L ⁻¹)	22000	6000-60000	3000	500-4500
DBO ₅ /DQO	0,58	-	0,06	-
Sulfato (mg.L ⁻¹)	500	70-1750	80	10-420
Cálcio (mg.L ⁻¹)	1200	10-2500	60	20-600
Magnésio (mg.L ⁻¹)	470	50-1150	180	40-350
Ferro (mg.L ⁻¹)	780	20-2100	15	3-280
Mangânes (mg.L ⁻¹)	25	0,3-65	0,7	0,03-45
Zinco (mg.L ⁻¹)	5	0,1-120	0,6	0,03-4

Fonte: Elaborado a partir de (78 ,92)

Tabela 7 - Composição de lixiviado em diferentes idades de degradação da matéria orgânica. continua

Parâmetros	Idade do aterro: 1 ano	Idade do aterro: < 2 anos	Idade do aterro: 5 anos	Idade do aterro: > 10 anos	Idade do aterro: 16 anos
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	800 – 4.000	1.000 – 10.000	5.810	200 – 1.000	2.250
pH	5,2 – 6,4	4,5 – 7,5	6,3	6,6 – 7,5	-
Dureza (mg.L ⁻¹)	3.500 – 5000	300 – 10.000	2.200	200 – 500	540
Condutividade (µS/cm)	600 – 9.000	-	-	-	-
DBO (mg.L ⁻¹)	7.500 – 28.000	2.000 – 30.000	4.000	100 – 200	80
DQO (mg.L ⁻¹)	10.000 – 40.000	3.000 – 60.000	8.000	100 – 500	400
Carbono Orgânico Total – (mg.L ⁻¹)	-	1.500 – 20.000		80 – 160	-
N orgânico(mg.L ⁻¹)	-	10 – 800		80 – 120	-
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	56 – 482	10 – 800	-	20 – 40	-
Cádmio (mg.L ⁻¹)	-	-	< 0,05	-	< 0,05
Cálcio (mg.L ⁻¹)	900 – 1.700	200 – 3.000	308	100 – 400	109
Cloretos (mg.L ⁻¹)	600 – 800	200 – 3.000	1.330	100 – 400	70
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,2 – 0,8	5 – 40	0,5	5 – 10	1,6
Cobre (mg.L ⁻¹)	-	-	< 0,5	-	< 0,5
Ferro (mg.L ⁻¹)	210 – 325	50 – 1.200	6,3	20 – 200	0,6
Chumbo (mg.L ⁻¹)	-	-	0,5	-	1,0
Magnésio (mg.L ⁻¹)	160 – 250	50 – 1.500	450	50 – 200	90
Manganês (mg.L ⁻¹)	75 – 125	-	0,06	-	0,06
Fósforo (mg.L ⁻¹)	25 – 35	5 – 100	12	5 – 10	8

Tabela 7 - Composição de lixiviado em diferentes idades de degradação da matéria orgânica. conclusão

Parâmetros	Idade do aterro: 1 ano	Idade do aterro: < 2 anos	Idade do aterro: 5 anos	Idade do aterro: > 10 anos	Idade do aterro: 16 anos
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	23 – 33	4 – 80	-	4 – 8	-
Potássio (mg.L ⁻¹)	295 – 310	200 – 1.000	610	50 – 400	39
Sódio (mg.L ⁻¹)	450 – 500	200 – 2.500	810	100 – 200	34
Sólidos dissolvidos (mg.L ⁻¹)	10.000 – 14.000		6.794	-	1.200
Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)	100 – 700	200 – 2.000	-	100 – 400	-
Sulfato (mg.L ⁻¹)	400 – 650	50 – 1.000	2	20 – 50	2
Zinco (mg.L ⁻¹)	10 – 30		0,4	-	0,1

Fonte: Elaborado a partir de (78 , 92)

Nota: Parâmetros com o símbolo - significam que não foram avaliados pelos autores em seus estudos.

As tabelas comparativas servem de base para classificar o lixiviado e estabelecer qual fase de degradação se encontra os RSU de determinada área, juntamente com outros parâmetros. Através das indicações das concentrações dos constituintes, pode-se inferir qual será a melhor forma de tratamento para o efluente.

Ainda considerando os constituintes encontrados em lixiviados de aterros, um estudo para identificar compostos orgânicos xenobióticos em lixiviados de dez aterros dinamarqueses (6 aterros sanitários e 4 aterros controlados), revelou a presença de 55 compostos diferentes de xenobióticos orgânicos e 10 sub-produtos oriundos de sua degradação. Os compostos identificados foram: benzeno e seus simétricos, tolueno, etil-benzeno e xilenos (BTEX), naftalenos, compostos alifáticos clorados, fenóis (cloro-, metil-, dimetil-, nonil-), pesticidas e ftalatos. Para pesticidas foram encontrados 18 pesticidas e três produtos de sua degradação (93) Esse estudo demonstrou que além dos constituintes normalmente encontrados em lixiviados, outros constituintes tóxicos também podem ser encontrados, evidenciando assim a variabilidade de resíduos e rejeitos dispostos nessas áreas.

Os levantamentos encontrados na literatura analisados foram realizados em aterros localizados em climas temperados. Para análise da tratabilidade do lixiviado para as condições climáticas tropicais, foram identificados os parâmetros e as respectivas faixas de concentrações apresentados na Tabela 8. (94 , 95 , 96 , 97 , 98)

Tabelas 8 – Constituintes normalmente identificados em lixiviados de aterros brasileiros (Clima Tropical)

continua

Parâmetro	Concentração						
	Variação.	Aterro Controlado de Gramacho - RJ.	Aterro Sanitário de Pirai- RJ.	Aterro Sanitário Delta IA, Campinas – SP. Resíduos industriais	Aterro de Jangurussu, Fortaleza – CE.	Aterro de Murimbeca, Recife – PE.	Aterro de Bangu – RJ.
pH	5,9 - 8,7	8,2	7,3	5 – 6	8,5	7,8	7,9
Condutividade (mS.cm ⁻¹)	-	-	6,9	-	-	8,9	10,872
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	-	-	2326	8500 – 17500	3325	5015	-
Carbono orgânico dissolvido (mg.L ⁻¹)	-	876	-	-	-	-	-
Ácidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	-	-	-	9000 – 18000	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais (SST) (mg.L ⁻¹)	-	-	412	660 – 5000	-	-	-
NTK (mg.L ⁻¹)	15 – 3140	-	-	-	-	-	-
N - NH ₃ (mg.L ⁻¹)	-	-	338	-	-	-	-
Nitrato (NO ₃ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,0 - 5,5	-	-	-	-	-	-
Nitrito (NO ₂ ⁻) (mg.L ⁻¹)	0,0 - 0,1	-	-	-	-	-	-
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺ , NH ₃) o equilíbrio depende do pH (mg.L ⁻¹)	6,6 – 2900	775	-	740 – 1300	526	-	1787
DQO (mg.L ⁻¹)	966 – 28000	3096	621	21000 – 78000	6027	1230	3789

Tabelas 8 – Constituintes normalmente identificados em lixiviados de aterros brasileiros (Clima Tropical).

conclusão

Parâmetro	Concentração						
	Variação.	Aterro Controlado de Gramacho – RJ.	Aterro Sanitário de Piraí- RJ.	Aterro Sanitário Delta IA, Campinas – SP. Resíduos industriais	Aterro de Jangurussu, Fortaleza – CE.	Aterro de Murimbeca, Recife – PE.	Aterro de Bangu – RJ.
Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	50 – 11000	4635	1163	-	4204	-	2499
Sulfato (mg.L ⁻¹)	0,0 – 1800	-	-	-	-	-	-
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	3,7 - 14,3	-	-	0,0 – 12,00	7,42	-	3,81
Cu (mg.L ⁻¹)	0,0 - 1,2	0,09	-	-	-	-	-
Al (mg.L ⁻¹)	-	<0,1	-	-	-	-	-
Na (mg.L ⁻¹)	-	2950	-	-	-	-	-
K (mg.L ⁻¹)	-	1800	-	-	-	-	-
Ca (mg.L ⁻¹)	-	280	-	-	-	40	-
Mg (mg.L ⁻¹)	-	85	-	-	-	-	-
Pb mg.L ⁻¹	0,0 - 2,3	<0,1	-	0 – 0,2	-	-	-
Hg (mg.L ⁻¹)	-	1,6	-	-	-	-	-
Ni (mg.L ⁻¹)	-	0,18	-	0 – 1,06	1,48	-	0,22
Fe (mg.L ⁻¹)	0,2 – 6000	6,8	-	0 – 1375	46,14	38	-
Mn (mg.L ⁻¹)	0,1 - 26,0	0,13	-	0 – 35	-	-	-
Zn (mg.L ⁻¹)	0,1 - 35,6	0,30	-	0 – 4,0	13,68	2,25	0,5
Cd (mg.L ⁻¹)	0,0 - 0,2	<0,01	-	-	-	-	-
Cr total (mg.L ⁻¹)	0,0 - 3,9	0,15 – 0,2	-	0 – 0,7	0,84	-	0,21
Coliformes termotolerantes (un)	49,0 - 4,9 x 10 ⁷	-	-	-	-	-	-
Coliformes fecais (un)	230 - 1,7 x 10 ⁸	-	-	-	-	-	-

Fonte: Elaborado a partir (94 , 95 , 96 , 97 , 98).

Nota: Parâmetros com o símbolo (-) significam que não foram avaliados pelos autores em seus estudos.

Devido à lixiviação de resíduos como os fármacos (antibióticos anti-inflamatórios e analgésicos), produtos de beleza (bronzeadores, repelentes de insetos e fragrâncias), produtos químicos industriais (plastificantes, preservantes de madeira e produtos de limpeza) hormônios, esteróides, novos contaminantes estão sendo indentificados no lixiviado e possuem denominação específica: micropoluentes orgânicos emergentes. A sua ocorrência já constitui risco ambiental e de saúde pública pela sua capacidade de acumulação nos níveis tróficos (bioacumulação) e passagem de um nível para outro (biomagnificação). São poluentes encontrados em concentrações de nanogramas ou microgramas por litro e incluem: alquilfosfatos clorados, fosfatos, n-butil-benzenossulfonamida, dietil toluamida (repelente de insetos), carbamazepina e ibuprofeno (droga anti-inflamatória não esteróide), compostos perfluoralquilados e compostos policíclicos oriundos de produtos de cuidado pessoal como perfumes (99 ,100 , 101 , 102).

Através da análise das tabelas e de outras fontes de dados, pode-se identificar a composição média de alguns parâmetros encontrados em lixiviados, produzidos tanto em aterros de clima temperado quanto em aterros de clima tropical. A partir da identificação da fase de degradação e comcomitante a análises experimentais dos constituintes, o enquadramento conforme a fase de degradação pode ser mais específico, o que levará a definição da melhor alternativa de tratabilidade deste efluente.

A caracterização de um efluente é primordial para a escolha mais adequada do tipo de tratamento que será realizado. As mudanças nas características do lixiviado com o tempo não podem embasar a escolha de um determinado tratamento fixo e imutável, como é o caso de efluentes domésticos e águas residuárias industriais, principalmente pelos custos envolvidos como instalação, desinstalação e manutenção. No entanto, depois da estabilização dos processos no aterro, que acontecem na fase metanogênica estável, que demora em torno de 30 anos, sem recirculação de lixiviados, é possível identificar as características predominantes e escolher a melhor forma de tratamento.

Assim como o lixiviado o biogás de aterro também é influenciado por diversos fatores que precisam ser determinados. A quantificação desses efluentes é a primeira ação que um gestor de resíduos deve se preocupar, principalmente para promover o dimensionamento adequado das instalações de tratamento. Nesse contexto a modelagem da geração desses efluentes deverá refletir a realidade.

Um dos principais parâmetros para a modelagem desses efluentes é a quantidade de resíduos aterrados. Com a evolução da gestão de RSU no Brasil, dados operacionais dos

aterros costumam serem mais frequentes, no entanto várias áreas recuperadas (“lixões” transformados em aterros controlados) não apresentam dados da quantidade de resíduos dispostos e aterrados.

Algumas metodologias são utilizadas para inferir e estimar a quantidade de resíduos gerados e disposto em uma área por uma determinada população no tempo. No entanto esses cálculos levam à superestimação dos parâmetros. Isso pode ser identificado quando se faz a análise das incertezas das estimativas dos dados nacionais de emissões de gases do efeito estufa para o setor de tratamento de resíduos, em que se verifica no Segundo Inventário Brasileiro de Emissões e no Terceiro Inventário valores em torno de 56% e 23% respectivamente, mostrando que os cálculos são passíveis de contestação devido à simplificação adotada nos modelos. (103 , 104)

Os parâmetros de entrada para estimativas da quantidade de resíduos gerados por uma determinada população, utilizados no modelo brasileiro são: a taxa de geração de resíduos sólidos urbanos por habitante e o crescimento populacional. Esses dados levam geram descontinuidades nas estimativas e conseqüentemente à valores que não condizem com a realidade.

Para contornar essa questão, cálculos mais precisos de medição devem ser utilizados, e dentre as propostas para determinação do volume de RSU aterrados em uma área sem histórico operacional os levantamentos topográficos planialtimétricos podem suprir essa demanda.

Nesse sentido a evolução dos estudos topográficos utilizando análise espacial começa a ser difundida pelos meios técnicos, principalmente para redução de custo e tempo de coleta de dados. A obtenção de imagens através de veículos aéreos não tripulados (drone) para se proceder às análises espaciais acompanha esse movimento de evolução e incorporação nos levantamentos modernos.

3.6 LEVANTAMENTO TOPOGRÁFICO PLANIALTIMÉTRICO

A NBR 13.133/1994 estabelece as condições exigíveis para a execução de um levantamento topográfico, estabelecendo a compatibilização de medidas angulares, medidas lineares, medidas de desníveis e as respectivas tolerâncias em funções dos erros. Os objetivos principais do levantamento são a obtenção do conhecimento geral do terreno (limites

confrontantes, área, localização, amarração e posicionamento) e informações destinadas ao desenvolvimento de projetos básicos, executivos e estudos preliminares. (105)

O levantamento topográfico é realizado através de um conjunto de métodos e processos que, por meio de medições de ângulos e distâncias com instrumental adequado à exatidão pretendida implanta e materializa pontos de apoio no terreno, determinando suas coordenadas topográficas. A estes pontos se relacionam os detalhes visando à sua exata representação planimétrica numa escala predeterminada e à sua representação altimétrica por intermédio de curvas de nível, com equidistância também predeterminada e/ou pontos cotados (pontos que se apresentam acompanhados de sua altura). (105)

O levantamento topográfico planialtimétrico é uma junção do levantamento topográfico planimétrico (determinação do perímetro, orientação e amarração a pontos materializados no terreno de uma rede de referência ou a pontos notáveis) com o altimetria do terreno e da drenagem natural (determinação das alturas relativas a uma superfície de referência). 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 ao datum altimétrico do Brasil. (105)

Coordenadas, como latitude, longitude e altitude, necessitam de um sistema geodésico de referência para sua determinação e no Brasil, o sistema adotado é o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS 2000). O sistema geodésico é um sistema de referência composto por uma figura geométrica representativa da superfície terrestre, posicionada no espaço, permitindo a localização única de cada ponto da superfície em função de suas coordenadas tridimensionais, e materializado por uma rede de estações geodésicas. (106) Estes pontos são determinados por procedimentos operacionais associados a um sistema de coordenadas geodésicas, calculadas segundo modelos geodésicos de precisão, tendo como imagem geométrica da Terra o Elipsóide de Referência Internacional de 1967. Como este elipsóide é o mesmo que o adotado no sistema de representação cartográfica UTM (Universal Transversa de Mercator) pela Cartografia Brasileira, há uma correspondência matemática biunívoca entre as coordenadas geodésicas dos pontos do sistema brasileiro e as suas homólogas plano-retangulares nos sistemas parciais UTM. Essa correspondência visa facilitar as amarrações e os controles dos levantamentos cartográficos e topográficos com o emprego das coordenadas UTM, por serem estas planas, enquanto aquelas arcos de meridianos e paralelos. (105)

Os Sistemas Globais de Navegação por Satélite (GNSS – sigla em inglês) revolucionaram as atividades de obtenção de coordenadas, no entanto, a determinação da altitude utilizando um receptor GNSS não está relacionada a um elipsóide de referência, mas sim ao nível médio do mar (ou ao geóide). Necessita-se assim conhecer a diferença entre as superfícies do geóide e do elipsóide (altura ou ondulação), para que se possa obter a altitude acima do nível médio do mar (altitude ortométrica). Por isso foi desenvolvido pelo IBGE um modelo para obter a ondulação geoidal em um ponto ou conjunto de pontos, cujas coordenadas refiram-se ao SIRGAS2000 entre as latitudes de 6° N e 35° S e entre as longitudes de 75°W e 30°W, dentro do território brasileiro, com uma resolução de 5' de arco, e com o Sistema de Interpolação de Ondulações Geoidais atualizado em relação aos outros modelos, conhecido como MAPGEO 2015, sua última versão. (107) A finalidade desse sistema é permitir que os pontos e conseqüentemente todo o levantamento estejam orientados em relação a um referencial comum.

Para converter a altitude elipsoidal (h), obtida através de receptores GNSS, em altitude ortométrica (H), é necessário utilizar o valor da altura geoidal (N) fornecida por um modelo de ondulação geoidal, utilizando-se assim a Equação 1 para obtenção deste valor. A Figura 6 ilustra essa situação.

$$H = h - N \quad (1)$$

Onde:

H: Altitude ortométrica;

h: altitude elipsoidal;

N: altura geoidal;

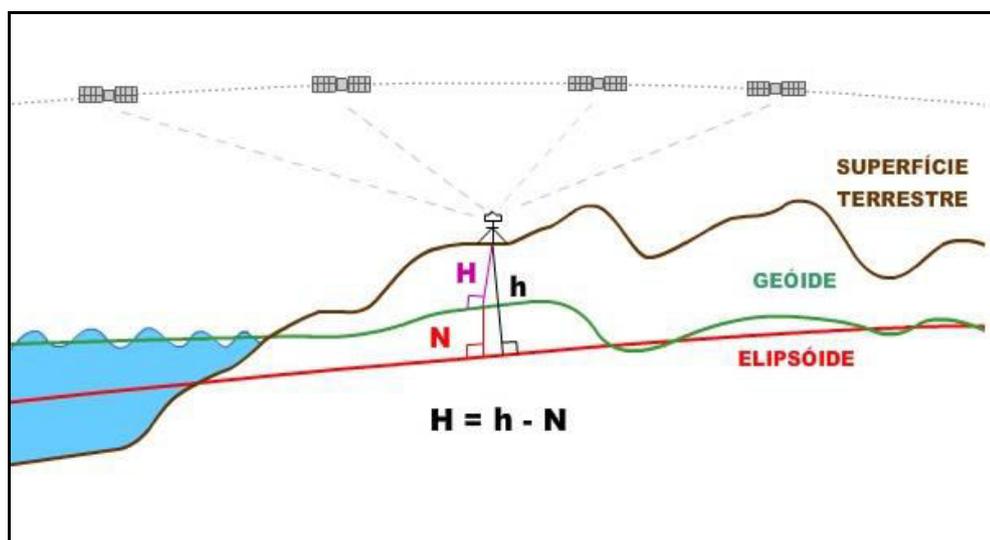


Figura 6 – Cálculo da altitude ortométrica.

Fonte: (107)

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 geométrica (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*.

No caso de levantamento de pequenas áreas os Veículos Aéreos Não Tripulados (VANT's ou drones) 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 mosaico de ortofotos da área de estudos, utilizando-se de técnicas de Fotogrametria. (108)

3.6.1 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 a mesma. Através do índice móvel é possível medir as variações de nível de terreno. No entanto ainda é necessário pontos no terreno para referenciá-lo. (109)

Quando se utiliza as fotografias aéreas, tem-se a aerofotogrametria que pode ser definida como a ciência da elaboração de cartas mediante fotografias aéreas tomadas com câmeras aero-transportadas (eixo ótico posicionado na vertical), utilizando-se aparelhos e métodos estereoscópicos. (109)

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: Aerotofogrametria clássica tripulada e Aerofotogrametria não tripulada.

A aerofotogrametria tripulada apresenta estabilidade na captação de imagens e um aparato instrumental diversificado (câmaras mais robustas, sensores inerciais e sensores

GNSS de alta precisão). Sua aplicação para pequenas áreas se mostra inviável economicamente devido aos altos custos de operação, dentre eles pode-se citar: despesas da tripulação, combustível da aeronave, aluguel do equipamento a bordo, vagas em aeródromos dentro outros. O clima também é fator crucial neste levantamento levando à demora em realizá-lo, principalmente devido à cobertura de nuvens e à precipitação. (108)

A aerofotogrametria não tripulada (veículos aéreos não tripulados - drones) apresenta como principal característica a redução de custos operacionais e com equipamentos. Apresenta flexibilidade para realizar o levantamento em condições climáticas desfavoráveis além de realizar levantamentos fotogramétricos tradicionais, mapeamento de áreas de risco, áreas agrícolas, monitoramentos de locais de difícil acesso e monitoramento ambiental. Assim, os drones aparecem como plataformas de baixo custo no mapeamento de pequenas áreas e, até mesmo, de pequenos municípios.

A realização de medidas e obtenção de coordenadas em modelos digitais depende da orientação das fotografias captadas. Essa orientação depende de duas etapas: orientação interior – reconstrução da geometria interna da câmara no momento da captação da imagem-, e orientação exterior – determinação da posição e da rotação da câmara com relação ao referencial do objeto. Os pontos de apoio, cujas coordenadas podem ser determinadas através de levantamento geodésico utilizando receptores GNSS, são necessários para determinar a orientação exterior. (108)

Normalmente se utiliza técnicas de Geodésia, Fotogrametria e Cartografia na geração de produtos que auxiliam na modelagem de terrenos.

O levantamento pode ser dividido em duas etapas: levantamento geodésico local através da implantação de uma rede geodésica local; levantamento fotogramétrico aéreo (drone) 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 utilizados na simulação de geração de efluentes líquidos e gasosos nas áreas de disposição de RSU.

3.6.2 Análise Espacial

3.6.2.1 *Agisoft Photoscan*

As imagens captadas por aerofotogrametria tripulada e/ou não tripulada precisam ser processadas. 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. O *Agisoft PhotoScan* mostra-se como solução de modelagem 3D baseado em imagem fixas utilizando-se a plataforma não tripulada (Drone) para obtenção das imagens. (110)

Através de tecnologia de reconstrução 3D multi-imageada e operando com imagens arbitrárias, o programa mostra-se eficiente em condições controladas e não controladas. As fotos podem ser feita a partir de qualquer posição, desde que existam pelo menos duas fotografias visíveis. O alinhamento das imagens e a reconstrução digital 3D são totalmente automatizados. O procedimento de processamento é composto por quatro etapas principais. (110)

1. Alinhamento da câmera. Nesta fase o *PhotoScan* procura por pontos em comum em fotografias, relacionando-os entre si, também encontra a posição da câmera para cada foto e refina os parâmetros de calibração. Como resultado, uma nuvem de pontos esparsos e um conjunto de posições de câmera são formados. A nuvem de pontos esparsos representa os resultados de alinhamento das fotos.
2. Construção de nuvem de pontos densa. Com base nas posições estimadas da câmera e nas próprias imagens, uma nuvem densa de pontos é construída pelo *PhotoScan*. Essa nuvem de pontos densa pode ser editada.
3. Construção de malha. O *PhotoScan* reconstrói uma malha poligonal 3D que representa a superfície do objeto ou do terreno baseado na nuvem de pontos densa. Além disso, há um método para a geração de geometria com base nos pontos individuais da nuvem. Geralmente, existem dois métodos algorítmicos disponíveis no *PhotoScan* que podem ser aplicadas para a geração de malha 3D: Altura do campo - para superfícies planas; Arbitrárias - para qualquer tipo de objeto. A malha poligonal 3D pode ser editada.

4. Reconstrução da geometria (i.e. malha), que pode ser utilizada para a geração de ortofoto.

Após o mapeamento aéreo (captação de imagens) com Drones o *software* de processamento de dados unifica todas as imagens em uma única imagem georeferenciada. A imagem georeferenciada indica que cada pixel da imagem possui suas coordenadas conhecidas possibilitando a realização de medidas nesta imagem. Isto quer dizer que é atribuído coordenadas (X,Y e Z) para cada pixel na imagem, com isso cada pixel terá uma altura que é representada pela coordenada Z, tornando possível modelar o terreno.

A nuvem de pontos representa as coordenadas de todos os pixels individualmente. No Mosaico de Ortofoto não é possível mensurar a altura dos objetos, para isto, é necessário a utilização do modelo digital de superfície - MDS. Já o Modelo Digital do Terreno (MDT) é um produto derivado do MDS, ou seja, primeiro é gerado o MDS e após um processo chamado filtragem é gerado o MDT. Este processo é realizado para filtrar os objetos acima do solo como prédios, casas, árvores, carros, pessoas, etc., após a filtragem obtêm-se apenas o terreno de fato, pois, não se pode gerar as curvas de nível em cima de casas, prédios, etc. (110)

O MDT é o produto utilizado para representar os dados altimétricos (coordenada Z), ele representa a declividade do terreno e a partir dele são geradas as curvas de nível. Através destes produtos são realizados projetos de cálculo de volume, corte e aterro, movimentações de terras, área superficial etc.

Muitas aplicações requerem dados com um sistema de coordenadas definido. Definir o sistema de coordenadas antes do levantamento também proporciona um dimensionamento mais correto do modelo. O *PhotoScan* suporta a definição de um sistema de coordenadas com base em cada ponto de controle no solo (marcadores) ou através das coordenadas da câmera. Em ambos os casos, as coordenadas são especificadas no painel de controle de solo e podem ser carregadas a partir do arquivo externo ou digitadas manualmente. A configuração do sistema com base nas coordenadas da câmera é frequentemente utilizada no processamento de fotografias aéreas. A implantação de marcadores não é necessária se as coordenadas da câmera, gravadas previamente ou com o GPS habilitado, são usados para inicializar o sistema de coordenadas, no entanto servem para maior acuracidade das amarrações dos pontos.

No caso em que pontos de controle no solo são usados para configurar o sistema de coordenadas, os marcadores devem ser colocados nos locais de captação das imagens. Usando os dados de posicionamento da câmera para georeferenciamento do modelo o processo de

georeferenciamento é mais rápido, pois a colocação manual do marcador não é necessária. No entanto, as coordenadas de pontos de controle são geralmente mais precisas do que as coordenadas obtidas a partir da telemetria durante o imageamento, o que permite um georeferenciamento mais preciso. (110)

3.6.2.2 Arcgis For Desktop

O ambiente de processamento de dados morfométricos é realizado no *software ArcGIS for Desktop*. Ele opera segundo três licenças específicas: *ArcView*, *ArcEditor* e *ArcInfo*. O *ArcView* desempenha funções básicas de um sistema de informações geográficas - SIG, como o tratamento computacional de dados ambientais, sejam eles gráficos ou não, com a finalidade de produzir análises espaciais e modelagem de terreno. O *ArcView* é composto por três aplicativos, o *ArcMap*, o *ArcCatalog* e o *ArcToolbox*, os quais foram planejados para desempenharem tarefas conjuntas. O *ArcMap* possibilita a edição e visualização de mapas, dados gráficos e alfanuméricos, bem como análises espaciais e geração de layouts. O *ArcCatalog* funciona como um gerenciador geral de dados do SIG, permitindo a visualização dos arquivos. O *ArcToolBox* faz parte do pacote básico do *ArcView* e representa um conjunto de ferramentas de análise espacial, estatísticas espaciais e conversão de arquivos. Para desenvolvimento do modelo digital de elevação – MDE no *ArcView*, utiliza-se o *ArcMap*. (111)

Uma vez que o usuário está no ambiente de trabalho do *ArcMap*, o primeiro procedimento a fazer é configurar as unidades de trabalho e o sistema de projeção cartográfica mais adequado aos seus dados. O sistema de coordenadas projetadas é o mais indicado para as análises em que medições são necessárias, pois é representado em metros e não em graus. Como previamente indicado o Sistema de coordenada Projetada Universal Transversa de Mercator usando o Datum SIRGAS 2000 é o mais apropriado. (111)

A seleção dos arquivos é feita a partir dos produtos gerados pelo *software Agisoft PhotoScan* em que o arquivo que possui as curvas de nível da área pode ser utilizado. Os pontos cotados também são selecionados para desenvolvimento do modelo de elevação. O ponto cotado é projeção ortogonal de um ponto do terreno no plano da carta com a indicação

de sua altitude. Já as curvas de nível são isolinhas de altitude, ou seja, linhas que representam todos os pontos do terreno de mesma altitude.

Para determinação de volume e da área de cobertura seguindo a orientação do relevo normalmente se utiliza o modelo *Triangulated Irregular Network* – TIN (Rede Triangular Irregular), que consiste em um modelo digital criado a partir de curvas de nível e/ou pontos cotados. Nesse modelo ocorre a interpolação dos valores de altitude por meio da criação de triângulos entre uma linha e outra e se cria um modelo matemático com valores de altitude. Representa-se assim o espaço a partir de um conjunto de triângulos com tamanhos variados.

A extensão *3D Analyst* deve ser habilitada para realização dessas interpolações. As ferramentas específicas são acionadas. Utilizam-se os pontos cotados (dados altimétricos) e a massa de pontos (tipo de triangulação) para as interpolações. Cria-se assim o TIN e através da ferramenta *Polygon Volume* são calculados o volume e a área superficial. (112 , 113)

Para análise do escoamento superficial, acúmulo de fluxo e outros parâmetros morfológicos rotinas específicas devem ser realizadas dentro do programa. (114). Para geração do Modelo Digital de Terreno Hidrologicamente Consistido (MDT – HC), selecionam-se os arquivos em formato *shapefile* (pontos cotados e curvas de nível) que serão representados em camadas. As extensões específicas devem ser habilitadas (*3D Analyst* e *Spatial Analyst*) para realização dessas interpolações. A ferramenta Topo para Raster deve ser acionada.

O cálculo de declividade e a orientação de relevo podem ser realizadas através das ferramentas raster/declividade e raster/aspecto, e são utilizados como dado de entrada o MDT–HC tanto para a determinação da declividade quanto para a orientação do relevo. (114)

As análises do escoamento superficial e do acúmulo de fluxo são realizadas na superfície sintética do relevo corrigida (hidrologia/preencher), em que são calculadas as direções dos fluxos superficiais de escoamento e são inferidos os pontos de possibilidade de maior acúmulo. São realizados por meio da ferramenta do *Spatial Analyst*: hidrologia/direção de fluxo. Novamente o MDT – HC é utilizado como dado de entrada para o processamento dos dados. O cálculo é realizado para cada pixel. O acúmulo de fluxo é realizado através da ferramenta hidrologia/acumulação de fluxo, agora utilizando como dado de entrada a camada obtida de direção de fluxo. (114)

Para determinação das drenagens pelo MDT – HC os cursos de drenagem determinados pelo valor de acúmulo de escoamento superficial são utilizados, e o cálculo é procedido em cima dos maiores valores de cada célula, indicando nesses pontos no mapa a

drenagem da área. O processo pode ser realizado pela ferramenta condicional/definir nulo do *Spatial Analyst*. (114)

A rede de drenagem inferida visa identificar os trechos de drenagem, que por lógica, cada trecho normalmente se liga a outros trechos formando uma rede. Para essa análise a ferramenta hidrologia/vínculo do curso da água pode ser acionada, utilizando-se como dados de entrada o *shapefile* da camada de drenagem inferida. A ordem dos cursos de água é feita através da ferramenta hidrologia/ordem do curso da água. (114)

As determinações desses parâmetros servem de base de dados de entrada para a modelagem de geração de lixiviado e de biogás em aterros.

3.7 MODELOS DE GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ATERROS

O efluente gasoso gerado pela degradação anaeróbica de RSU, conhecido como biogás de aterro é constituído, principalmente, de metano (50 – 65% em vol.) e dióxido de carbono (30 – 40% em vol.). 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 (global warming potential - GWP) 21 vezes o potencial do dióxido de carbono que também é gerado no processo. (115)

Sem coleta e tratamento do lixiviado dos aterros, esse contribuirá para a contaminação e poluição do entorno, enquanto o metano contribuirá para as alterações climáticas a nível global por aproximadamente 80 anos a partir do encerramento das atividades. (115)

Nesse contexto, para minimizar os impactos ambientais negativos e para promover a recuperação ou a reabilitação de áreas, as quantificações desses efluentes devem ser prevista como ponto inicial de qualquer proposta.

Diversas metodologias foram desenvolvidas para estimar a produção de biogás nas áreas de disposição de resíduos, incluindo vazadouros a céu aberto, aterros controlados e aterros sanitários. Normalmente os modelos incluem diversas variáveis considerando 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 na área, entre outras. 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. (116)

Para quantificação de produção de gases em aterros são utilizados os seguintes modelos:

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 seguinte equação de primeira ordem - Equação 2: (115)

$$Q_{CH4i} = k \cdot L_o \cdot m_i \cdot e^{-kt} \quad (2)$$

Onde:

Q_{CH4i} : metano produzido no ano “i” ($m^3 CH_4 \cdot ano^{-1}$);

k: constante de geração do metano (ano^{-1});

L_o : Potencial da geração de metano ($m^3 CH_4 \cdot ton^{-1}$);

m_i : resíduos depositados no ano “i” (ton);

t: anos após o fechamento do aterro (anos).

2- Modelo LANDGEM: trata-se do programa Geração de Gases de Aterros (Landfill Gas Generation – LandGEM, sigla em inglês) da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, sigla em inglês). A equação cinética de primeira ordem é expressa a seguir – Equação 3: (117)

$$Q_{CH4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k \cdot L_o \cdot (m_i \cdot 10^{-1}) \cdot e^{-k t_{ij}} \quad (3)$$

Onde:

Q_{CH4i} : geração de metano anual no ano do cálculo ($m^3 CH_4 \cdot ano^{-1}$);

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 (ano^{-1});

L_o : Potencial da geração de metano ($m^3 CH_4 \cdot ton^{-1}$);

m_i : resíduos depositados no ano “i” (ton);

t_{ij} : idade da seção j da massa de resíduos m_i depositada no ano i (anos).

3- Metodologia de projeto do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, sigla em inglês): trata-se de uma abordagem de balanço de massa que envolve a estimativa do

carbono orgânico degradável (COD) presente nos resíduos depositados, apresentada na Equação 4: (118)

$$\text{Emissão de metano} = ((RSU_d \cdot FCM \cdot COD \cdot COD_f \cdot F \cdot 16 \cdot 12^{-1}) - R) \cdot (1 - OX) \quad (4)$$

Onde:

Emissão de metano: geração de metano anual ($\text{ton} \cdot \text{ano}^{-1}$);

RSU_d: total de resíduos gerados depositados no aterro ($\text{ton} \cdot \text{ano}^{-1}$);

FCM: fator de correção do metano (adimensional);

COD: carbono orgânico degradável ($\text{ton de C} \cdot \text{ton}^{-1}\text{RSD}$);

COD_f: fração de COD dissociada (adimensional);

F: fração de metano presente no biogás (%);

(16/12): fator de conversão de carbono em metano ($\text{ton de CH}_4 \cdot \text{ton de C}^{-1}$).

R: metano capturado ($\text{ton} \cdot \text{ano}^{-1}$);

OX: fator de oxidação (adimensional).

O cálculo da quantidade de carbono orgânico degradável (COD) pode ser obtido pela Equação 5, e é baseado na composição do lixo e na quantidade de carbono em cada componente da massa de resíduo como apresentado pelo IPCC.

$$COD = (0,40 \cdot A) + (0,17 \cdot B) + (0,15 \cdot C) + (0,30 \cdot D) \quad (5)$$

Onde:

COD: carbono orgânico degradável ($\text{ton de C} \cdot \text{ton de RSD}^{-1}$);

A: fração de papel e papelão no lixo;

B: fração de resíduos de parques e jardins no lixo;

C: fração de restos de alimentos no lixo;

D: fração de madeira no lixo.

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 6.

$$COD_f = 0,014 \cdot T + 0,28 \quad (6)$$

Onde:

COD_f: fração de COD dissociada (%);

T: temperatura na zona anaeróbia (°C).

A Tabela 9 apresenta o fator de correção do metano de acordo com as características da área de disposição e a Tabela 10 apresenta o teor de COD para cada componente.

Tabela 9 – Fator de Correção de metano para as condições do aterro.

Tipo de local	FMC – Fator de correção de metano
Aterro sanitário	1
Aterro controlado (profundidade dos resíduos \geq 5 metros)	0,8
Aterro controlado (profundidade dos resíduos $<$ 5 metros)	0,4
Valor padrão IPCC	0,6

Fonte: (118)

Tabela 10 – Teor de carbono orgânico degradável para cada componente do resíduo.

Componente	Porcentagem COD (% de resíduo úmido)
A - Papel e papelão	40
B - Resíduos de parques e jardins	17
C – Restos de alimentos	15
D – Resíduos de madeira excluindo lignina	30

Fonte: (118)

4- Metodologia de cinética de primeira ordem do IPCC: o modelo de decaimento de primeira ordem adaptado (Equação 7) pode ser usado para modelar a taxa de geração de CH_4 ao longo do tempo. (118, 119)

$$Q_{\text{CH}_4i} = \sum_x^t ((A \cdot k \cdot L_0 \cdot \text{RSU}_{d(x)} \cdot e^{-k(t-x)})) \quad (7)$$

Onde:

t: ano corrente;

x: ano inicial de disposição dos resíduos;

A = $(1 - e^{-k}) \cdot k^{-1}$, fator de normalização; Q_{CH_4i} : metano produzido no ano “i” (ton.ano⁻¹);k: constante de geração do metano (ano⁻¹); L_0 : Potencial da geração de metano (ton de CH_4 . ton de RSU^{-1}); $\text{RSU}_{d(x)}$: resíduos depositados no ano “x” (ton);

O potencial de geração de metano (L_0) a partir dos resíduos e rejeitos pode ser obtido pela Equação 8.

$$L_0 = \text{FCM} \cdot \text{COD} \cdot \text{COD}_f \cdot F \cdot (16/12) \quad (8)$$

Onde:

 L_0 : potencial de geração de metano do lixo (ton de CH_4 . ton⁻¹ de RSD);

FCM: fator de correção de metano (%)

COD: carbono orgânico degradável (ton de C . ton de RSD^{-1}); COD_f : fração de COD dissociada (adimensional);

5- Modelo matemático de decaimento usado pela USEPA e adaptado para as características do Brasil: o modelo utiliza o *software* Biogás Aterro 1.0: geração e uso energético versão 1.0., disponibilizado pela CETESB, e segue a Equação 9. (120)

$$Q_x = k \cdot R_x \cdot L_o \cdot e^{-k(x-t)} \quad (9)$$

Onde:

Q_x : vazão de metano gerado no ano x pelo R_x depositado no ano T ($m^3CH_4 \cdot ano^{-1}$);

K: constante de decaimento (ano^{-1});

R_x : fluxo de resíduos no ano x (kg)

L_o : Potencial da geração de metano ($m^3_{biogás} \cdot kg^{-1}RSD$);

T: anos de deposição do resíduo no aterro (anos);

x: ano atual (ano).

As estimativas de biogás devem ser realizadas para suportar a modelagem de geração de lixiviado, que é dependente dentre vários fatores da umidade que sai junto aos gases. A metodologia de geração de lixiviado é apresentada para que se possam analisar todos os fatores em sua formação.

3.8 MODELO DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO

Dentre os principais fatores que podem influenciar a geração de lixiviados encontram-se os fatores climáticos, os tipos de resíduos e sua umidade inicial e as condições operacionais na área. Os lixiviados são gerados quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo. (61)

Normalmente são utilizados modelos empíricos para avaliar o balanço hídrico de um aterro e estimar a geração de líquidos lixiviados e de maneira geral a tendência é que sejam consideradas as interações entre cada fenômeno (fases líquidas, sólidas e gasosas), vinculando-os a diferentes expressões matemáticas. Esses modelos tornam a modelagem mais precisa, no entanto, desenvolvem-se formulações complexas com uma quantidade de dados de entrada demasiadamente grande, o que é incompatível com a disponibilidade geralmente encontrada na realidade.

Através da equação de Thornthwaite 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. (121 , 122)

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 um região sem interferência de outros fenômenos). As séries de precipitações podem ser obtidas através de aparelhos específicos instalados em estações climatológicas. (121 , 122)

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.

Apresentar-se-á o método racional que será utilizado nessa pesquisa, e geralmente é utilizado para estimar a vazão de pico em pequenas bacias considerando a intensidade da chuva e a área da região estudada (Equação 10). (121 , 122)

$$ES = C \times i \times A \quad (10)$$

Onde:

ES = vazão do escoamento superficial ($L^3.T^{-1}$), onde T é a unidade de tempo;

C = coeficiente de escoamento superficial (adimensional);

i = intensidade da precipitação ($L.T^{-1}$);

A = área da superfície do terreno (km^2).

O escoamento superficial pode ser estimado com os dados de coeficientes apresentados na Tabela 11, em que são apresentados os coeficientes em função da declividade e das estações secas e chuvosas para aplicação do método do balanço hídrico através da Equação 10 adaptada, conforme apresentado na Equação 11: (122)

$$C = C' \cdot \alpha \quad (11)$$

Onde:

C: coeficiente de escoamento superficial (m^3);

α : coeficiente que depende da estação (adimensional);

C': coeficiente que depende do tipo de solo (adimensional).

Tabela 11 – Coeficiente de escoamento superficial para aplicação do método do balanço hídrico

Tipo de solo	Declividade %	(α)	
		Estação Seca	Estação Úmida
Arenoso	0-2	0,17	0,34
C=0,3	2-7	0,34	0,50
Argiloso	0-2	0,33	0,43
C=0,4	2-7	0,45	0,55

Fonte: (122)

As desvantagens desse método são: período de retorno da chuva como igual ao da vazão, inexistência da relação entre a duração da precipitação e o escoamento, dos 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. (122)

A evaporação e a evapotranspiração são determinantes no Balanço Hídrico Climático. A evaporação é o processo físico em que a água passa do estado líquido para vapor de água e é transferida para a atmosfera. A perda da água do solo por evaporação, combinada com a transpiração das plantas, consiste na evapotranspiração, fenômeno que une os dois processos devido à dificuldade de medi-los separadamente. 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. (121 , 122)

Dois métodos são utilizados para quantificação desses parâmetros: relações empíricas (Hargreaves e Samani, Penman e Thornthwaite) e medições *in situ* (lisímetros e tanque Classe A). (122)

Como proposta desta pesquisa será apresentada a equação de Thornthwaite que estima a Evapotranspiração Potencial com base na relação exponencial entre as temperaturas médias mensais e os índices de calor mensais médios.

A Evapotranspiração Potencial é calculada através da Equação 12. No entanto alguns outros parâmetros precisam ser obtidos antes. Os cálculos dos parâmetros são representados pelas Equações 13, 14 e 15. (121 , 122)

$$ETP = F_c \cdot 16 \cdot (10 \cdot T \cdot I^1)^a \quad (12)$$

Onde:

ETP: Evapotranspiração Potencial (30 dias de 12 horas: mm/mês);

T: Temperatura média do ar (°C);

F_c: Fator de correção em função da latitude e do mês do ano;

$$F_c = (N \cdot ND) \cdot 360^{-1} \quad (13)$$

Onde:

N: fotoperíodo para o 15° dia;

ND: número de dias dos meses;

a: coeficiente de ajuste da variação da temperatura;

$$a = 67,5 \cdot 10^{-8} \cdot I^3 - 7,71 \cdot 10^{-6} \cdot I^2 + 0,01791 \cdot I + 0,492 \quad (14)$$

I: Índice anual de calor;

$$I = \sum_{i=1}^{12} (t_i \cdot 5^{-I})^{1,514} \quad (15)$$

Onde:

t_i : temperatura do mês analisado (°C);

O cálculo da Evapotranspiração Real leva em consideração a taxa de infiltração. Nesse sentido, quando a Infiltração for maior que a Evapotranspiração Potencial, a Evapotranspiração Real é igual a potencial. Em contrapartida, quando a Infiltração for menor que Evapotranspiração Potencial, a Evapotranspiração Real torna-se umidade do solo.

As Equações 16 e 17 representam a situação descrita: (122)

$$ETR = ETP \text{ para } I - ETP > 0 \text{ e } I = P - ES \text{ e} \quad (16)$$

$$ETR = ETP + ((I - ETP) - \Delta As) \text{ para } I - ETP < 0 \quad (17)$$

Onde:

ETR: Evapotranspiração Real;

ETP: Evapotranspiração Potencial;

I: Infiltração;

ES: Escoamento Superficial;

ΔAs : Variação mensal da quantidade de água armazenada na cobertura do solo.

Considerando a umidade do solo para o grau da Evapotranspiração Real, os seguintes parâmetros devem ser calculados.

P - ETP: recarga (com potencial percolação) ou retirada potencial de água na camada de cobertura do aterro;

$\Sigma (P - ETP)$: perda potencial de água acumulada, que corresponde a soma dos valores negativos de $\Sigma (P - ETP)$;

ARM: armazenamento de água na camada de solo do aterro obtido em função de $\Sigma \text{ NEG } (I - ETP)$;

ALT: variação mensal da quantidade de água armazenada na cobertura de solo.

A capacidade de campo em função do tipo de solo deve ser determinada *in situ*. Quando não for possível, podem-se utilizar parâmetros previamente estabelecidos e desenvolvidos para cada tipo de solo. A Tabela 12 apresenta as umidades do solo segundo

cálculo de excedente hídrico para aterros sanitários propostos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). (123)

Tabela 12 – Umidade do solo (mm de água/m de profundidade de solo)

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

Fonte: (123)

Chega-se assim ao modelo de Balanço Hídrico Global adaptado, conforme indicado na Equação 18. (124 ,125)

$$\begin{aligned} \text{Água de entrada} &= \text{Água de saída} + \text{Água Retida} \\ ((P \cdot A) + U_w) & \quad (ES + ETR + R + G + L) \quad (\Delta U_w) \end{aligned} \quad (18)$$

Onde:

P . A: precipitação multiplicada pela área do aterro (m³);

U_w: umidade natural dos resíduos sólidos (m³);

ES: escoamento superficial (m³);

ETR: evapotranspiração real (m³);

R: água consumida nas reações químicas (m³);

G: vapor de água eliminado com os gases (m³);

L: água que sai como lixiviado (m³);

ΔU_w: água retida nos resíduos (m³).

3.9 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes em ecossistemas aquáticos. Os principais elementos são o fósforo e o nitrogênio e esse aumento ocorre em lagos e represas e raramente em rios. As origens desses compostos são em maior escala devido a efluentes domésticos e industriais, no entanto devido à alta concentração de nitrogênio em lixiviados, esse também se torna uma fonte local de poluição. As consequências desses aportes no meio são o crescimento excessivo das algas, o aumento de macrófitas aquáticas, o que leva a depleção do oxigênio no corpo receptor e consequentemente a mortandade de organismos, mudança da biodiversidade, redução na capacidade de transporte

e contaminação de água destinada ao abastecimento público. As condições ambientais do corpo intereferem diretamente no processo, principalmente devido à energia da massa de água, ou seja, quanto maior o fluxo maior a aeração e quanto menor o fluxo menor a aeração e a possibilidade de aumento na concentração dos nutrientes. (2)

São utilizados índices para avaliar a da qualidade da água bruta e o seu grau de eutrofização. O Índice de Qualidade da Água (IQA) utiliza parâmetros que são em sua maioria indicadores de contaminação de efluentes domésticos. O IQA apresenta desvantagens, pois não analisa substâncias tóxicas como pesticidas, metais e compostos orgânicos. O índice é composto por nove parâmetros: oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, DBO, temperatura da água, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e resíduo total. (126)

O Índice de Estado Trófico (IET) tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas. O cálculo do Índice do Estado Trófico é realizado a partir de duas variáveis: fósforo e clorofila a. O índice de transparência em reservatórios e rios não é utilizado devido à influência da turbidez. Em rios, o cálculo do IET, a partir dos valores de fósforo total, é feito pela Equação 19, e em reservatórios é feito pela Equação 20. (127)

$$IET = 10.(6-((0,42-0,36.(ln.PT)/ln2)) \quad (19)$$

Onde:

IET: Índice de estado trófico;

PT: concentração de fósforo ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

$$IET = 10.(6-(1,77-0,42.(ln.PT)/ln 2)) \quad (20)$$

Onde:

IET: Índice de estado trófico;

PT: concentração de fósforo ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Na interpretação dos resultados o IET final resultante é realizado pela média aritmética simples dos índices anuais relativos ao fósforo total e a clorofila a. Em virtude da variabilidade sazonal dos processos ambientais que têm influência sobre o grau de eutrofização de um corpo hídrico, esse processo pode apresentar variações no decorrer do ano, havendo épocas em que se desenvolve de forma mais intensa e outras em que pode ser mais limitado. Nesse sentido, a determinação do grau de eutrofização médio anual de um corpo hídrico pode não identificar, de forma explícita, as variações que ocorreram ao longo do

período anual. No caso de não haver resultados para o fósforo total ou para a clorofila a, o índice será calculado com a variável disponível e considerado equivalente ao IET, devendo, apenas, constar uma observação junto ao resultado, informando que apenas uma das variáveis foi utilizada. Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para reservatórios estão descritos na Tabela 13.

Tabela 13 – IET e equivalência com medidas de fósforo total (P_T) em reservatórios.

Nível Trófico	Fósforo total ($mg \cdot L^{-1}$)	IET
Ultraoligotrófico	$\leq 0,008$	≤ 47
Oligotrófico	$0,008 < FT \leq 0,019$	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$0,019 < FT \leq 0,052$	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$0,052 < FT \leq 0,120$	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$0,120 < FT \leq 0,233$	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$>0,233$	> 67

Fonte: Adaptado de (127).

3.10 TRATAMENTOS DE LIXIVIADOS

Diversos sistemas estão sendo analisados para melhorar a eficiência dos tratamentos de lixiviado, visando à retirada e imobilização dos constituintes orgânicos, sais e xenobióticos – compostos químicos de difícil biodegradação (possuem uma estrutura química complexa, desprovida de grupos funcionais reativos). Os compostos recalcitrantes e xenobióticos afetam o tratamento biológico devido a sua ação tóxica e/ou inibidora em microorganismos. (128)

A integração de processos utilizando diversos níveis de tratamento como preliminares, primários, secundários e terciários normalmente é utilizada para tratamento de efluentes domésticos e no caso em que os padrões de lançamento sejam muito restritivos ou as características sejam muito tóxicas ou apresentem compostos que possam ocasionar mutagenicidade, teratogenicida, carcinogenicidade e toxicidade, a integração de processos deve ser utilizada.

Nesse sentido, o levantamento dos processos de tratamento de efluentes domésticos e industriais, normalmente estruturados em operações unitárias, servirá como base para propor a nova configuração de um sistema de tratamento de lixiviado.

Devido às características variáveis do lixiviado e a complexidade na sua composição a integração dos processos em todos os níveis é a mais indicada. Os processos oxidativos avançados (POA's) para tratamento de poluentes orgânicos ao nível terciário surgem como

uma alternativa viável devido às características recalcitrantes de lixiviados antigos, pois técnicas convencionais de tratamento não podem ser utilizadas para tratar tais compostos pelas suas características de elevada estabilidade química e baixas taxas de biodegradabilidade. (129)

O lixiviado é um efluente complexo, variável em quantidade e qualidade, e dependendo do sítio de disposição de resíduos e rejeitos, pode apresentar características particulares, demandando avaliações diferentes para o tipo de tratamento a ser utilizado e a eficiência para cada caso. Os estudos sobre lixiviado apresentados na literatura indicam a relação direta entre as suas características e a idade do aterro e outros fatores descritos anteriormente, influenciando assim a escolha da tecnologia, dos níveis e da eficiência de tratamento pretendida. (130 , 131)

Portanto, a escolha entre as diversas alternativas de tratamento depende de parâmetros hidrológicos, culturais, técnico-operacionais e econômicos. A seguir são descritas algumas das tecnologias mais utilizadas relatadas na literatura para o tratamento de efluentes domésticos e industriais que podem ser adaptadas e devem ser utilizadas para o tratamento de lixiviados, além de apresentar processos específicos para esse contaminante.

Normalmente os tratamentos são divididos em tratamento preliminar, primário, secundário e tratamento terciário, por isso cada etapa a ser apresentada indicará as principais características desses tratamentos e os compostos específicos que são removidos, além de apresentar sua eficiência.

3.10.1 Tratamento Preliminar

O tratamento preliminar elimina materiais de maiores dimensões como sólidos grosseiros (pedaços de madeira, plásticos, papéis e outros) e areia, utilizando predominantemente mecanismos de tratamento mecânicos ou físicos, aplicados na etapa inicial de tratamento. São utilizadas peneiras rotativas, grades, tanques de sedimentação (desarenação) e trituradores para remoção dos constituintes desta fase. A finalidade deste nível é proteger os dispositivos de transporte (bombas e tubulações) e de tratamento (unidades subsequentes). (132) Nessa etapa, a identificação das características dos sólidos presentes no efluente é fundamental para que o dimensionamento da caixa de areia possa propiciar o

máximo de sedimentação, sendo que para isso a composição mais provável de sólidos nos efluentes deve ser avaliada. Como comparação para avaliar esse parâmetro, sabendo que ele varia conforme a origem, a Figura 7 indica a composição e a divisão normalmente encontrada para sólidos totais em efluentes domésticos.

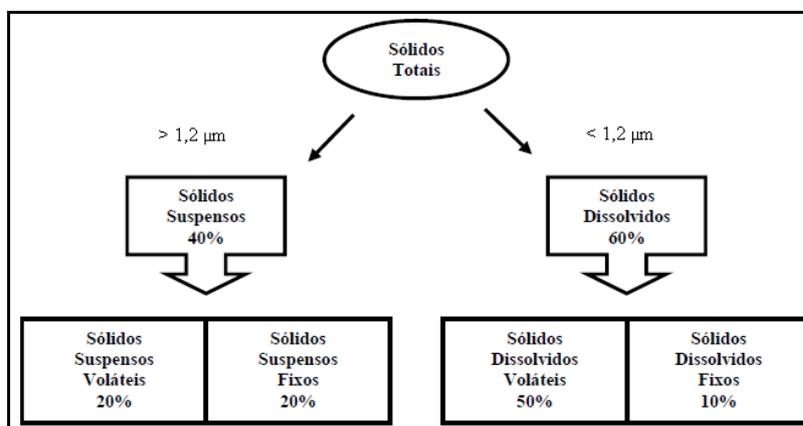


Figura 7 – Frações dos sólidos em efluentes.

Fonte: Adaptado de (132)

O teste de Sólidos Totais (ST) foi desenvolvido para quantificar a presença total de matéria que não seja água, em um despejo, seja na forma de substâncias dissolvidas, em forma coloidal ou em suspensão. Seu teor é obtido pela pesagem do resíduo da evaporação de uma amostra correspondendo a sua fase seca. Sólidos em Suspensão (SS) são todos os sólidos presentes na água residuária, exceto os solúveis e os coloidais. De um modo geral, pode ser definido como toda fração sólida que é retida em uma membrana com porosidade igual a 1 micron. A maioria das partículas suspensas é formada principalmente de microorganismos vivos ou mortos. A quantificação dos sólidos suspensos torna-se relevante, pois seus valores estão diretamente relacionados com a matéria orgânica presente no efluente.

A Figura 8 indica o fluxo no processo de tratamento preliminar e as unidades que compõem esse nível, normalmente divididas em operações unitárias, pois seus processos são individuais.

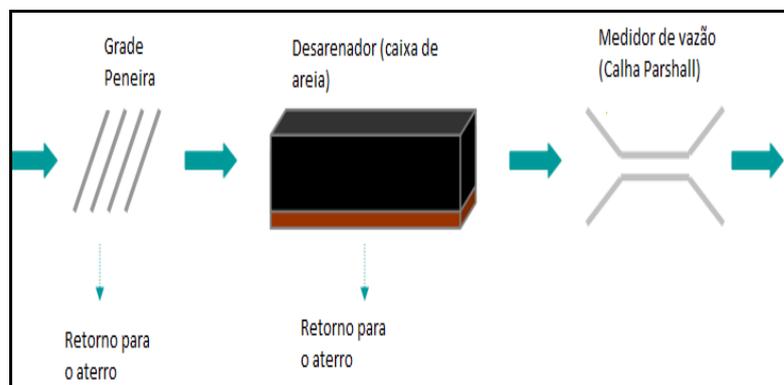


Figura 8 – Operações unitárias no tratamento preliminar.

Fonte: Adaptado de (132)

As operações unitárias no nível de tratamento preliminar são divididas em peneiramento, caixa de areia e tanque de equalização e serão discutidas a seguir. A calha Parshall é utilizada para calcular a vazão e fazer o controle quantitativo do efluente.

3.10.1.1 Gradeamento e Peneiramento

Na operação de gradeamento as grades, que podem ser observadas na Figura 9, retêm sólidos maiores que a abertura entre as barras paralelas instaladas transversalmente à direção do fluxo na direção perpendicular ou inclinada. Devido às operações diárias de soterramento de RSU no aterro, esse dispositivo é essencial para conter os materiais que são carreados tanto pela rede de drenagem quanto pelo próprio escoamento superficial. (133 , 134)

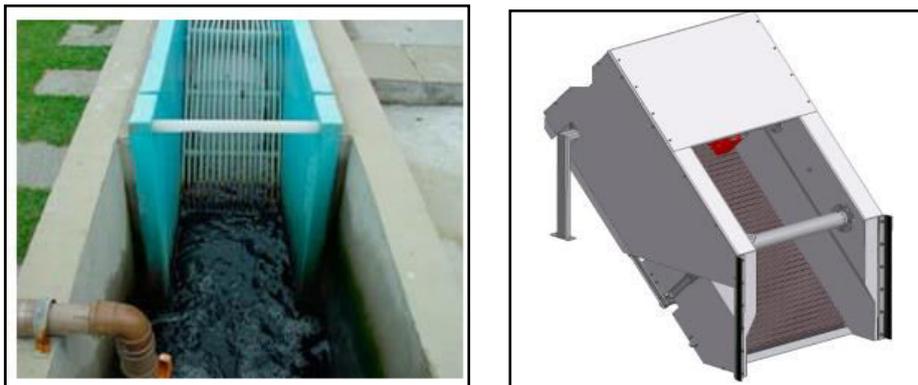


Figura 9 - Grades em uma estação de tratamento de efluentes (esquerda) e grade escalar autolimpante (direita).
Fonte: (133 , 134)

A abertura das malhas da grade varia com o objetivo de remoção dos sólidos como pedras galhos, refugo de madeiras, papéis raízes de plantas, plásticos e farrapos. Esses representam 60% - 70% do material retido em grades com abertura de 25 mm a 100 mm. O material mais fino retido contém matéria orgânica, material graxo (no caso do lixiviado de aterro, esse constituinte foi reduzido na fase ácida de estabilização do aterro), espuma e material fecal deve ser manuseado de maneira segura evitando o perigo de contaminação e os riscos de exposição. Em alguns casos podem ser utilizados os trituradores para fragmentação prévia de sólidos de grandes dimensões. Os resíduos retidos normalmente são redirecionados para aterros sanitários, mas podem ser encaminhados para reatores de decomposição (material biodegradável) ou para incineradores. As grades com maior abertura são utilizadas quando o efluente apresenta grande quantidade de sujeira. As grades médias e finas são utilizadas para a retirada de partículas que ultrapassam o gradeamento grosseiro. Quando comparadas com os

sedimentadores convencionais essas grades removem entre 5% - 25% dos sólidos suspensos enquanto os sedimentadores removem entre 40% - 60%.

Além das grades, as peneiras, que podem ser visualizadas na Figura 10, exercem a mesma função de retenção de sólidos grosseiros e são divididas em peneiras estáticas (Figura 10 à esquerda) e peneiras com tambor rotativo (Figura 10 à direita), com aberturas típicas entre 0,2 mm – 6,0 mm, podendo apresentar valores maiores. Peneiras estáticas com abertura entre 0,2 mm – 1,2 mm são projetadas para aplicação superficial de 400 L.m⁻² a 1200 L.m⁻². No peneiramento o líquido ingressa pela parte superior da peneira na câmara de distribuição e equalização e deságua através de um vertedouro, gerando condições de fluxo ideais para a separação de sólido / líquido, através da tela, facilitando sua limpeza que pode ser manual ou automática. As peneiras devem ser limpas de duas a três vezes por dia (134 , 135 , 136).

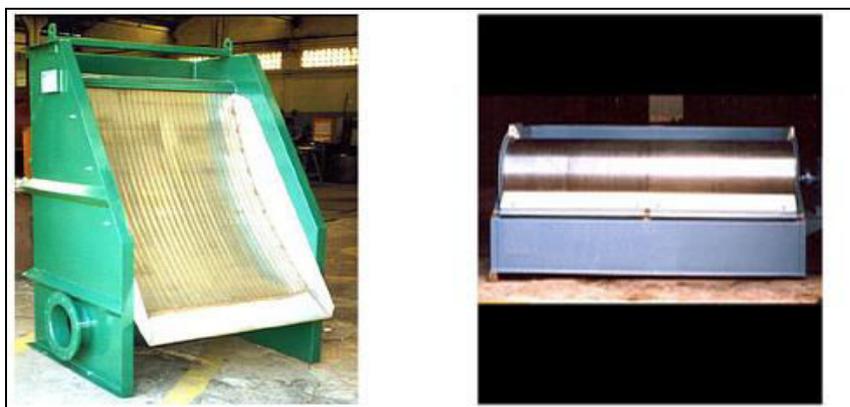


Figura 10 - Peneira estática (esquerda) e peneira rotativa (direita).

Fonte: (136)

A Tabela 14 apresenta características das grades como o tipo de grade, espaçamento e espessuras mais usuais para remoção de sólidos que podem ser utilizados para lixiviados.

Tabela 14 – Características de grades utilizadas em estações de tratamento.

Tipo de grade	Espaçamento (mm)	Espessuras mais utilizadas
Grosseira	40 (mm)	10 e 13 (mm)
	60 (mm)	10 e 13 (mm)
	80 (mm)	10 e 13 (mm)
	100 (mm)	10 e 13 (mm)
Média	20 (mm)	8 e 10 (mm)
	30 (mm)	8 e 10 (mm)
	40 (mm)	8 e 10 (mm)
Fina	10 (mm)	6, 8 e 10 (mm)
	15 (mm)	6, 8 e 10 (mm)
	20 (mm)	6, 8 e 10 (mm)

Fonte: Adaptado (134)

3.10.1.2 Desarenadores

A próxima unidade a ser implantada no sistema de tratamento é a caixa de areia em que as partículas granulares de rápida deposição, como areia, silte, cascalho, sementes e grãos oriundos de enxurradas, infiltrações e do próprio efluente, são removidas. Os sólidos totais no lixiviado de aterros de clima tropical variam entre 412 e 5000 mg.L⁻¹ de acordo com a Tabela 8, necessitando desta etapa de tratamento para remoção deste constituinte. O princípio de funcionamento é a deposição por decantação de partículas de diâmetro entre 0,1 mm e 0,4 mm mediante diminuição da velocidade de escoamento do fluxo afluente, estabelecida de forma empírica em 0,3 m.s⁻¹. Nessa velocidade os grãos de areia ficam retidos no fundo enquanto os sólidos menores e as partículas de natureza orgânica são transportadas junto com o fluxo. A remoção manual e a mecânica são utilizadas conforme a quantidade de acumulação na caixa e deve ser projetada levando-se em consideração a velocidade do efluente e o tempo de retenção. (134) A Figura 11 indica uma representação esquemática do sistema de desarenação.

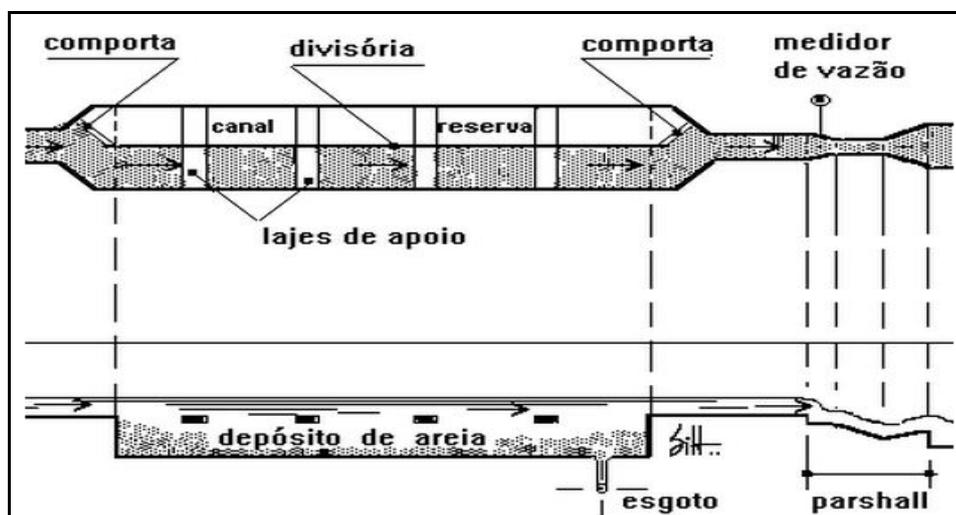


Figura 11 – Representação de Caixa de Areia.

Fonte: Adaptado (137).

Conforme o fluxo percorre o canal a própria viscosidade atuará como agente sedimentador junto com a gravidade e com os refletores que podem ser instalados. Os sólidos sedimentáveis decantarão no fundo da caixa de areia e o efluente de saída apresentará uma eficiência específica de acordo com a configuração do sistema. Essa unidade visa principalmente à diminuição dos custos quando comparados à implantação de sedimentadores, pois não necessita de energia adicional para promover o processo de sedimentação.

3.10.1.3 Tanque de Equalização

Na sequência de posicionamento de unidade de tratamento, após os desarenadores devem ser instalados os medidores de vazão para o controle e monitoramento do processo e para o controle de lançamento de efluentes. Existem diversos sistemas de medição e esses devem ser escolhidos conforme a necessidade do projeto. Como a vazão pode variar amplamente dependendo das condições hidrológicas, operacionais e da composição dos resíduos do aterro uma unidade deve ser instalada para regular a vazão e homogeneizar a concentração. Essa etapa denominada de equalização, representada na Figura 12, pode ser feita na linha do processo onde todo o fluxo passa pela unidade de equalização ou fora da linha de processo em que apenas uma vazão do fluxo acima de uma vazão pré-determinada é direcionada. Além disso, uma vez que as unidades de tratamento biológico podem estar logo após o tratamento preliminar, as cargas de choque, principalmente na concentração, devem ser evitadas de modo que as comunidades de microorganismos permaneçam em um estado ativo, o pH seja estabilizado, ocorra a diluição de substâncias inibidoras, ocorra um melhor controle de alimentação dos reagentes e a confiança no processo seja maior. (138) Nesta situação, um sistema tampão também pode ser instalado para igualar os caudais de efluentes e as concentrações de poluentes ao mesmo tempo (139).

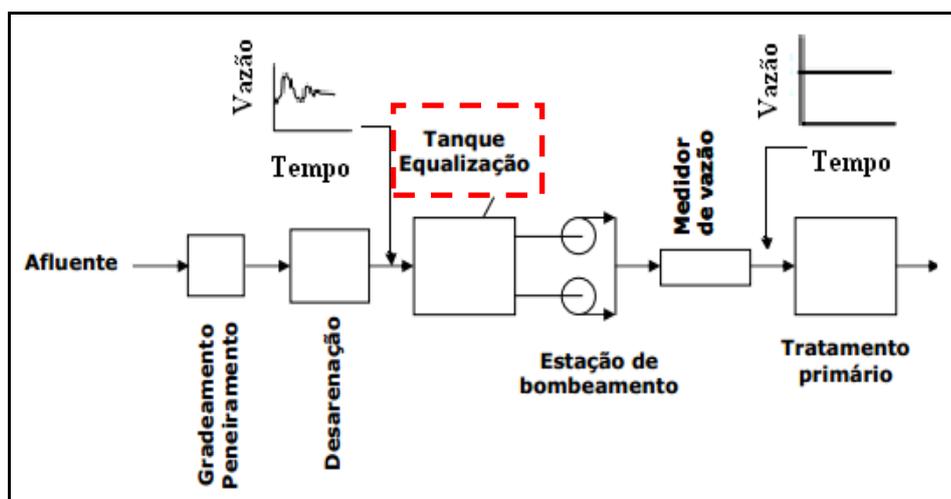


Figura 12 – Representação esquemática do posicionamento do tanque de equalização.

Fonte: Adaptado de (137)

A toxicidade no sistema de tratamento biológico resulta da diminuição da capacidade metabólica de todos os microorganismos presentes, sem estar relacionada com a diminuição da carga orgânica. Nos sistemas de tratamento biológico (tratamento secundário) os microorganismos, que formam uma biomassa ativa, se comportam de dois modos: (a)

anabolismo, que é a conversão do componente orgânico do efluente em massa de microorganismos e (b) catabolismo, que é o consumo de oxigênio para oxidação do componente orgânico e geração de energia necessária ao anabolismo, tendo como resultado o crescimento dos microorganismos e do consumo de oxigênio. (137)

Um parâmetro utilizado para controle da operação no tratamento biológico é a taxa de consumo de oxigênio (TCO), em que uma diminuição desta taxa, sem que haja diminuição da carga orgânica, pode ser indicativa da presença de componentes tóxicos ou inibidores para os microorganismos. Nesse sentido um estudo sobre a operação unitária de equalização realizada em efluentes das indústrias do Polo Petroquímico de Camaçari – Bahia -, indicou que em alguns casos houve redução temporária da eficiência do tratamento biológico devido à toxicidade do afluente no sistema, mas em nenhum momento a estabilidade operacional do sistema esteve em perigo por causa da influência do tanque de equalização. Os resultados foram analisados pela TCO nos reatores para o efluente industrial bruto (Ei) e para o efluente industrial oriundo da bacia de equalização (Ee) e os dados são apresentados nas Figuras 13 e 14. (137)

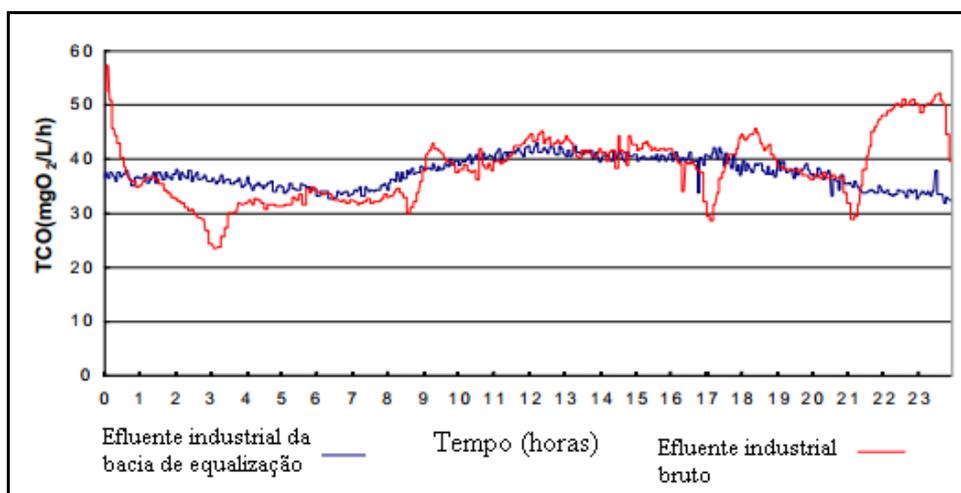


Figura 13 – Taxa de Consumo de Oxigênio no efluente equalizado e no industrial.
Fonte: Adaptado (137)

Observa-se da análise da Figura 13 que a TCO manteve-se constante para o efluente do tanque de equalização (linha azul), enquanto que para o efluente bruto (linha vermelha) a TCO variou bastante devido, principalmente, à falta de adaptabilidade dos microorganismos.

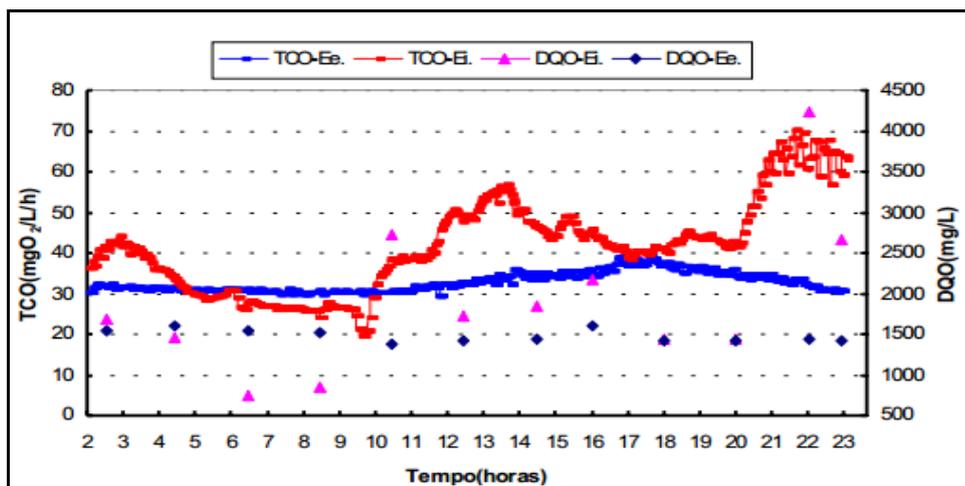


Figura 14 – Variação da TCO em função da demanda química de oxigênio (DQO).
Fonte: Adaptado de (137)

Analisando a Figura 14, nota-se que tanto a TCO quanto a DBO do efluente oriundo do tanque de equalização (cores azuis) mantiveram-se constantes, não ocorrendo com a TCO e com a DBO do efluente bruto (cor vermelha e rosa), que apresentaram valores consideravelmente maiores que o efluente equalizado.

Durante o estudo foi constatado um acidente entre os dias 16 e 22 de setembro que foram monitorados e geraram toxogramas. No dia 16 a TCO do reator que recebia o efluente industrial da bacia de equalização era de $45 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ e no dia 17 era de $40 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ caindo para $30 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ dia no dia 18, como pode ser observado na Figura 15, que apresenta a variação do TCO nos dias analisados.

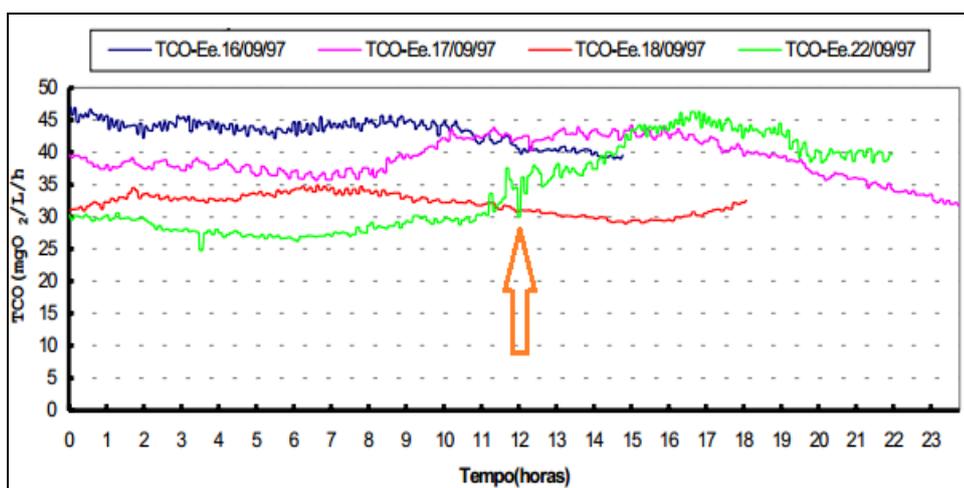


Figura 15 – Variação da TCO no 1º caso de início de toxidade no efluente industrial da bacia de equalização.
Fonte: Adaptado de (137)

Observa-se nitidamente o decaimento da TCO no efluente equalizado durante os dias 16, 17 e 18. No dia 22 ocorreu um aumento abrupto da TCO no efluente equalizado indicando que ocorreu uma modificação na carga. Neste dia foi confirmado o acidente. Observa-se o aumento através da linha verde crescente da Figura 15, principalmente a partir da 12ª hora,

indicado pela seta laranja. As variações para o efluente bruto podem ser verificadas na Figura 16.

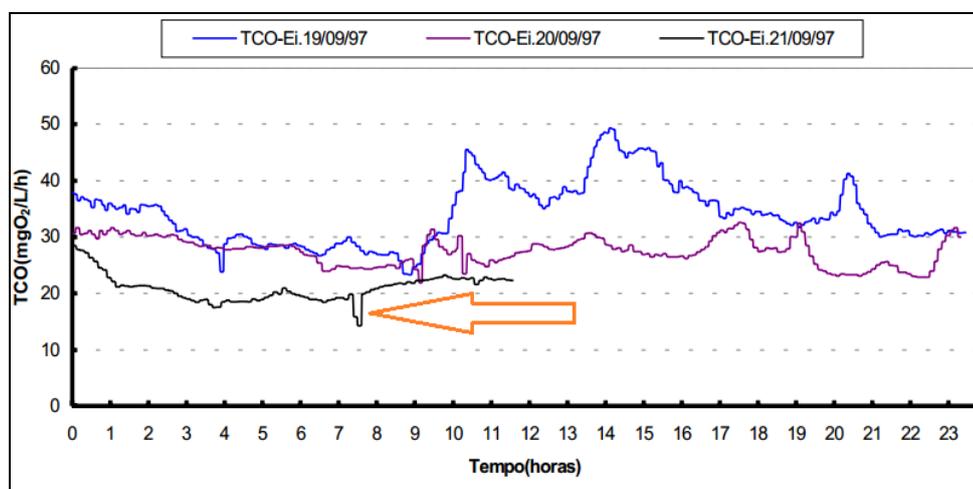


Figura 16 – Variação da TCO no 1º caso de início de toxidade no efluente industrial bruto.
Fonte: Adaptado de (137).

Analisando a Figura 16, observa-se que a TCO para efluente industrial bruto no dia 19 era normal e variou de 35 – 45 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹. No dia 20 apresentou valores atípicos de 30 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ caindo para valores menores que 20 mg O₂.L⁻¹.h⁻¹ no dia 21 acionando a situação de alerta na estação, pois o sistema de tratamento foi afetado. Observou-se a entrada de carga tóxica evidenciada pela redução drástica da taxa de consumo de oxigênio – TCO, indicada pela seta laranja na Figura 16, ou seja, a redução da atividade biológica podendo provocar o aumento da DQO no efluente tratado final. No entanto a quantidade foi insuficiente para causar instabilidade no sistema que trata o efluente equalizado mostrando sua importância como unidade unitária antes do tratamento biológico.

3.10.2 Tratamento Primário

3.10.2.1 Decantador Primário e Sedimentação

A sedimentação é uma operação unitária convencional para remoção de sólidos – líquidos e se baseia na diferença de densidade entre as fases. Os decantadores são as estruturas utilizadas e podem ter diversos formatos (retangulares, circulares) e com diferentes formas de remoção de lodo (tubulação única em tanques de pequena dimensão, raspadores mecânicos e bombas em tanques maiores). (132)

Os estudos sobre sedimentação indicam quatro processos listados no Quadro 1 para referência. (140)

Quadro 1- Processos de sedimentação

Tipo de sedimentação	Descrição	Aplicabilidade
Discreta	Ocorre em concentrações com baixo teor de sólidos em suspensão. Sem interação das partículas em que elas mantêm o mesmo tamanho, forma e densidade.	Remoção de areia.
Floculenta	As partículas colidem e aglomeram durante a sedimentação aumentando a velocidade de decantação. Ocorre em concentrações com teores médios de sólidos em suspensão.	Sedimentação de partículas no decantador primário.
Zonal	Ocorre em concentrações com altos teores de sólidos em suspensão. As partículas sedimentam como uma massa única.	Sedimentação do lodo ativado no decantador secundário e a sedimentação de flocos de hidróxidos de alumínio do processo de coagulação- floculação.
Compressão	As partículas estão presentes em concentrações muito elevadas e o peso das partículas pressionam as outras formando uma estrutura de compressão.	Ocorre no fundo dos decantadores secundários e nos espessadores de lodo.

Fonte: Elaborado a partir de (140)

Existem dois tipos de decantadores: primários e secundários. Os tanques de decantação estão entre as principais partes de uma estação de tratamento, ligados diretamente a remoção de turbidez. O funcionamento se dá com a chegada do fluxo afluente por aberturas e um anteparo (defletor) dissipa a velocidade dirigindo o fluxo para baixo. O efluente escoar com velocidade baixa e sai pela extremidade oposta (vertedouros) dando tempo suficiente para decantação das partículas e posterior remoção, sendo este resíduo denominado lodo primário bruto. Diversos estudos estão sendo desenvolvidos para aumentar a eficiência hidráulica desta etapa. (141, 142) A Figura 17 mostra os dispositivos de remoção do lodo na parte do fundo de um decantador primário circular.



Figura 17 – Decantador primário.

Fonte: (142)

Os projetos de entrada em decantadores secundários para promover a floculação (processo onde colóides saem de suspensão na forma de agregados, formando partículas maiores, ditos "flocos", em que todos os flocos estão na suspensão), evoluíram significativamente, principalmente quando os fatores de configuração são modificados de acordo com a característica do efluente. (142) Os processos de floculação são dependentes da concentração das partículas, entre outros fatores, por isso o dimensionamento deve assegurar condições ótimas para a floculação na entrada em que a concentração de sólidos é mais elevada.

O alargamento do tamanho da zona de entrada, a utilização da energia na entrada para floculação, a colisão entre correntes de fluxos e a instalação de defletores podem melhorar a remoção de sólidos em suspensão. Neste sentido alguns estudos foram comparados para identificar qual o modelo mais apropriado. A modelagem computacional dos fluxos em decantadores primários é simulada por meio da dinâmica de fluidos.

Em um estudo realizado com tanque retangular (comprimento de 2,5 metros; largura de 0,5 metros e profundidade de 0,5 metros), assumiu-se um fluido incompressível e homogêneo através de um modelo bidimensional de uma fase. Para avaliar a influência hidráulica no perfil de velocidade, na área de separação do fluxo e na energia cinética foram simuladas três diferentes posições de abertura e duas e três entradas nas aberturas, evidenciando-se efeitos marcantes do número e posicionamento das aberturas de entrada sobre o escoamento. Os resultados apresentados mostraram que as posições das aberturas de entrada afetam o padrão de fluxo no reservatório de sedimentação e o aumento da quantidade de aberturas pode reduzir a energia cinética na zona de entrada produzindo um fluxo

uniforme. As configurações analisadas neste estudo, indicadas na Figura 18 foram: (a) (b) e (c) apresentam uma entrada de fluxo em diferentes alturas; (d) apresenta duas entradas de fluxos e (e) apresenta três entradas de fluxos. (141)

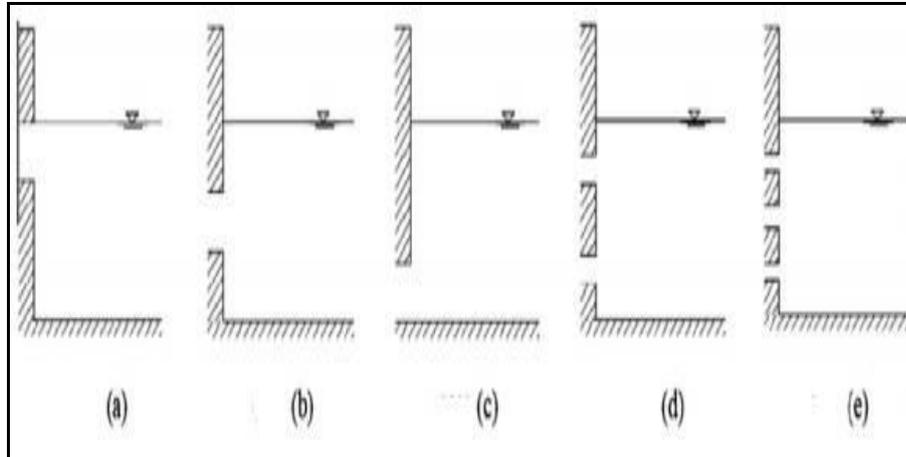


Figura 18 - Configurações de aberturas na entrada do fluxo.

Fonte: Adaptado de (141)

No estudo em questão a vazão foi de $1,75 \text{ L.s}^{-1}$, a altura da água no tanque foi de 0,34 metros. A altura da abertura em (a) (b) e (c) foi de 0,1 m, em (d) 0,05 m para as duas aberturas e em (e) foi de 0,04 m, 0,06 m, e 0,04 m para as três aberturas. A configuração com apenas uma abertura que apresentou menor zona de circulação ou zona morta (ocupam um volume considerável do tanque diminuindo a eficiência do processo de sedimentação) foi o comportamento semelhante encontrado em outros estudos. (143) Nas configurações (d) e (e) a zona de circulação (área de turbulência) - 6,85% e 4,89% respectivamente - é menor em comparação com as configurações (a) (b) e (c). No caso (b) são 11,21% (uma abertura na entrada). Para as velocidades elas devem ser baixas e uniformes, sendo que as configurações (d) e (e) apresentam os perfis de velocidades mais uniformes como indicado na Figura 19. A menor turbulência é percebida nas configurações (d) e (e), evitando assim a resuspensão dos sedimentos.

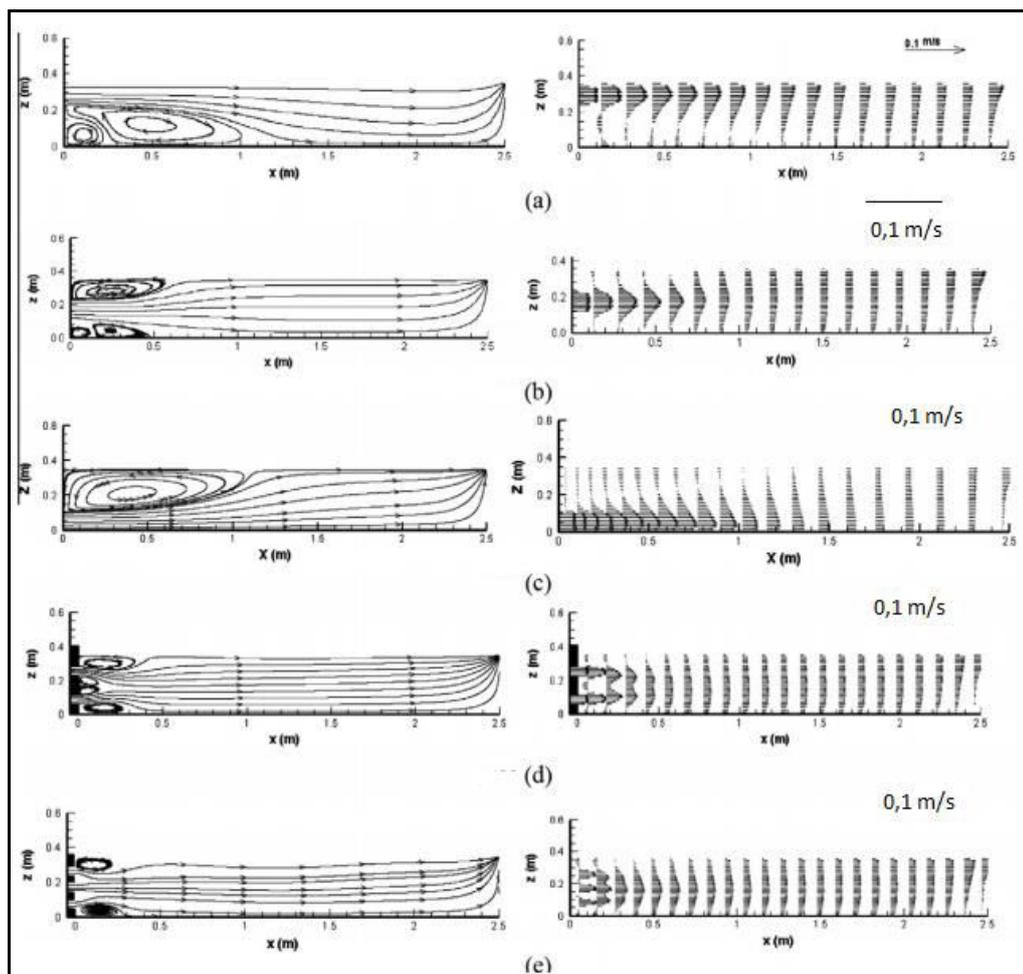


Figura 19 – Linhas de velocidade de fluxo para as configurações de aberturas.
Fonte: Adaptado de (141).

Ainda na busca pela melhor configuração de um decantador primário, alguns estudos identificaram que o aumento do número de defletores, em posições apropriadas, fornece o volume mínimo na zona de recirculação, dissipa a energia cinética, cria um campo de escoamento uniforme no tanque e, finalmente, aumenta a eficiência hidráulica de sedimentação. (144) Um modelo retangular desenhado com de 30,00 metros de comprimento, 3,00 metros de largura, 0,9 metros de profundidade, inclinação de 0,01, taxa de fluxo de água de aproximadamente 58 L.s^{-1} , seis grupos de tamanho de partículas (692, 532, 350, 204, 61, e $35 \mu\text{m}$) e densidade assumida das partículas de 1150 kg.m^{-3} e um defletor indicou o aumento da eficiência de remoção de sólidos de 81,80% para 91,1% (100% para as partículas maiores e 54,7%, 0,9%, 0,1% para as tres menores). (145)

Outro modelo esquemático de um experimento em que os campos de escoamento não são influenciados pela concentração no substrato e os efeitos de flutuação são desprezíveis, diferente dos decantadores secundários, foi proposto agora com vários números de defletores em diferentes localizações. Determinou-se por meio de simulações numéricas e

experimentais o tamanho da zona de circulação e o padrão de escoamento (perfil de velocidade e energia cinética). O estudo indicou que para uma vazão de 2 L/s a relação profundidade da água/comprimento do tanque (d/L), os melhores resultados foram obtidos com a posição de dois defletores em $d/L = 0,125$ e $0,388$ e para três defletores $d/L = 0,125$, $d/L = 0,3$ e $d/L = 0,388$. (144) A eficiência de remoção de DBO no tratamento primário encontra-se entre 35% - 40% (132).

A análise de um estudo que incluiu na simulação as emissões dos gases do efeito estufa nas estratégias de controle operacional de uma estação de tratamento de efluentes domésticos, através do balanço da qualidade de efluentes, do custo econômico e da geração e emissão de gases identificou que a alta eficiência na remoção de sólidos suspensos totais (SST = 66%) no decantador primário diminuiu a quantidade de SST na etapa de entrada de tratamento por lodo ativado, melhorando a eficiência de nitrificação global e levando a uma melhor qualidade de efluentes, no entanto a desnitrificação é prejudicada por causa da falta de matéria orgânica facilmente biodegradável. Os custos operacionais são reduzidos devido à: (1) baixa quantidade de energia necessária para aeração no lodo ativado; (2) aumento da geração de biogás, levando a elevadas taxas de recuperação energética. No entanto, a carga orgânica mais baixa que entra no reator aumenta as emissões globais de N_2O devido à baixa relação C/N do efluente oriundo do decantador primário, fato que aumenta em temperaturas mais altas.

Quando a eficiência de remoção de sólidos diminui (SST = 33%) a qualidade do efluente piora devido à sobrecarga na etapa biológica. Em relação aos custos operacionais eles aumentam quando: (1) aumento da demanda de energia na aeração da etapa aeróbica e (2) baixa recuperação de energia na etapa biológica. Em termos de emissões de gases do efeito estufa (CO_2 e N_2O), a menor remoção de SST no decantador primário leva a um aumento das emissões de CO_2 na oxidação da DBO e na decomposição da biomassa no reator e ao aumento das emissões de CO_2 devido ao aumento da demanda de energia na seção aeróbica e baixa recuperação energética no digestor anaeróbico. A Figura 20 indica as variações de qualidade de efluente, custos operacionais e geração de metano. A desnitrificação deve ser aperfeiçoada para reduzir as emissões de N_2O e uma boa eficiência do decantador primário influencia diversas etapas do sistema. (146)

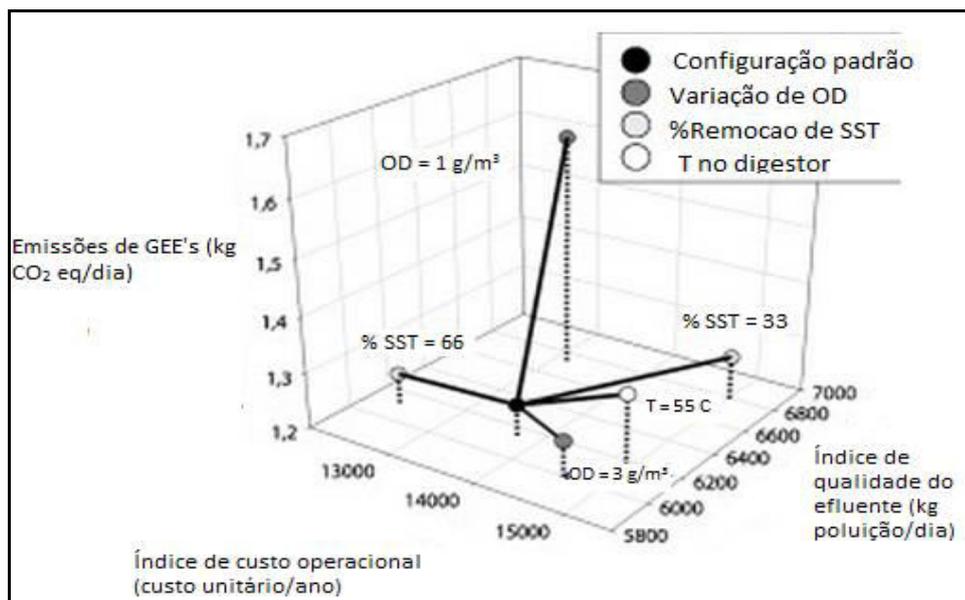


Figura 20- Representação 3 –D da qualidade do efluente, custos operacionais e emissões de GEE's durante as etapas de operação em uma estação de tratamento de efluentes.

Fonte: Adaptado de (146)

3.10.2.2 PROCESSOS DE TRATAMENTO FÍSICOS E FÍSICO-QUÍMICOS

Os métodos físicos e físico-químicos para remoção de contaminantes e parâmetros físico-químicos (*e.g.* cor, turbidez, sólidos totais suspensos, DQO, DBO, metais, nitrogênio, fósforo, substâncias húmicas) são variados e normalmente são utilizados como pré-tratamento de lixiviado de aterros estabilizados, seja para outro nível como o biológico ou outra etapa como a filtração ou a decantação. (147) Eles podem ser descritos como:

1. Coagulação – Floculação – Sedimentação: trata-se da transformação do material coloidal e suspenso em partículas maiores por agentes coagulantes, seguido de agentes floculantes que incrementam a formação de flocos para posterior remoção por filtração ou decantação. Normalmente esse método resulta em moderadas taxas de remoção, alta geração de lodo e aumento da concentração de sais devido à modificação das forças iônicas pelos coagulantes (sais) que sedimentarão após a formação dos flocos. Normalmente as partículas coloidais possuem cargas negativas que precisam ser desestabilizadas através de polímeros catiônicos ou aniônicos. (148) Sulfato de alumínio, sulfato ferroso, cloreto férrico e cloro sulfato férrico são os coagulantes mais utilizados, no entanto os sais de ferro provaram ser mais eficazes do que os de alumínio (remoção de DQO utilizando sais de ferro: até 56%;

sais de alumínio: 38%), devido ao alto peso molecular daquele, formando flocos mais densos e reduzindo o tempo de sedimentação. Além disso, a adição de floculantes em conjunto com coagulantes pode aumentar a velocidade de decantação de flocos, no entanto a geração de lodo é relativamente alta e a utilização de agentes químicos pode ser considerada um risco potencial à qualidade ambiental devido ao descarte do lodo gerado no processo, pois estes podem disponibilizar íons solúveis.

A Tabela 15 apresenta os principais agentes coagulantes e floculantes bem como a eficiência de remoção de alguns parâmetros normalmente avaliados para o tratamento de lixiviado. (149 , 150 , 151 , 152 , 153 , 154)

Tabela 15 - Tratamentos por coagulação-floculação empregados para lixiviado. continua

Localização da área de estudo.	Coagulante	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário de Thessaloniki (norte da Grécia)	$Al_2(SO_4)_3$	DBO_5	66% (0,7g/L; pH10)	Lixiviado parcialmente estabilizado. Para SST obteve-se remoção de 80% com a adição de coagulantes.
	$FeCl_3$	DQO	80% (2 g/L; pH10)	
		Cor	100% (pH10)	
	$Ca(OH)_2$	DQO	45% (7,5g/L; pH12)	
		Metais	90%	
	Fe (III) + polieletrólito - Pe (A321 - aniônico)	DQO	*>80% (1,5g/L; pH10)	
	$Ca(OH)_2$	DQO	30% (7,5 g/L; pH12)	Lixiviado novo. Relação DBO_5/DQO pode alcançar 0,83 durante a fase acidogênica e decrescer para 0,05 para aterros antigos na fase metanogênica chegando a valores inferiores a 0,05.
	$Al_2(SO_4)_3$	DQO	38% (1,5g/L; sem ajuste de pH)	
	$FeCl_3$	DQO	20% com cal (pH10) 25% sem cal	
		Cor	93%	
Fe (III) + polieletrólito - Pe (N200 - neutro; K1370 - catiônico; A321 - aniônico)	DQO	40% N200:Fe ³⁺ (0,1g:1g)		
		34% K1370:Fe ³⁺ (0,1g:1g)		
		40% N200:Fe ³⁺ (0,5g:5g)		
		54% A321:Fe ³⁺ (0,5g:5g)		

Tabela 15 - Tratamentos por coagulação-floculação empregados para lixiviado. continuação

Localização da área de estudo.	Coagulante	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro da cidade de Jeandelaincourt (Departamento de Meurthe-et-Moselle, França).	Al ₂ (SO ₄) ₃	Turbidez	87% (0,035 mol/L; pH livre; sem adição de floculante)	Lixiviado estabilizado com apreciável capacidade de incrustação (DBO ₅ /DQO = 0,05) Colóides orgânicos são favoráveis à floculação com pH entre 4 a 4,5 (sais de ferro) e entre 5 a 6 (sais de alumínio). O uso de peróxido de hidrogênio (H ₂ O ₂ = 1,94 g/L) antes da coagulação (pH 4,7) reduziu o teor de ferro do sobrenadante e o índice de incrustação evitando danos no tratamento posterior (osmose reversa)
		DQO	42% (0,035 mol/L; pH livre; sem adição de floculante)	
	Al ₂ (SO ₄) ₃ (0,035 mol/L) + polímero orgânico	DQO	35%-45% (neutro)	
			35%-45% (aniônico)	
			35%-45% (catiônico)	
		Turbidez	85%-90% (neutro)	
			90% (aniônico)	
			90% (catiônico)	
	FeCl ₃	Turbidez	94% (0,035 mol/L; pH livre; sem adição de floculante)	
		DQO	55% (0,035 mol/L; pH livre; sem adição de floculante)	
	FeCl ₃ (0,035 mol/L) + polímero orgânico	DQO	45%-55% (neutro)	
			45%-50% (aniônico)	
			40%-55% (catiônico)	
		Turbidez	95% (neutro)	
95% (aniônico)				
95% (catiônico)				
FeCl ₃ (0,035 mol/L) + polímero orgânico	DQO	95% (neutro)		
		95% (aniônico)		
		95% (catiônico)		
	Turbidez	95% (neutro)		
		95% (aniônico)		
		95% (catiônico)		
Aterro de Penang (Malásia)	Solo laterítico enriquecido (pH 2; 14 g/L)	DQO	65,7%	
		Cor	81,8%	
		Nitrogênio amoniacal	41,2%	
	Al ₂ (SO ₄) ₃ (pH 4,8; 10 g/L)	DQO	85,4%	
		Cor	96,4%	
		Nitrogênio amoniacal	47,6%	

Tabela 15 - Tratamentos por coagulação-floculação empregados para lixiviado. conclusão

Localização da área de estudo.	Coagulante	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro de Pulau Burung, localizado dentro de Reserva Florestal Byram (Malásia).	Policloreto de alumínio $Al(OH)_xCl_y$ (x entre 1.35–1.65, $y = 3-x$) pH 2,3–2,9)	DQO	56% (pH 7,5; 7.2 g/L)	Lixiviado estabilizado. Relação DBO5/DQO < 0,1. Diferentes doses e misturas de coagulantes testados.
		Cor	83% (pH 7,5; 7.2 g/L)	
		SST	84% (pH 7,5; 7.2 g/L)	
	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ (M= 666.42 g/mol, 51–59% $Al_2(SO_4)_3$, pH 2,5–4)	DQO	58% (11g/L; pH 6,5)	
		Cor	80% (11g/L; pH 6,5)	
		SST	90%(11g/L; pH 6,5)	
	Psyllium husk	DQO	17% (0,4g/L)	
		Cor	27% (0,4g/L)	
		SST	41% (0,4g/L)	
	$Al_2(SO_4)_3$ (10g/L) + Psyllium husk (0,4g/L)	DQO	63%	
		Cor	82%	
		SST	81%	
Policloreto de alumínio (7.2 g/L) + Psyllium husk (0,4g/L)	DQO	64%		
	Cor	90%		
	SST	96%		
Usina de compostagem de Esfahan (Irã)	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ (pH 6,5; 1,4g/L)	DQO	21%	Lixiviado novo. Altas concentrações de metais e sólidos totais.
		Metais (Zn, Ni, Cr, Cu, Cd)	77% - 91%	
	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$ (pH 10; 1g/L)	DQO	28%	
		Metais (Zn, Ni, Cr, Cu, Cd)	68% - 85,5%	
Laboratório - ácidos húmicos foram fornecidos por Aldrich Chemical Company (EUA).	Biofloculante (polissacarídeo produzido pela bactéria <i>Rhizomonas sp</i> ; peso molecular: 3 milhões de g/mol)	Ácido húmico sintético (50 mg/L de ácido húmico correspondem à 67 mg/L de DQO ou à 20,8 mg/L de COT.	85% (pH 7 – 7,5; 20 mg/L)	Lixiviado estabilizado. Utilização de biofloculante em pós-tratamento de lixiviado pré-tratado biologicamente. Menor geração de lodo e menores dosagens com a utilização de biofloculante.
	$Al_2(SO_4)_3$	DQO	45% (pH 5,5 – 6; 500 mg/L)	

Fonte: Elaborado a partir de (149 , 150 , 151 , 152 , 153 , 154)

Muitos estudos foram realizados, conforme demonstrado na Tabela 11, buscando-se a otimização dos processos, os quais incluem a escolha do coagulante mais apropriado, a identificação das condições experimentais ótimas e análise do efeito do pH. Sais de ferro apresentaram melhor eficiência que sais de alumínio e cal, no entanto a combinação de coagulantes ou a adição de floculantes com coagulantes pode aumentar a taxa de

sedimentação, e conseqüentemente a eficiência do processo. A utilização de biofloculantes mostrou-se promissora para remoção de ácidos húmicos.

2. Adsorção: o processo envolve transferência entre fases. É um processo pelo qual uma substância é transferida a partir da fase líquida para a superfície de um sólido e fica aderida neste por interações físicas ou químicas. Devido à grande área superficial, a estrutura microporosa e a reatividade da superfície, o pó de carvão ativado - PCA - é uma das substâncias mais atrativas para a remoção de compostos recalcitrantes de lixiviados. A adsorção de poluentes no PCA proporciona grande redução nos níveis de DQO. No entanto, as principais desvantagens são a necessidade de regeneração frequente e alto consumo do composto. (155 , 156)

A Tabela 16 apresenta os principais adsorventes utilizados e a eficiência de remoção de alguns parâmetros normalmente avaliados para o tratamento de lixiviado encontrados na literatura. (157 , 158 , 159 , 160)

Tabela 16 - Tratamentos por adsorção empregados para lixiviado. continua

Localização da área de estudo.	Adsorvente	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário de Shuangkou Town (Tianjin, China).	Carvão ativado em pó (CAP) + coagulação floculação (sulfato poliférrico; 0,3g/L)	DQO	86% (CAP: = 10g/L; tempo de contato = 90 min)	Lixiviado estabilizado. DBO ₅ /DQO = 0,05 e pH 8,6. Baixa geração de lodo utilizando sulfato poliférrico.
		Pb	97,6% (CAP: = 10g/L; tempo de contato = 90 min)	
		Fe	99,7% (CAP: = 10g/L; tempo de contato = 90 min)	
		Toxicidade.	78% (CAP: = 10g/L; tempo de contato = 90 min)	
Aterro sanitário de Shanghai Laogang (China).	Carvão ativado em pó (CAP)	Compostos químicos orgânicos hidrofóbicos	68,4% (Dose = 0,5 g/L) 88,8% (Dose = 2,0 g/L) 89,2% (Dose = 3,0 g/L)	Lixiviado estabilizado. Antes do tratamento avançado foi realizado tratamento biológico em três estágios. Os Compostos químicos orgânicos hidrofóbicos devem ser separados da matéria orgânica dissolvida para apresentarem eficiências maiores
		DQO	16,6% (Dose = 0,5 g/L) 22,3% (Dose = 2,0 g/L) 24,6% (Dose = 3,0 g/L)	
	Carvão ativado granular (CAG)	Compostos químicos orgânicos hidrofóbicos	47,1% (Dose = 0,5 g/L) 70,2% (Dose = 2,0 g/L) 73,4% (Dose = 3,0 g/L)	
		DQO	11,1% (Dose = 0,5 g/L) 18,3% (Dose = 2,0 g/L) 19,1% (Dose = 3,0 g/L)	

Tabela 16 - Tratamentos por adsorção empregados para lixiviado. conclusão

Localização da área de estudo.	Adsorvente	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário de Shanghai Laogang (China).	Célula de gordura biomimética	Compostos químicos orgânicos hidrofóbicos	66,4% (Dose = 0,5 g/L) 81,9% (Dose = 2,0 g/L) 81,1% (Dose = 3,0 g/L)	
		DQO	6,2% (Dose = 0,5 g/L) 9,2% (Dose = 2,0 g/L) 8,9% (Dose = 3,0 g/L)	
Aterro Sanitário Kulim (Kedah-Malásia).	Reator seqüencial em batelada + Carvão ativado em pó (CAP) + Aeração (0.5 L/min)	DQO	64,1%	Lixiviado estabilizado - DBO ₅ /DQO = 0,2 Grande quantidade de NH ₃ -N leva à redução da eficiência de métodos de tratamento biológico.
		Cor	71,2%	
		NH ₃ - N	81,4%	
		Sais Totais Dissolvidos	1,3%	
		Índice de volume de lodo	122,2 ml/g	
Aterro de Pulau Burung, localizado dentro de Reserva Florestal Byram (Malásia).	Zeólitas (45,94%) + Calcário (15,31%) + Carvão Ativado e casca de arroz (4,38%) + Cimento (30%)	Amônia	60% - 80% (Dose: 50-60 g/L)	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ /DQO < 0,1.
		DQO	60% - 70% (Dose: 500-600 g/L)	
	Zeólitas	Amônia	60% - 80% (Dose: 50-60 g/L)	
		DQO	20% - 30% (Dose: 500-600 g/L)	
	Carvão ativado	Amônia	20% - 25% (Dose: 50-60 g/L)	
		DQO	65% - 75% (Dose: 500-600 g/L)	

Fonte: Elaborado a partir de (157 , 158 , 159 , 160).

Comparado com outros adsorventes comerciais, o carvão ativado tem um amplo espectro de atividade de adsorção, estabilidade física, e a facilidade de produção a partir de materiais facilmente disponíveis, além de não utilizar elementos químicos durante os processos de remoção que ocorrem em sua superfície. O tratamento utilizando CAP para remoção de compostos recalcitrantes também se mostrou eficiente quando combinado com tratamentos biológicos e físico-químicos. Além disso, pesquisas recentes revelaram que a adição de carvão ativado granular - CAG - no líquido antes do tratamento com biomembranas poderia diminuir a incrustação. (161)

3. Membranas: Os processos de separação por membranas encontram-se entre as novas tendências de tratamento de efluentes complexos. Na verdade trata-se de uma variação dos processos de filtração clássica, pois estes apresentam poros muito maiores. Os processos com membranas envolvem o bombeamento do efluente através de uma membrana semipermeável que separa a água dos constituintes.

Necessita-se de uma pressão para realizar esse processo e a quantidade de energia (gradiente de pressão e gradiente de concentração) para forçar o fluxo varia com o tamanho do poro da membrana. Os tipos de membranas são divididos em dois: as membranas porosas, como a utilizada na microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e diálise e as membranas densas como osmose inversa, pervaporação e permeação de gases. Sua aplicação, no tratamento de efluentes e água, direciona-se para a dessalinização de águas, eliminação de traços de orgânicos, recuperação de íons metálicos e de proteínas e fracionamento do ar. (162)

A Figura 21 apresenta a faixa de atuação dos diferentes processos com membranas em função do tamanho das partículas.

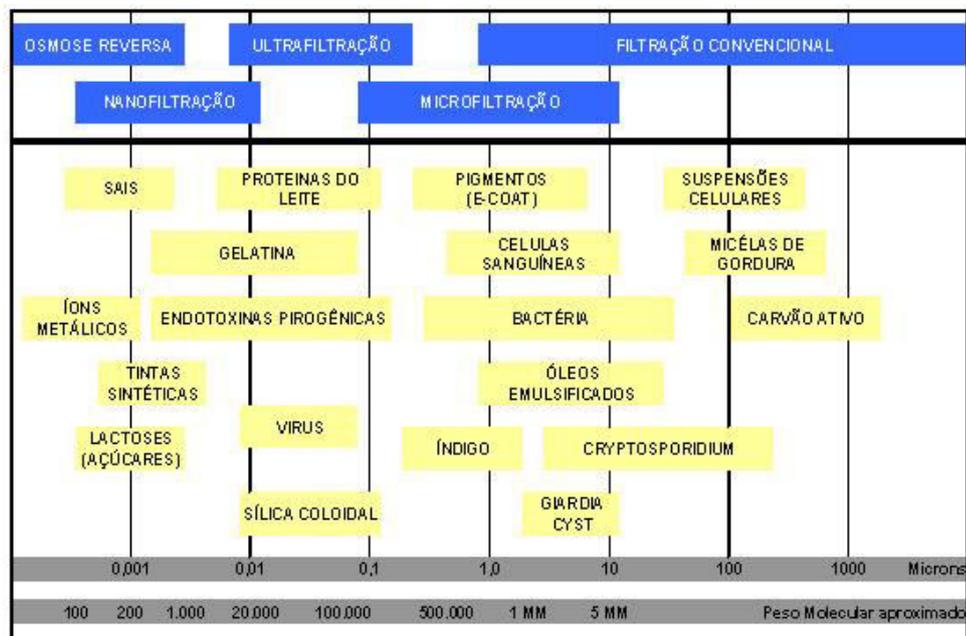


Figura 21 - Faixas de aplicação dos processos com membranas
Fonte: (163)

A Tabela 17 apresenta os tipos de membranas, a eficiência de remoção de alguns parâmetros normalmente avaliados para o tratamento de lixiviado e a integração com outros tipos de tratamento em diferentes níveis (primário, secundário e terciário) encontrados na literatura. (164 , 165 , 166 , 167)

Tabela 17 - Processo de separação por membrana (PSM). continua

Localização da área de estudo.	Tipo de membrana e sistema integrado	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário de Whytes Gully (Wollongong, Austrália).	Eletrocoagulação (eletrodos de alumínio) + nanofiltração.	Carbono orgânico total	NF 270 (0,84 nm): 90 - 93% SR2 (1,28 nm): 89 - 91%	Lixiviado novo. Para evitar incrustação nas membranas o pré-tratamento é necessário, e neste estudo a eletrocoagulação se mostrou mais eficiente para melhorar o fluxo do permeado que a coagulação clássica.
		Turbidez	NF 270 (0,84 nm): > 95% SR2 (1,28 nm): > 95%	
		Nitrogênio total	NF 270 (0,84 nm): 16,2% SR2 (1,28 nm): 8,9%	
	Coagulação clássica (Al ₂ (SO ₄) ₃ ·14H ₂ O) + nanofiltração.	Carbono orgânico total	NF 270 (0,84 nm): 90 - 93% SR2 (1,28 nm): 89 - 91%	
		Turbidez	NF 270 (0,84 nm): > 95% SR2 (1,28 nm): > 95%:	
		Nitrogênio total	NF 270 (0,84 nm): > 15% SR2 (1,28 nm): > 15%	
Aterro sanitário de Izaydas (Izmit, Turquia).	Nanofiltração – NF 270 (pressão máxima de operação = 41 bar; permeabilidade pura da água = 13,5 L/m ² h bar; peso molecular de corte = 200 -300 Daltons; Rejeição de sal: 98% MgSO ₄ ; 40 – 60% NaCl)	pH	9,4	Lixiviado estabilizado com elevada DQO (18685mg/L). DBO ₅ /DQO = 0,48 Biorreator em membrana seguido de nanofiltração e biorreator em membrana seguido de osmose reversa. As taxas de remoção são referentes aos efluentes da saída de cada membrana em relação ao efluente do biorreator.
		DQO	83,20%	
		NTK	21%	
		Condutividade	24,5 mS/cm	
		NH ₄	7,31%	
		Nitrogênio orgânico	47,60%	
	Osmose reversa RO - X20 (pressão máxima de operação = 69 bar; Rejeição de sal: 95% MgSO ₄)	Ph	9,2	
		DQO	84,75%	
		NTK	93,90%	
		Condutividade	13,4 mS/cm	
		NH ₄	93,65%	
		Nitrogênio orgânico	94,30%	
Aterro sanitário de Zhoushan, (Zhejiang, China).	Osmose reversa RE (permeabilidade do efluente: 857,1 L/m ² h bar; resistência da membrana: 0,98 m ² h bar / L)	DQO	93,21%	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ /DQO: 0,097 - 0, 106.
		NH ₃ -N	96,81%	
		Cl-	96,28%	
		SO ₄ -2	95,41%	
		Fe	98,19%	
		Cu	95,45%	
		Pb	100%	
		Cr	100%	
		Cd	100%	

Tabela 17 - Processo de separação por membrana (PSM). conclusão

Localização da área de estudo.	Tipo de membrana e sistema integrado	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário de Zhoushan, (Zhejiang, China).	Osmose reversa CPA (permeabilidade do efluente: 435,3 L/m ² h bar; resistência da membrana: 1,838 m ² h bar / L)	DQO	94,18%	O tratamento é dividido em 3 etapas: 1- Fenton (poluentes orgânicos não biodegradáveis); 2- biorreator em membrana – 0,2 µm (matéria orgânica e amônia) e 3- osmose reversa com pressão de operação entre 24 e 32 bar. Operação estável à 28 bar
		NH ₃ -N	97,33%	
		Cl ⁻	96,51%	
		SO ₄ -2	95,91%	
		Fe	98,34%	
		Cu	94,26%	
		Pb, Cr e Cd	100%	
	Osmose reversa BW (permeabilidade do efluente: 571,4 L/m ² h bar; resistência da membrana: 1,547 m ² h bar / L)	DQO	93,60%	
		NH ₃ -N	98,64%	
		Cl ⁻	95,34%	
		SO ₄ ⁻²	95,63%	
		Fe	99,17%	
		Cu	91,78%	
		Pb, Cr e Cd	100%	
Aterro sanitário de Taizhou (China)	Nanofiltração (14 bar)	Cor	93,75%	Lixiviado estabilizado. Relação DBO5/DQO: 0,14. Pós-tratamento de biorreator de membrana com carvão ativo granular seguido de nanofiltração e osmose reversa.
		DQO	52,34%	
		NH ₃ - N	17,62%	
		Rejeição de sais	15% – 20%	
	Ultrafiltração após a nanofiltração (28 bar)	DQO	96,17%	
		NH ₃ - N	89,46%	
		Rejeição de sais	95%	
	Biorreator de membrana	DQO	78%-85%	
		NH ₃ - N	90%-99%	
		Cd	54%	
		Pb	57,7%	
		Cr	16,1%	
		Cu	11,1%	
	Biorreator de membrana com pré-tratamento de carvão ativado granular	DQO	80%-90%	
		NH ₃ - N	70%-82%	
		Cd	72%	
		Pb	43,7%	
		Cr	27,2%	
Cu		75,6%		

Fonte: Elaborado a partir de (164 , 165 , 166 , 167)

A principal preocupação na utilização das membranas é a incrustação de seus poros, diminuindo assim a eficiência de remoção. O pré-tratamento se mostra vantajoso para eliminar esse problema atuando em vários constituintes de diversos tamanhos. No entanto alguns constituintes não são removidos com boa eficiência como o nitrogênio, devendo-se proceder a um tratamento posterior para aumentar a eficiência de remoção desse composto. Uma relação em torno de 9 (DQO/NTK) indica o tratamento biológico para remoção de nitrogênio adequado. (168).

A coagulação, o carvão ativado ou outro tipo de tratamento são escolhas fundamentais como pré-tratamento para a utilização de membranas. Os processos biológicos de degradação que empregam pré-tratamento físico-químico e adsorção por carvão ativado mostram-se pouco efetivos para os parâmetros atuais de lançamento, contudo a utilização de membranas vem aumentando com o intuito de atingirem os patamares de redução de contaminantes exigidos pelas legislações. Apesar dos altos custos desta tecnologia, elevado consumo de energia, entupimento dos poros do meio filtrante e a disposição do concentrado gerado sejam problemas a serem enfrentados, os estudos indicam que esta será a melhor alternativa para tratamento de lixiviado, combinado com outros processos, principalmente visando à redução de custos.

4. Eletrocoagulação: trata-se de um processo eletroquímico aplicado para remoção de matéria orgânica. O processo utiliza anodos de sacrifício liberando íons metálicos e o catodo sofre a redução, liberando íons hidroxilas através da hidrólise da água. Compostos hidróxidos metálicos são formados pela interação entre os íons metálicos e os íons hidroxilas, favorecendo a formação de flocos que podem ser separados por sedimentação ou filtração. (169) As reações podem ser resumidas nas Equações 21, a 24:

Ânodo:



Catodo:



Com a utilização de eletrodos de ferro ou alumínio (representados nas equações acima com o símbolo M), os íons $Fe_{(aq)}^{3+}$ e $Al_{(aq)}^{3+}$ produzirão hidróxidos e/ou poli-hidróxidos correspondentes, dependendo do pH do meio, e promoverão a coagulação, pois eles tem forte afinidade por partículas dispersas e íons de carga oposta.

A Tabela 18 apresenta a eficiência de remoção de alguns constituintes encontrados no lixiviado utilizando o processo de eletrocoagulação e a integração com outros tipos de tratamento em diferentes níveis encontrados na literatura. (170 , 171 , 172 , 173)

Tabela 18 – Processos eletroquímicos na remoção de constituintes de lixiviado. continua

Localização da área de estudo.	Tratamento eletroquímico	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário de Odayeri (Istambul - Turquia).	Eletrocoagulação	DQO	45% (30 min)	Lixiviado estabilizado. $DBO_5/DQO = 0,41$. Reduzida produção de sulfato e de lodo utilizando a EC.
		NH ₃ -N	14%	
	Eletrocoagulação – Fe (348 A/m ²)	DQO	33% (30 min)	
		NH ₃ -N	11%	
	Coagulação normal - Al ₂ (SO ₄) ₃ · 14H ₂ O	DQO	22%	
	Coagulação normal Fe ₂ (SO ₄) ₃	DQO	31%	
	Corrente 348 A/m ²	12,5 kWh/m ³	0,46kWh/kg DQO removida	
Corrente 631 A/m ²	39,7 kWh/m ³	1,146kWh/kg DQO removida		
Aterro sanitário de Odayeri (Istambul – Turquia).	Corrente 79 A/m ²	Cor	40,9%	Concentrado oriundo da membrana de nanofiltração. A produção de lodo aumenta com o aumento da intensidade da corrente e com o aumento nas taxas de remoção de DQO.
	Corrente 119 A/m ²	Cor	50%	
	Corrente 159 A/m ²	Cor	60%	
	Corrente 79 A/m ²	Fósforo	78,3%	
	Corrente 119 A/m ²	Fósforo	90,4%	
	Corrente 159 A/m ²	Fósforo	91,8%	
	Corrente 79 A/m ²	DQO	28,4%	
	Corrente 119 A/m ²	DQO	36,31%	
	Corrente 159 A/m ²	DQO	45%	
Aterro sanitário de Oued Smar (Algeria).	Corrente entre 125 – 500 A/m ² (distância entre os eletrodos de 2,8 cm) – Alumínio	DQO	70%	Lixiviado estabilizado. Relação $DBO_5/DQO: 0,12$. Custo de operação subiu de 0,47 US\$/m ³ para 0,54 US\$/m ³ com a utilização de eletrodos de Al e Fe respectivamente.
		Nitrogênio total	24%	
		Cor	56%	
		Turbidez	60%	
	Corrente entre 125 – 500 A/m ² (distância entre os eletrodos de 2,8 cm) – Ferro	DQO	68%	
		Nitrogênio total	15%	
		Cor	28%	
		Turbidez	16%	

Tabela 18 – Processos eletroquímicos na remoção de constituintes de lixiviado. conclusão

Localização da área de estudo.	Tratamento eletroquímico	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro municipal (Portugal)	Eletrocoagulação (3 horas com pH de 8,5 com anodo de Fe, seguida de oxidação anóxida (8 horas com corrente de 0,7 A/cm ²))	DBO ₅ /DQO	0,9	Lixiviado coletado do tanque de estabilização antes do tratamento biológico. Relação DBO ₅ /DQO inicial: 0,3
		DQO	95%	
		Cr	95 – 99%	
		Zn	95 – 99%	

Fonte: Elaborado a partir de (170 , 171 , 172 , 173).

Apesar do elevado consumo energético, o tratamento eletroquímico apresenta vantagens significativas nas taxas de remoção, menor produção de lodo quando comparado com os processos de coagulação/floculação convencionais, pois não existe adição de reagentes, e grande retenção de íons para os níveis posteriores ou para o corpo hídrico receptor. No entanto são necessárias outras etapas após a eletrocoagulação como a eletroflotação e/ou a eletrooxidação.

Em comparação com a coagulação química convencional a eletrocoagulação tem muitas vantagens, tais como equipamento simples, de fácil operação e automação e curto tempo de retenção.

O pH, o tempo de contato e a corrente elétrica influenciam diretamente o processo de tratamento de eletrocoagulação e devem ser dimensionados para atingir uma taxa de eficiência ótima de remoção. Conforme o aumento da corrente, maiores as taxas de remoção de metais, DQO e DBO₅. As concentrações de íons de ferro e alumínio durante o processo de dissolução do eletrodo aumentam devido à formação de hidróxidos, seguidas de decréscimo devido à precipitação/ decantação da matéria orgânica dissolvida ou em suspensão oriunda do lixiviado.

5. Evaporação: técnica que pode utilizar tanques abertos específicos para evaporação do lixiviado. Pode ser utilizada também quando o tratamento biológico através de lagoas é implantado, a evaporação secundária nas lagoas de tratamento acontece. Outra forma é utilizar o processo de recirculação de lixiviado, que consiste no bombeamento do lixiviado coletado e a sua reintrodução na superfície ou na subsuperfície da pilha de rejeitos expostas as condições climáticas. A destilação é considerada uma técnica de separação de misturas homogêneas que também pode ser utilizada. As vantagens da evaporação no condensado resultante são o aumento das taxas de estabilização dos constituintes orgânicos, das taxas de produção de gás metano e redução do volume de lixiviado. (174)

A tabela 19 apresenta a eficiência de remoção de alguns constituintes encontrados no lixiviado utilizando os processos de evaporação e recirculação encontrados na literatura. (175, 176 , 177)

Tabela 19 – Recirculação e evaporação para tratamento de lixiviado. continua

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Planta de Evaporação de lixiviado na Uttigen Suíça.	Evaporação	DQO	98,5%	Processo tratamento em larga escala: 20 m ³ /d
		DBO ₅	94,3%	
		NH ₃ -N	99,5%	
		Condutividade	98,8%	
Laboratório de destilação (Bavária, Alemanha).	Destilação ácida	DQO	> 95%	Ajuste de pH necessário para aumentar a eficiência.
		NH ₃ -N	> 80%	
		COT	> 80%	
Laboratório de destilação (Pittsburgh, EUA).	Destilação ácida em um estágio da amostra 1.	DQO	95%	Duas amostras de lixiviado estabilizado coletado de aterros com mais de 30 anos de idade, tratados em solução de acetato de amônia.
		NH ₃	96%	
		Condutividade	97%	
		Cl	99%	
		Ácidos orgânicos voláteis	~85%	
	Destilação ácida em um estágio da amostra 2.	DQO	97%	
		NH ₃ -N	97%	
		Condutividade	99%	
		Cl	99%	
		Ácidos orgânicos voláteis	> 99%	
Aterro sanitário em Lahti (Finlândia).	Evaporação utilizando recompressão mecânica de vapor, onde a água se evapora em uma fina camada de plástico (Pressão: 0,12 – 0,2 bar; temperatura: 50 – 60° C.).	pH	7,7	Processo tratamento em larga escala: 130 m ³ /d. Comprimento: 10,5 m. Largura: 5,0 m. Altura de 5,6 m. Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₇ /DQO inicial: 0,11.
		DQO	>86,84%	
		DBO ₇	>88,88%	
		Amônia	99,37%	
		Sólidos dissolvidos	99,51%	
		Haleto orgânicos	>93,50%	

Tabela 19 – Recirculação e evaporação para tratamento de lixiviado. conclusão

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Reatores em escala de laboratório simulando as condições de aterro sanitário (Turquia).	Reator aeróbico com recirculação de lixiviado - A1	pH	8 – 9	Concentração inicial de DQO: 40.000 mg/L. Alcalinidade de pelo menos 2000 mg/L para fase ótima metanogênica. Potencial Redox entre -100 e -300 mV para fase ótima metanogênica. Com o aumento do pH a concentração de Cl ⁻ aumenta.
		Potencial de óxido-redução	Final: 200 mV	
		ST	20 – 25 ppt	
		Condutividade	30 – 40 ms/cm	
		Cl ⁻	6100 mg/L	
		DQO	93%	
		NTK	<500 mg/L	
		NH ₃ -N	120 mg/L	
	Reator aeróbico sem recirculação de lixiviado - A2	pH	8 – 9	
		Potencial de óxido-redução	Final: 200 mV	
		Sólidos dissolvidos totais	20 – 25 ppt	
		Condutividade	30 – 40 ms/cm	
		Cl ⁻	6900 mg/L	
		DQO	87%	
		NTK	<500 mg/L	
		NH ₃ -N	200 mg/L	
	Reator anaeróbico com recirculação de lixiviado – AN1.	pH	7,2	
		Alcalinidade	< 5000 mg/L	
		Potencial de óxido-redução	-200 mV	
		Sólidos dissolvidos totais	10 – 15 ppt	
		Condutividade	15 – 20 ms/cm	
		Cl ⁻	2400 mg/L	
		DQO	82 %	
		NTK	18000 – 23000 mg/L	
		NH ₃ -N	1900 mg/L	
	Reator anaeróbico sem recirculação de lixiviado - AN2	pH	6,7	
		Alcalinidade	< 5000 mg/L	
		Potencial de óxido-redução	-200mV	
Sólidos dissolvidos totais		10 – 15 ppt		
Condutividade		15 – 20 ms/cm		
Cl ⁻		2600 mg/L		
DQO		75%		
NTK		18000 – 23000 mg/L		
NH ₃ -N		1800 mg/L		

Fonte: Elaborado a partir de (175 , 176 , 177)

O processo de evaporação ainda enfrenta dificuldades para reduzir as concentrações de sais solúveis (cloretos) no condensado. O lodo gerado retém grande parte do material sólido e dos elementos metálicos do lixiviado. A amônia, o nitrogênio e o cloro são parâmetros importantes de análise, pois são de difícil remoção e devem ser tratados através de outros processos. Compostos de baixa volatilidade são retirados facilmente, no entanto atenção deve ser dada aos subprodutos gasosos originados do processo.

A destilação se mostrou vantajosa para remoção de impurezas iônicas, cor, ácidos orgânicos voláteis, DQO e sais. A variação do pH influencia diretamente no tratamento.

A recirculação contribui fortemente para o aumento da produção de gás de aterro e para a remoção de alguns constituintes, porém a diferença entre recirculação em ambiente aeróbio e anaeróbio deve ser avaliada para o tipo de lixiviado e de aterro. A recirculação em ambientes aeróbios apresenta os maiores índices de remoção de DQO, NTK e amônia. Em ambientes anaeróbios a condutividade, os sólidos totais dissolvidos e os cloretos apresentam altas concentrações. A maior diferença entre os processos está na redução da quantidade de lixiviado. A recirculação é melhor para ambientes anaeróbios.

6. Remoção de poluente por arraste com ar (*air stripping*): o arraste com ar pode ser usado para a remoção de compostos orgânicos voláteis e de gases dissolvidos. Dependendo do equipamento (fechado ou aberto) os voláteis da fase gasosa podem ser recuperados. Trata-se de um processo de transferência de massa em que a passagem da fase líquida para a fase gasosa é acelerada através do contato forçado do efluente com o gás. No caso da remoção da amônia, presente em grandes quantidades no lixiviado, é necessário elevar o pH do meio, de modo que favoreça a transformação do íon amônio em amônia livre. (92 , 178)

A Tabela 20 apresenta a eficiência de remoção de alguns constituintes encontrados no lixiviado utilizando os processos de arraste com ar. (179 , 180 , 181 , 182)

Tabela 20 – Processo de *air stripping* para remoção de poluentes. continua

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário de Gin Drinkers' Bay (China).	Separação livre em tanques com pH > 11(24h)	DQO	42%	Lixiviado com altas concentrações de nitrogênio: > 500 mg/L Nitrogênio amoniacal: 90% do nitrogênio total
		NTK	69%	
		Nitrogênio amoniacal	74%	
	Separação com ar com pH > 11 (Aeração de 5 L/min; 24h)	DQO	48%	
		NTK	92%	
		Nitrogênio amoniacal	93%	
Aterro sanitário de Junk Bay (China).	Separação livre em tanques com pH > 11 (24h)	DQO	20%	Lixiviado com altas concentrações de nitrogênio: > 500 mg/L Nitrogênio amoniacal: 90% do nitrogênio total
		NTK	74%	
		Nitrogênio amoniacal	65%	
	Separação com ar com pH > 11 (Aeração de 5 L/min; 24h)	DQO	30%	
		NTK	93%	
		Nitrogênio amoniacal	86%	
Aterro sanitário Bandeirantes (São Paulo, Brasil).	Stripping com agitação mecânica (15 dias de operação em batelada pH = 8,1; G=340/s; T:22 – 26° C)	DQO	45,4%	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ /DQO inicial: 0,27. Redução da carga de amônia para posterior tratamento biológico, pH do efluente bruto de 8,1. NTK:2343 mg/L; NH ₃ -N: 2183 mg/L.
		DBO	65,3%	
		NH ₃ -N	60%	
	Stripping com aeração (15 dias de operação em batelada Qar= 30 L/h; pH = 8,1; T:22 – 26° C; Hcoluna líquida = 0,65 m)	DQO	53,6%	
		DBO	70,0%	
		NH ₃ -N	58,8%	
Aterro sanitário de Changshengqiao (China).	Stripping com aeração (18 horas; Qar= 15 L/min; pH ótimo < 11)	DQO	21,1%	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ /DQO inicial: 0,183. NH ₃ -N: 1000 – 1750 mg/L.
		DBO ₅	5,5%	
		NH ₃ -N	96,6%	
Aterro sanitário da cidade Diyarbakir (Turquia).	Agitação (400 rpm; ausência de fluxo de ar; tempo de contato: 1 – 6 horas)	NH ₃ -N	30%	Lixiviado novo. Relação DBO ₅ /DQO inicial: 0,4 -0,7. NH ₄ ⁺ - N: 1100 – 2150 mg/L.
	Agitação (pH = 10; 400 rpm; fluxo de ar: 2 L/min; tempo de contato: 6 horas)	NH ₃ -N	76,4%	
	Agitação (pH = 11; 400 rpm; fluxo de ar: 2 L/min; tempo de contato: 6 horas)	NH ₃ -N	90,6%	

Tabela 20 – Processo de *air stripping* para remoção de poluentes. conclusão

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário da cidade Diyarbakir (Turquia).	Agitação (pH = 12; 400 rpm; fluxo de ar: 2 L/min; tempo de contato: 6 horas)	NH ₃ -N	93,2%	
	Agitação (pH = 10; 1100 rpm; ausência de fluxo de ar; tempo de contato: 6 horas)	NH ₃ -N	66,4%	
	Agitação (pH = 11; 1100 rpm; ausência de fluxo de ar; tempo de contato: 6 horas)	NH ₃ -N	91,7%	
	Agitação (pH = 12; 1100 rpm; ausência de fluxo de ar; tempo de contato: 6 horas)	NH ₃ -N	93,3%	

Fonte: Elaborado a partir de (179 , 180 , 181 , 182).

Fatores importantes a serem considerados no desempenho do processo de air stripping são: proporção área do recipiente/volume; variação do pH (pH = 11 parece ser o ótimo); vazão de ar aplicada e condições de agitação. Entretanto, o valor do pH, certamente, é um dos fatores mais relevantes para a obtenção de elevadas eficiências de remoção. A elevação do pH do meio proporciona a conversão da forma iônica da amônia (NH₄⁺) na forma molecular (NH₃). No entanto tratamentos adicionais para remoção de DQO e nitrogênio residual são importantes para atender aos padrões de lançamento exigidos pela Resolução CONAMA 430/2011 (19), bem como o controle efetivo da liberação de amônia para a atmosfera.

3.10.3 Tratamento Secundário

O tratamento secundário de efluentes é utilizado para a remoção de matéria orgânica, e para a remoção de sólidos em suspensão. O processo é muito difundido devido à confiabilidade do processo, sua simplicidade e elevada relação custo/eficácia. Os mecanismos biológicos predominam (biodegradação) e são realizados por microorganismos que transformam a matéria orgânica em dióxido de carbono em ambientes aeróbios ou

transformam a matéria em uma mistura de gases contendo dióxido de carbono, metano e outros elementos em ambientes anaeróbios. (132)

Os processos biológicos têm demonstrado muito eficácia na remoção de matéria orgânica de lixiviados novos, principalmente quando a razão de DBO/DQO tem um valor elevado (> 0,4). Com o tempo, a maior presença de compostos refratários (principalmente ácidos húmicos e fúlvicos) tende a limitar a eficiência do processo. (178)

A eficiência de remoção do tratamento de determinado poluente pode ser calculada através da Equação 25: (132)

$$E = ((C_0 - C_e) / C_0) \times 100 \quad (25)$$

Onde:

E = eficiência de remoção de determinado contaminante;

C₀ = concentração inicial de determinado contaminante;

C_e = concentração final após tratamento.

O quadro 2 apresenta um resumo dos principais sistemas de tratamento a nível secundário.

As lagoas de estabilização são unidades que retêm os esgotos por um período de tempo suficiente para que a matéria orgânica seja estabilizada pela ação de algas e pelos microorganismos. As lagoas de estabilização podem ser: facultativas, associação entre anaeróbias e facultativas; aeradas seguidas de facultativas; aerada de mistura completa seguidas de lagoa de decantação, e ainda, lagoa de maturação. A associação dos vários modelos é muito vantajosa e altamente eficiente em termos de redução de carga orgânica poluente. (183)

Quadro 2 - Descrição resumida dos principais sistemas de tratamento secundários mais frequentes no Brasil. continua

LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	
Lagoas facultativas	A DBO solúvel é estabilizada aerobiamente por bactérias dispersas no meio. A DBO suspensa sedimenta e é estabilizada anaerobicamente por bactérias no fundo da lagoa. O O ₂ necessário para as bactérias aeróbias é fornecido pelas algas (fotossíntese). É possível distinguir zonas de anaerobiose, aerobiose e facultativa, ou seja, zonas em que a decomposição da matéria orgânica ocorre preferencialmente em presença do oxigênio, zonas com ausência de oxigênio, na qual a estabilização depende de sulfatos, nitratos ou CO ₂ e ainda, a situação cujo processo pode ocorrer nas duas condições anteriores.
Lagoas anaeróbias	Apresenta dimensões superficiais menores e maior profundidade que as demais, ocorrendo os processos de sedimentação e digestão anaeróbia, na ausência de O ₂ no fundo da lagoa. Pode ser necessária a instalação de lagoas facultativas devido à eficiência do tratamento ser baixa.

Quadro 2 - Descrição resumida dos principais sistemas de tratamento secundários mais frequentes no Brasil. continuação

LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	
Lagoa aerada	Os mecanismos de remoção de DBO são similares ao de uma lagoa facultativa, no entanto o O ₂ é fornecido mecanicamente. Pode ser aerada de mistura completa (sólidos permanecem dispersos no meio favorecendo o aumento da concentração de bactérias e aumentando a eficiência no tratamento, necessitando de uma lagoa de decantação a jusante para remoção da biomassa) ou aerada facultativa em que grande parte dos sólidos sedimenta, sendo decomposta anaerobicamente no fundo.
Lagoas de maturação e sedimentação.	Lagoas de menor profundidade, onde a penetração da radiação solar ultravioleta e as condições ambientais desfavoráveis eliminam eficientemente os patogênicos. Melhoraram a qualidade dos efluentes de outros processos. A remoção de DBO é pequena. As lagoas de sedimentação funcionam como um decantador onde não existe remoção contínua do lodo sedimentado e retêm os sólidos, promovendo a sua estabilização anaeróbia no fundo.
LODOS ATIVADOS	
Lodo ativado convencional	O tratamento é aeróbio com aeração que garante o suprimento de O ₂ e a mistura da massa líquida em um tanque denominado reator. A matéria orgânica é removida por bactérias que crescem dispersas no tanque. A biomassa (bactérias) sedimenta em um decantador final (secundário), permitindo que a efluente saia para a próxima etapa de tratamento e o lodo volte, por bombeamento, ao tanque de aeração, aumentando a eficiência do sistema.
Lodo ativado por aeração prolongada	Similar ao convencional, com a diferença que a biomassa permanece mais tempo no sistema (tanques de aeração maiores). Com menos DBO disponível as bactérias utilizam o próprio material celular para sua manutenção levando a estabilização do lodo.
Lodo ativado de fluxo intermitente	No mesmo tanque ocorrem, em fases diferentes, as etapas de reação (aeradores ligados) e sedimentação (aeradores desligados). Não há decantadores secundários.
SISTEMAS AERÓBIOS COM BIOFILMES	
Filtro de baixa carga	O efluente é aplicado na superfície de um meio suporte no interior do tanque e a DBO é estabilizada pelas bactérias que crescem aderidas a esse meio. No sistema de baixa carga há pouca disponibilidade de DBO para as bactérias, levando a sua autodigestão e a estabilização do efluente. Necessita de decantação a jusante do sistema.
Filtro de alta carga	Similar ao anterior, no entanto a carga de DBO é maior e precisa de posterior estabilização. O efluente do decantador é recirculado para garantir uma carga hidráulica homogênea.
Biodisco	Não são filtros, mas apresentam a similaridade de que a biomassa cresce aderida ao meio suporte (discos rotativos expondo a superfície ao líquido e ao ar intercaladamente)
SISTEMAS ANAEROBIOS	
Reator anaeróbio de manta de lodo	O fluxo do líquido é ascendente e a parte superior do reator é dividida em zonas de sedimentação (saída do efluente clarificado e retorno da biomassa) e coleta de gás (metano). A DBO é estabilizada anaerobicamente por bactérias dispersas no meio gerando baixa produção de lodo, dispensando decantação primária.
Filtro anaeróbio	O líquido escoar através de um leito preenchido com material inerte grosseiro como pedras, ripas ou material plástico. As bactérias existentes no esgoto aderem-se ao material de enchimento, formando uma película fixa estabilizando anaerobicamente a DBO gerando pouco lodo. O tanque opera submerso e o fluxo é ascendente.

Quadro 2 - Descrição resumida dos principais sistemas de tratamento secundários mais frequentes no Brasil. conclusão

DISPOSIÇÃO NO SOLO	
Infiltração lenta	O efluente é aplicado no solo a taxas bem pequenas, sendo que parte dele evapora, parte percola e a maior parte são absorvidas pelas plantas. Os métodos de aplicação são aspersão, alagamento e da crista e vala.
Infiltração rápida	O efluente é disposto intermitentemente em bacias rasas com fundo poroso, percolando pelo solo.
Escoamento superficial	O efluente é lançado na parte alta do solo percorre toda a extensão do terreno, criando condições para o desenvolvimento de uma microfauna que promove a remoção da matéria orgânica e a retenção dos sólidos em suspensão. Durante a percolação, uma parte evapora-se e a outra, infiltra-se no solo e o restante é coletado em canais situados na parte inferior do terreno.

Fonte: Adaptado de (132 , 183).

A Tabela 21 apresenta a eficiência de remoção de alguns constituintes encontrados no lixiviado utilizando os processos biológicos de tratamento. (184 , 185 , 186 , 187 , 188 , 189 , 190)

Tabela 21 – Processos biológicos para remoção de carga poluidora. continua

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário de Hempsted (maio de 1996, Inglaterra).	Reator sequencial em batelada 1	DQO	15,28%	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ /DQO: 0,21
		DBO	64%	
		Nitrogênio amoniacal	99,52%	
		Cloretos	Aumentou 60,3%	
		Ferro	78,65%	
		Zinco	Aumentou 40%	
	Reator sequencial em batelada 2	DQO	0%	
		DBO	62%	
		Nitrogênio amoniacal	>99,2%	
		Cloretos	Aumentou 72%	
		Ferro	70,22%	
		Zinco	Aumentou 100%	
Aterro sanitário de Trecatti (Merthyr Tydfil, Inglaterra).	Reator sequencial em batelada	DQO	70,1%	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ /DQO: 0,21
		DBO	98,57%	
		Nitrogênio amoniacal	99,9%	
		Cloretos	7,38%	
		Ferro	>94,2%	
		COT	61,53%	
		Alcalinidade	86,60%	
		Condutividade	19,63%	
		Sódio	18,93%	
		Magnésio	6,31%	
		Potássio	19,18%	
		Cálcio	Aumentou 5,2%	
Zinco	77,35%			

Tabela 21 – Processos biológicos para remoção de carga poluidora. continuação

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário de Bell House (Inglaterra)	Lagoa aerada 1 (4 – 6 h por dia)	DQO	64,36%	Tempo total de detenção hidráulica nas 4 lagoas de 56 dias. A média de remoção de DQO foi de 75% com TRH variando entre 11-254 dias. >80% da carga de N foi removida e a volatilização da amônia foi importante no processo. No entanto 2 lagoas são necessárias para atingir essas metas.
		Nitrogênio amoniacal	80,82%	
	Lagoa aerada 1+2 (4 – 6 h por dia)	DQO	70,68%	
		Nitrogênio amoniacal	97,35%	
	Lagoa aerada 1+2+3 (4 – 6 h por dia)	DQO	71,72%	
		Nitrogênio amoniacal	99,58	
Lagoa aerada 1+2+3+4 (4 – 6 h por dia)	DQO	75,51%		
	Nitrogênio amoniacal	99,03%		
Aterro sanitário de Kimpo (Coréia).	Lodo ativado (72 horas de tempo de retenção hidráulica)	COD	71,35%	Lixiviado biodegradável. Relação DBO ₅ /DQO: 1,3
		DBO	97,81%	
		DQO	69,32%	
		ST	5,36%	
		SV	41,08%	
Aterro Sanitário de Loma Los Colorados (Chile).	Reator aeróbio: Lodo ativado (Relação DBO:N:P = 100:5:1; TRH: 10 dias)	DBO ₅	98% (carga aplicada de 0,24 kg DBO ₅ /m ³)	Lixiviado pré-tratado em lagoa anaeróbica (TRH: 45 dias) redirecionado para posterior tratamento aeróbio.
		NH ₄ -N	99% (0,15 kg NH ₄ -N/m ³ dia)	
Aterro sanitário de Etueffon (França).	Lagoas aeróbias. Medições de concentração na superfície e no fundo da lagoa. Fluxo de entrada: 59,4 m ³ /dia	Zn	17,61%	Lixiviado estabilizado. Três lagoas aeróbias com vegetação: <i>Typha latifolia</i> L; <i>Phragmites australis</i> .
		Cu	87,91%	
Aterro sanitário (Austrália).	Tratamento biológico anaeróbio TRH: 86 dias	DBO	96,8%	Lixiviado biodegradável. Relação DBO ₅ /COT: 0,785
		COT	53%	
		Fe _{total}	>99,95%	
		P _{total}	>97%	
		NTK	2,2%	
	Tratamento aeróbio TRH: 35 dias	DBO	86%	
		COT	51,3%	
		Fe _{total}	>99,5%	
		P _{total}	>97%	
	Processo combinado	NTK	65%	
		DBO	99,5%	
		COT	77%	
Fe _{total}		>99,5%		
	P _{total}	>97%		
	NTK	66%		

Tabela 21 – Processos biológicos para remoção de carga poluidora. conclusão

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência de remoção	Observações
Aterro sanitário de Kiertokapula (Finlândia)	Nitrificação (ph = 8,5). Filtro com fluxo ascendente inoculado com lodo ativado (meio filtrante de tijolo triturado e partículas de 16 – 32mm)	NH ₄ -N	90% (TRH < 3 semanas)	Lixiviado estabilizado. Relação DQO/DBO ₇ : 0,003. Processo de nitrificação seguido por desnitrificação na massa de resíduos.

Fonte: Elaborado a partir de (184 , 185 , 186 , 187 , 188 , 189 , 190)

O tratamento biológico aeróbio de efluentes mostra a vantagem de elevada remoção de DBO. Existe a possibilidade de remoção de ferro e presumidamente outros metais por oxidação aeróbica.

O tratamento anaeróbico pode ser usado para remoção de DBO, no entanto devido à baixa eficiência do processo, a recirculação da biomassa (sólidos sedimentados juntamente com microorganismos ativos) para o reator pode acelerar o processo.

Os estudos indicaram que a remoção de DQO é afetada pelo aumento da concentração de amônia que. A inibição de microrganismo também é afetada pelo aumento da concentração deste composto sendo necessária sua remoção por *air stripping* ou por precipitação química antes do processo biológico. (191)

Os processos biológicos são influenciados diretamente pelo dimensionamento e pela forma de operação. Os contaminantes persistentes e de difícil biodegradação e a matéria carbonácea residual do processo devem ser tratados em outras etapas para que se atinjam os padrões necessários de lançamento.

3.10.4 Conclusões Sobre os Tratamentos Convencionais

Durantes anos os tratamentos biológicos convencionais e os métodos físico-químicos foram considerados as tecnologias mais apropriadas para o gerenciamento de efluentes e de lixiviados.

O tratamento biológico se aplica a lixiviados novos, que apresentam elevada biodegradabilidade e alto desempenho para remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e metais caso utilizado os processos físico-químicos. Para o tratamento de lixiviado estabilizado

(menos biodegradável) tratamentos físico-químicos são vantajosos para aumentar a biodegradabilidade (degradação de componentes recalcitrantes, principalmente matéria húmica) do efluente para posterior tratamento biológico.

Os processos integrados (químico-físico-biológicos), independentes da ordem, reduzem a intensidade dos processos individuais, contribuindo para o aumento da eficiência de remoção do sistema como um todo.

Apesar dos processos serem de baixo custo e apresentarem níveis satisfatórios de remoção de determinados constituintes, o aumento dos padrões de qualidade para lançamento de efluentes na maioria dos países mostra que essas tecnologias não estão conseguindo atender os objetivos de redução.

Para atender esta demanda, novas alternativas de tratamento foram desenvolvidas, sendo o processo utilizando membranas uma alternativa viável para alcançar a qualidade regulamentada em vários países. Neste contexto também surgem os processos oxidativos avançados para aumentar a biodegradabilidade do efluente ou para melhorar suas características para lançamento em corpos hídricos, solo ou outra forma de disposição.

3.10.5 Tratamento Terciário

O tratamento terciário visa à remoção de poluentes específicos ou a eliminação complementar de compostos que não foram removidos em outras etapas. (132)

O tratamento terciário é caracterizado por uma unidade de polimento em que na etapa anterior foram adicionados produtos químicos depois do decantador secundário. Unidades de sedimentação, flotação por ar dissolvido, filtração, processos físico-químicos (cloração, processos oxidativos avançados) e *air stripping* podem ser utilizadas para o polimento final do efluente. (132)

Deter-se-á neste item a análise dos processos oxidativos avançados visando principalmente ao aumento da biodegradabilidade do lixiviado (degradação de ácidos húmicos e fúlvicos, espécies xenobióticas, pesticidas e moléculas de alto peso molecular) para posterior tratamento. O objetivo desta etapa do tratamento é a redução de matéria orgânica, incluindo compostos recalcitrantes, através da ação da hidroxila radical, gerada através de diversos processos como Fenton, foto-Fenton (ambos utilizando Fe e H₂O₂), O₃/UV e

fotocatálise heterogênea utilizando o TiO_2 , ultrassom ou feixe de elétrons, catálise (Fe^{+2} , Fe^{+3} , Fe^0) e são considerados os mais efetivos para tratamento de lixiviado. (192,193)

3.10.5.1 Processos Oxidativos Avançados - POAs

Levando-se em consideração a presença de substâncias de alta toxicidade e difícil biodegradabilidade no lixiviado, destruir o poluente é mais importante do que simplesmente transferi-lo de fase como acontece nos processos convencionais. Os POAs, por apresentarem um alto potencial de oxidação (0,54 V – 3,03 V), conseguem atingir esse objetivo. (194)

Nos sistemas homogêneos, não existe a catalisador na forma sólida, mas podem estar na forma solubilizada, e a degradação do poluente orgânico é realizada através de dois mecanismos: fotólise direta com ultravioleta e geração de radical hidroxila. Os sistemas heterogêneos se diferenciam dos homogêneos devido à presença dos catalisadores condutores, semi-condutores e não condutores, substâncias que aumentam a velocidade da reação para atingir o equilíbrio químico. As reações feitas na presença de tais substâncias são chamadas reações catalíticas. (194)

Entre os catalisadores, o mais empregado é o dióxido de titânio (TiO_2), em que as suas propriedades elétricas, magnéticas e eletromagnéticas estão sendo muito estudadas, com diversas aplicações tecnológicas. Com exemplo de aplicabilidade, cita-se redução de metais, degradação de cianotoxinas, na inativação de bactérias e até mesmo na redução de trialometanos. (194)

As principais vantagens destas formas de tratamento de lixiviado são a eficiência na degradação de compostos orgânicos tóxicos e persistentes e os altos índices de mineralização.

Utilizados efetivamente como tecnologia para aumentar a biodegradabilidade de lixiviados estabilizados, sua versatilidade é comprovada pelo fato de existirem diferentes caminhos para produzirem radicais hidroxilas. Essas tecnologias são mais atrativas com a utilização de energia solar renovável, como fonte de radiação UV e radiação no espectro do visível.

A mineralização ocorre após a fotodegradação catalítica em que a quantidade de alguns íons inorgânicos e outros compostos desaparece juntamente com a cor. O decaimento da concentração de carbono orgânico total (COT) também é um indicativo da mineralização.

Turbidez e condutividade são avaliadas para medir o índice de degradação e mineralização dos constituintes presentes no lixiviado, devido ao aumento de íons, sais dissolvidos e ionizados ocasionados pela quebra dos compostos.

A Tabela 22 apresenta a eficiência de remoção de alguns constituintes encontrados no lixiviado utilizando os processos oxidativos avançados e algumas derivações através da integração com outros processos encontrados na literatura. (195 , 196 , 197 , 198 , 199 , 200)

Tabela 22 – Processos oxidativos avançados para tratamento de lixiviado. continua

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência	Observações
Aterro sanitário de Planalto Ribeirão (Portugal)	Reação Foto-Fenton (utilização do ferro presente no lixiviado). Dose ótima de energia: 100 kJUV/L (10.5 h com irradiação de 30 W/m ²) com consumo de 180 mM H ₂ O ₂	Mineralização do lixiviado (COD _{final})	40% (dose ótima para alcançar a biodegradabilidade) 60% final	Lixiviado estabilizado coletado após tratamento em lagoa aerada. Relação DBO ₅ /DQO: 0,16 – 0,18. A diminuição do pH (2,8) levou a concentração de ferro aumentar de 3,4 mg/L para 42,5 mg/L. Após tratamento a taxa de biodegradabilidade aumento de 0,16 para 0,37. Necessita ajuste de pH e pós-tratamento.
		Polifenóis	82% (dose ótima para alcançar a biodegradabilidade)	
		Compostos aromáticos	83% (dose ótima para alcançar a biodegradabilidade) 90% (165 kJUV/L; 275 mM H ₂ O ₂) 5 dias claros e ensolarados.	
Central de Tratamento de Resíduos de Belo Horizonte, MG. (Brasil)	Fenton : 1,7 H ₂ O ₂ /g DQO lixiviado bruto; FeSO ₄ ·7H ₂ O: H ₂ O ₂ = 1:5,3; pH = 3,8	DQO	63%	Lixiviado coletado do tanque de equalização oriundo de células de 9 anos. A relação DBO ₅ /DQO foi de 0,03 para 0,17. Tratamento posterior com membrana foi realizado para atender aos parâmetros legais (microfiltração e nanofiltração).
		Cor	76%	
		Carbono total	84,52%	
		Carbono inorgânico	98,46%	
		COT	69,52%	
		pH	7,13 após ajuste.	
		NTK	6,44%	
		N- NH ₃	5,64%	
		Cloretos	4,59%	
		Alcalinidade	94,13%	
P _{total}	51,85%			
Aterro em Wuhan (China). Reator de fluxo contínuo	Oxidação eletroquímica	DQO	13 %	Lixiviado estabilizado: pH = 8,03; DQO = 2720 mg/L; Nitrogênio amoniacal = 2850 mg/L.
	Oxidação eletroquímica + Fenton	DQO	58%	
	Fenton	DQO	40%	

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência	Observações	
Área de Disposição de resíduos na cidade de Sivas (Turquia).	Foto-eleto-Fenton. pH = 3; corrente de 2,5 A; (H ₂ O ₂) = 3000 mg/L; UV = 1,4 W/cm ² .	DQO	94%	Lixiviado novo. Relação DBO ₅ /DQO: 0,39	
		Cor	97%		
		Fosfato (P- PO ₄)	96%		
		UV/H ₂ O ₂ . pH _{inicial} = 3; (H ₂ O ₂) _{inicial} = 2000 mg/L; UV = 1,4 W/cm ² .	DQO		≈ 60% (46 min)
		Cor	≈ 44% (46 min)		
		Eletro-coagulação. pH _{inicial} = 3; corrente de 2,0 A.	DQO		≈ 28% (46 min)
			Cor		≈ 84% (46 min)
		Eletro-Fenton. pH _{inicial} = 3; (H ₂ O ₂) _{inicial} = 2000 mg/L; Intensidade UV = 1,4 W/cm ²	DQO		≈ 68% (20 min)
Cor	≈ 92% (30 min)				
Aterro sanitário (norte de Portugal)	Tratamento convencional com Fenton (Tempo de reação: 120 min; H ₂ O ₂ /Fe ⁺² = 3; Fe ⁺² = 4 mmol/L; pH = 3)	DQO	46%	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ / DQO inicial: 0,01. Maior parte da remoção de compostos orgânicos ocorreu nos primeiros 40 minutos. Para 2 horas de tratamento o resultado foi semelhante. Os resultados indicaram que os compostos recalcitrantes foram convertidos em substâncias de menor peso molecular que podem ser facilmente biodegradáveis (DBO ₅ / DQO = 0,4).	
		COT	42%		
		Compostos recalcitrantes (UV ₂₅₄).	62%		
		N - NH ₄ ⁺	Remoção inexpressiva.		
		N - NO ₃ ⁻	Remoção inexpressiva.		
		DBO ₅ (120 min)	Aumentou de 5 para 28 mg/L (pH = 3)		
		DBO ₅ /DQO (40 min).	≈ 0,15 (lixiviado diluído duas vezes)		
	Ozonização (5,6 g O ₃ /h; ph = 7)	DQO	27% (60 min)		
		Compostos recalcitrantes (UV ₂₅₄).	44% (60 min)		
		Ozonização + H ₂ O ₂ (5,6 g O ₃ /h; ph = 7; (H ₂ O ₂) = 400 mg/L)	DQO		72%
	Compostos recalcitrantes (UV ₂₅₄).	66%			
	Relacao DBO ₅ /DQO.	0,24 (lixiviado diluído duas vezes)			
Aterro sanitário de Alachua County Southwest. (Florida, EUA)	Ozonização (30 min) P = 2,06 · 10 ⁶ N/m ² .(20,33 atm). Taxa de fluxo de O ₃ : 3,5 L/min. Dosagem de O ₃ : 13,8 · 10 ⁻⁴ mol/L. Pós-tratamento com osmose reversa e nanofiltração.	pH	≈ 8	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ / DQO: 0,02. Maior a rugosidade da membrana maior é o potencial de incrustação na presença de substâncias húmicas e fúlvicas. O tratamento com ozônio não melhorou o fluxo de permeado nas membranas, em comparação com o lixiviado bruto.	
		COD	23%		
		Absorvância UV ₂₅₄ (30 min)	≈ 66%		
		Matéria orgânica dissolvida	13% - 17%		

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência	Observações
Aterro sanitário North Central (Florida, EUA)	Ozonização (30 min) $P = 2,06 \cdot 10^6$ N/m ² .(20,33 atm). Taxa de fluxo de O ₃ : 3,5 L/min. Dosagem de O ₃ : $13,8 \cdot 10^{-4}$ mol/L. Pós-tratamento com osmose reversa e nanofiltração	pH	≈ 7,75	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ / DQO: 0,06. O tratamento com ozônio não melhorou o fluxo de permeado nas membranas, em comparação com o lixiviado bruto.
		COD	23%	
		Absorvância UV ₂₅₄ (30 min)	≈ 78%	
		Matéria orgânica dissolvida	13% - 17%	
Aterro sanitário de New River (Florida, EUA)	Ozonização (30 min) $P = 2,06 \cdot 10^6$ N/m ² .(20,33 atm). Taxa de fluxo de O ₃ : 3,5 L/min. Dosagem de O ₃ : $13,8 \cdot 10^{-4}$ mol/L. Pós-tratamento com osmose reversa e nanofiltração.	pH	7	Lixiviado parcialmente estabilizado. Relação DBO ₅ / DQO: 0,12. O tratamento com ozônio não melhorou o fluxo de permeado nas membranas, em comparação com o lixiviado bruto.
		COD	23%	
		Absorvância UV ₂₅₄ (30 min)	≈ 78%	
		Matéria orgânica dissolvida	13% - 17%	
Aterro sanitário de Lubna (Polônia)	Processo modificado de Fenton: pré-tratamento com acidificação (pH = 3) – coagulação de substâncias húmicas e remoção de turbidez durante 5 h levou à diminuição média de 39,3% da DQO	DQO - H ₂ O ₂ /Fe: (3000/1000) mg/L	53,6% (15 min) 75% (60 min) 77,9% (120 min) 82,2% (240 min) 87,5% (360 min)	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ / DQO: 0,23. Condutividade: 20443 μS/cm; Cloretos: 2951mg/L; NTK: 797 mg/L; DQO:5678 mg/L; DBO ₅ : 1315 mg/L. Eficiência de oxidação para períodos maiores que 120 minutos: foto-Fenton modificado> Fenton modificado> H ₂ O ₂ /UV~O ₃ /H ₂ O ₂
		DBO ₅ / DQO	0,33 – 0,35 (pré-tratamento) 0,42 – 0,45 (15 min) 0,36 (30 min) 0,33 (60 min) 0,30 (120 min) 0,26 (480 min)	
		Biciclo (2.2.1) heptan-2-ona, 5,5,6-trimetil-	61% (pré-tratamento) 99% (15min) n.d. (30 min)	
		Ciclopentano, 1-metil-1- (2-metil-2-propenil)	66% (pré-tratamento) 99% (15min) n.d. (30 min)	
		Benzenometano 1, 4-trimetil-	53% (pré-tratamento) n.d. (15min) n.d. (30 min)	
		Fenol, m-terc-butil	45% (pré-tratamento) n.d. (15min) n.d. (30 min)	
		fenol, 2,3,5,6-tetrametil.	45% (pré-tratamento) n.d. (15min) n.d. (30 min)	
		3,4-undecadiene-2,10-diona, 6,6-dimetil-	50% (pré-tratamento) n.d. (15min) n.d. (30 min)	

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência	Observações
Aterro sanitário de Lubna (Polônia)	Processo modificado de Fenton: pré-tratamento com acidificação (pH = 3) – coagulação de substâncias húmicas e remoção de turbidez durante 5 h levou à diminuição média de 39,3% da DQO	O-hidroxibifenil	55% (pré-tratamento) n.d. (15min) n.d. (30 min)	Lixiviado estabilizado. Relação DBO ₅ / DQO: 0,23.
		Benzofenona	50% (pré-tratamento) n.d. (15min) n.d. (30 min)	
		2-Cyclopropen-1-ona, 2,3-difenil-	64% (pré-tratamento) n.d. (15min) n.d. (30 min)	
		Fenantreno, 1-metil-7- (1-metil-etil) -	81% (pré-tratamento) n.d. (15min) n.d. (30 min)	
		Ftalato, di-butil	26% (pré-tratamento) 30% (15min) 30% (30 min)	
		Ftalato, di-iso-octilo	50% (pré-tratamento) 56% (15min) 60% (30 min)	
		Hidrocarboneto alifático C26-C40	70% - 80% (pré-tratamento) 90% – 95%(15min) n.d. (30 min)	
		2,4,6 (1H, 3H, 5H) - pirimidinatriona , 5-etil-5- (3-metilbutil) - 1,3-bis (trimetilsilil)	80% - 90% (pré-tratamento) 95% (15min) n.d. (30 min)	
		1,3,5,7,9-Pentaetilbicyclo (5, 3, 1) pentasiloxane	50% (pré-tratamento) 70% (15min) 90% (30 min)	
		Ácido Benzenoacético , alfa, 3,4-tris ((trimetilsilil) oxi) metil éster	90% (pré-tratamento) n.d. (15min) n.d. (30 min)	
	Processo modificado de foto-Fenton: pré-tratamento com acidificação (pH = 3) – coagulação de substâncias húmicas e remoção de turbidez durante 5 h.	DQO - H ₂ O ₂ /Fe: (3500/150) mg/L	80,1% (60 min) 83% (120 min) 88% (240 min) 92,7% (360 min)	

Localização da área de estudo.	Tipo de tratamento	Parâmetros	Eficiência	Observações
	H ₂ O ₂ /UV: pré-tratamento com 5 h de sedimentação.	DQO - H ₂ O ₂ : (4500) mg/L	4,6% (pré-tratamento) 32,7% (60 min) 68,9% (120 min) 83,6% (240 min)	
		DQO - H ₂ O ₂ : (5000) mg/L	91% (360 min)	
		DQO - H ₂ O ₂ : (5500) mg/L (6000) mg/L	Semelhante e ligeiramente menor que a dosagem de (5000).	
	O ₃ /H ₂ O ₂ : pré-tratamento com 5 h de sedimentação.	DQO- H ₂ O ₂ : (2000) mg/L O ₃ :(750) mg/h	3% (pré-tratamento) 44,8% (60 min) 67,1% (120 min) 87,0% (240 min) 89,9% (360 min)	

Fonte: Elaborado a partir de (195 , 196 , 197 , 198 , 199 , 200)

Como processo único a oxidação com ozônio não é considerada muito efetiva devido à composição complexa do lixiviado, necessitando de altas doses com longo tempo de reação e elevado consumo energético quando combinado com irradiação. No entanto para aumentar a eficiência do processo, a radiação UV e a adição de H₂O₂ iniciam reações em cadeias que geram mais radicais hidroxilas, degradando os compostos através de ozonização direta, fotólise e oxidação pelo radical hidroxila (OH[•]). Como exemplo de limitação da técnica de irradiação UV, em comprimentos de ondas de 253,7 nm, não ocorre remoção de compostos orgânicos, apenas apresenta eficiência na desinfecção.

O processo de tratamento por ozonização possui eficiência de remoção de DQO entre 15 – 50%. O processo combinado com O₃/H₂O₂ apresenta eficiência de remoção de DQO entre 95% e 97% . O processo com irradiação (UV/H₂O₂) não apresenta eficiência tão elevada para remoção de DQO, apresentando valores entre 40% - 63%. Quando comparado UV/H₂O₂ com o O₃/H₂O₂, este é mais eficiente devido à maior produção de radicais hidroxilas.

Para reduzir as incrustação e aumentar a biodegradabilidade do efluente, o tratamento único com O₃ pode ser usado antes dessas etapas, diminuindo custos.

Os processos com Fe (Fenton) são os mais estudados e os mais econômicos. Os processos são divididos em 4 estágios: ajuste de pH, reação de oxidação, neutralização e coagulação e precipitação. A coagulação química predomina com baixas taxas de H₂O₂/Fe²⁺ e a oxidação química é preponderante a altas taxas de H₂O₂/Fe²⁺. Os processos com Fenton podem ser modificados com o uso de irradiação UV (foto-Fenton), e corrente elétrica (eletro-Fenton), em que é utilizado um ânodo de sacrifício de Fe, o que acarreta maior eficiência.

(194). O pH ótimo do processo esta entre 2,0-4,0 conforme identificado pela análise da Tabela 22. As dosagens de H_2O_2 é o componente que mais consomem recursos econômicos no processo. A remoção de contaminantes apresenta uma correlação positiva com as dosagens até certo ponto. Muitos estudos mostram que a taxa molar ótima esta entre 1.5-3.0. A formação de lodo deve ser avaliada devido à formação de complexos de hidróxidos de ferro.

Com relação aos processos fotocatalíticos heterogêneos a presença de altas concentrações de Cl^- e SO_4^{2-} não afetou a atividade fotocatalítica do TiO_2 para degradar os ácidos húmicos, no entanto a presença de HCO_3^- inibe fortemente a reação. A adição de H_2O_2 ao dióxido de titânio promove o aumento na produção de radicais hidroxilas.

Embora extremamente eficientes e inespecíficos, os POAs apresentam duas limitações no tratamento de lixiviado. Uma está representada pela elevada carga orgânica ($DQO > 5000 \text{ mg } O_2/L$), que costuma diminuir drasticamente a eficiência dos processos por que se o espectro de absorção do poluente for grande absorvedor de UV, quando sua concentração for aumentada ele vai recobrir o TiO_2 , impedindo que a luz atinja a superfície do catalisador, e a outra pela elevada concentração de ácidos húmicos, que absorvem fortemente na região do ultravioleta-visível, reduzindo significativamente a eficiência dos processos irradiados. Para contornar este problema, neste trabalho está se propondo a associação de processos oxidativos avançados como uma etapa preliminar de separação de substâncias húmicas aliado a uma etapa de pós-tratamento utilizando processos biológicos. Conhecidamente, estes compostos (substâncias húmicas e fúlvicas) precipitam em meio ácido, podendo ser separados por simples filtração.

O tratamento com Fenton e com ozonização mostraram resultados semelhantes com pH variando de 9 e 11 respectivamente. A simplicidade de operação e design, bem como os custos de tratamento com Fenton são muito atraentes em comparação com outros processos oxidativos avançados, tais como ozonização. No entanto, o processo apresenta algumas desvantagens: exigência de acidificação e subsequente neutralização após a oxidação, o que aumenta a salinidade do lixiviado e a produção de lama, com a subsequente exigência de eliminação, os quais podem influenciar os custos operacionais.

Após identificar todos os métodos e níveis de tratamento de lixiviados de aterro, a escolha do melhor design para o tratamento deste efluente visará atender aos padrões de lançamento estabelecidos na legislação infraconstitucional. Para a obtenção dos resultados a forma como a pesquisa foi delineada é apresentada de modo que se possa compreender todos os passos e instrumentos adotados.

4 METODOLOGIA

4.1 APRESENTAÇÃO

Nesta parte do texto, buscar-se-á perfilar o procedimento adotado para caracterizar a área de estudo, incluindo todos os fatores que influenciam na geração do lixiviado. A pesquisa de dados bibliográficos e secundários e o desenvolvimento de dados primários visa embasar a discussão realizada no capítulo 2 para indicar a melhor forma de gestão e gerenciamento dos passivos do aterro controlado de Volta Redonda.

Trata-se de uma modalidade de pesquisa exploratória cujo objetivo é a caracterização inicial dos efluentes e das emissões gerados na área, oriundos da disposição inadequada de resíduos e rejeitos. Outra modalidade utilizada é a teórica, que buscou estruturar sistemas e modelos para o tratamento do lixiviado gerado na área. Para o desenvolvimento do estudo foi realizada pesquisa de campo observando e relatando todas as variáveis envolvidas no gerenciamento como forma de disposição, configuração do sistema de tratamento, limites, acessos e operacionalização. Identificaram-se, por meio da análise da literatura publicada, os tipos de tratamento existentes para lixiviados de aterros, as eficiências de cada processo, os níveis de tratamento sugeridos para o efluente em análise, a melhor configuração do sistema e quais os fatores que afetam o tratamento. A revisão bibliográfica histórica foi utilizada para identificar a evolução nos tipos de tratamento de lixiviados fazendo a inserção dessa evolução para o aterro controlado explicando os fatores determinantes de geração e as implicações no sistema proposto.

Através da pesquisa descritiva desenvolveu-se um questionário previamente estruturado o qual foi aplicado aos funcionários do aterro. Observações e registro dos fatores de gerenciamento foram classificados e após consolidação dos dados as condições do sistema foram expressas pelos Índices de Qualidade de Aterro de Resíduos – IQR.

A forma de abordagem da pesquisa foi qualitativa e quantitativa, descrevendo os processos de tratamento de lixiviado utilizados no aterro de Volta Redonda e análise da influência antrópica na susceptibilidade de contaminação da bacia hidrográfica.

Através do método indutivo, os resultados e a conclusão da pesquisa apresentaram uma configuração para o tratamento de lixiviado do aterro controlado que pode ser eficiente para atender aos requisitos legais e a quantificação da geração de lixiviado, biogás e potência útil de utilização do metano para a área.

4.2 LEVANTAMENTOS BIBLIOGRÁFICO, DOCUMENTAL E ELETRÔNICO.

Para efetuar a pesquisa foram utilizadas fontes de informações de referências bibliográficas, documentais e eletrônicas, como:

- Biblioteca Digital de Teses e dissertações (Instituto brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, Biblioteca Digital- USP e acesso on-line de outras instituições);
- Periódicos científicos revisados por pares da área de engenharia e ciências ambientais;
- Livros
- Livros (E-books)
- Repositórios Acadêmicos
- Base de dados de texto integral
- Base de dados referencial (ACS Journal Search, Applied Science Tech Full Text, Compendex, Energy, Academic Search Premier)
- Biblioteca Virtual (Portal Capes – acervo com texto completo, bases referenciais, bases dedicadas a patentes, livros, enciclopédias, obras de referência, normas técnicas, estatísticas e audiovisual - Web of Science);
- Legislação, doutrina, jurisprudência, direito comparado, sentenças, contratos, anais legislativos e pareceres.

4.3 CARACTERIZAÇÕES DA ÁREA DE ESTUDO

4.3.1 Caracterização Legal e Caracterização do Lixiviado

As referências documentais adquiridas através de solicitação ao Ministério Público, Serviço Autônomo de água e Esgoto (SAAE) e Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Volta Redonda, por meio da Lei nº 12.527, de 18 de novembro de 2011 (Lei de Acesso à Informação) foram utilizadas para se proceder à hermenêutica jurídica e constitucional com relação à situação do aterro.

A caracterização da área de estudo foi realizada através de pesquisa bibliográfica e documental. Através do levantamento documental foram identificadas as formas de gestão adotadas pelos representantes legais e as ações realizadas pelos órgãos ambientais de controle.

Foi proporcionada também a identificação da caracterização do lixiviado e de parâmetros de qualidade de água nos reservatórios do entorno, o que proporcionou o desenvolvimento do índice de estado trófico e o enquadramento do lixiviado segundo as fases de estabilização de aterros. A reunião e interpretação de diversos dados relacionados aos processos de tratamento de lixiviado seguidos de reagrupamento em categorias relacionadas entre si ressaltou o padrão mais aceito para desenvolver a proposta de um a nova configuração para o sistema utilizado no aterro controlado com base em suas características.

Os dados foram reduzidos em um processo contínuo de seleção, simplificação e abstração, transformando-os em tabelas comparativas de eficiência de remoção de constituintes por tipo de tratamento utilizado.

Para avaliação do grau de trofia em duas lagoas situadas a jusante e a montante do aterro foi utilizado o cálculo do índice de estado trófico para reservatórios, procedendo-se a sua classificação segundo concentração de fósforo nos ambientes estudados.

A partir dos resultados de caracterização do lixiviado e dos graus de trofia nos ambientes no entorno, foram comparados os padrões de qualidade ambiental para os compartimentos que sofrem influência do aterro. Essa análise comparativa foi realizada levando-se em consideração os parâmetros identificados nos instrumentos de comando e controle confrontando-os com os valores identificados na amostra de lixiviado.

4.3.2 Caracterizacao Física

Realizou-se através de identificação de referências bibliográficas a avaliação da geologia, da hidrogeologia e da geomorfologia que serviram de base para identificar a susceptibilidade de contaminação de água subterrânea pelo lixiviado do aterro e avaliar outras características para proposição de um novo sistema de gerenciamento.

A junção de forma organizada dos atributos descritivos e da geometria dos diferentes tipos de dados geográficos permitiu integrar e interpretar as informações espaciais provenientes do meio físico-biótico, de dados censitários, de cadastro urbano e rural e imagens obtidas através de veículo aéreo não tripulado. Os mecanismos de visualização e plotagem ofereceram suporte adequado para a apreensão cognitiva dos aspectos relevantes dos dados pesquisados.

Para se proceder à análise espacial foi necessário realizar o levantamento topográfico plani-altimétrico da área de estudo. Os passos detalhados a seguir indicam os materiais e métodos utilizados no levantamento:

- 1- Captação de imagens através de aerofotogrametria realizada com plataforma não tripulada – Drone com as seguintes especificações: controladores de voo, sistema de posicionamento global sigla em inglês - GPS, radio telemetria - open source, seis motores, rádio controle FrSky Taranis X9D, sistema de redundância para falha de motores e sensores, bateria de Lipo com 4 células e 16.000 mAh, hélices dobráveis, fuselagem em fibra de carbono, suporte para estabilização de câmera, velocidade máxima horizontal de 90 km.h^{-1} , velocidade máxima vertical de 14 km.h^{-1} , máximo alcance do rádio controle de 1,5 km, tempo de voo com a bateria Lipo de 40 minutos e capacidade de carga de 3 kg;
- 2- Indicação da área de interesse com a definição da precisão a ser adotada (GSD de 4 cm, ou seja, cada pixel da imagem representa 4 cm^2 no terreno);
- 3- Definição de dois planos de voo para o Drone, utilizando-se o *software Mission Planner*;
- 4- Definição dos números de pontos de apoio e a localização dos mesmos na área de interesse. Os pontos de apoio e de controle são utilizados para fazer a relação entre o sistema de coordenada da imagem com o sistema de coordenada do terreno, aumentando assim a acurácia dos produtos finais gerados.
- 5- Implantação de alvos em campo (pontos de apoio materializados em uma lona preta e branca de $0,40 \text{ m} \times 0,40 \text{ m}$);
- 6- Foi realizada em campo a transferência do plano de voo para o Drone Vortex One;
- 7- Em campo foi realizado o voo com o Drone Vortex One, acoplado com câmera Canon S-110 de 12 megapixels, de acordo com os planos de voos estabelecidos no *software Mission Planner*;
- 8- Após encerramento de cada voo, as fotos da câmera foram descarregadas para verificação do processo em computador portátil;
- 9- Em campo, os pontos de apoio foram georreferenciados, usando a Tecnologia de Sistema Global de Navegação por Satélite, sigla em inglês – GNSS, descrita abaixo:
Implantação de uma BASE, com um receptor GNSS Hi-Target V30 L1/L2 nº de série 006434 (BASE), com intervalo de gravação de 1' e Máscara de elevação de 15° .
Rastreamento de cada alvo implantado com o receptor GNSS Hi-Target V30 L1/L2 -

número de série 006435 (MÓVEL), utilizando a técnica RTK (Processamento em Tempo Real);

10- Os dados do GPS BASE foram descarregados e processados usando o serviço do IBGE PPP (Posicionamento por Ponto Preciso), obtendo desta forma a coordenada da base georreferenciada ao DATUM SIRGAS2000. Obteve-se a altitude acima do nível médio do mar através da diferença da superfície geoidal e elipsoidal de referência.

11- Após a coleta das coordenadas dos alvos com GPS Móvel, essas foram ajustadas de acordo com as novas coordenadas da BASE (Georreferenciada ao DATUM SIRGAS2000)

12- Aplicando o MAPGeo2015, calculou-se o valor da Ondulação Geoidal para os pontos, convertendo a Altitude Geoidal (referenciada ao Geoide) em Ortométrica (referenciada ao nível do mar).

Utilizou-se o *software Agisoft PhotoScan* para o processamento dos dados coletados em campo (fotos e coordenadas dos alvos), foi obtido os produtos finais: Ortofotomosaico georreferenciado, Modelo Digital de Superfície, curvas de nível a cada metro e nuvem de Pontos (Densa e Esparsa).

4.3.3 Modelagem Dos Efluentes

Para quantificação de produção de gases em aterros foi proposto dois cenários de quantificação segundo determinados parâmetros de entrada utilizados nos modelos.

1º cenário: Determinação dos resíduos aterrados utilizando-se os dados de geração per capita dos habitantes de Volta Redonda e o crescimento populacional para determinação da geração de resíduos ano a ano.

2º cenário: Determinação dos resíduos aterrados utilizando-se as imagens obtidas com o drone. Essas imagens georreferenciadas e com a altitude ortométrica calculada serviram para desenvolvimento das curvas de nível da área de estudo. Os dados de entrada (curvas de nível) no *software ArcGIS for Desktop* foram utilizados para desenvolver o modelo Digital de Elevação do Terreno - *Triangulated Irregular Network* – TIN (Rede Triangular Irregular). Com esse modelo foi possível quantificar o volume de resíduos aterrados e a área de cobertura do aterro segundo o seu relevo e não de forma plana.

Determinada a massa de resíduos aterrada, os seguintes modelos foram utilizados para quantificação da geração de biogás: modelo Scholl-Canyon utilizado pelo Banco Mundial, modelo LANDGEM (Landfill Gas Generation – sigla em inglês) da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, metodologia de projeto do IPCC, metodologia de cinética de primeira ordem do IPCC e modelo matemático de decaimento adaptado para as características do Brasil fornecido pela CETESB.

Para análise do escoamento superficial, acúmulo de fluxo e outros parâmetros morfológicos foi utilizado o *software ArcGis for Desktop 10.3*. Os passos realizados foram:

1. Geração do Modelo Digital de Terreno Hidrologicamente Consistido (MDT – HC);
2. Cálculo de declividade e orientação de relevo;
3. Análise do escoamento superficial e acúmulo de fluxo;
4. Determinação das drenagens pelo MDT – HC;
5. Análises sobre a rede de drenagem inferida;
6. Determinação de áreas de contribuição e comprimento do trajeto de fluxo superficial;
7. Cálculos de parâmetros morfológicos (Área, volume e declividade);

Para análise da geração de lixiviado foi utilizado o método do Balanço Hídrico Global adaptado, segundo Equação 26:

$$L = (ES + ETR + R + G + \Delta U_w) - ((P \cdot A) + U_w) \quad (26)$$

A metodologia utilizada pela CETESB permitiu o desenvolvimento do Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos – IQR, que foi aplicado ao aterro de Volta Redonda. Foram realizadas entrevistas com os funcionários e verificações *in situ* dos itens necessários para o cálculo do IQR.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISES DAS AÇÕES DE GERENCIAMENTO NA ÁREA DE ESTUDO

A disposição de resíduos de maneira ambientalmente inadequada, segundo a PNRS, em Volta Redonda, R.J., começou em 1987 e se estendeu até 2012, conforme documentado pelo registro fotográfico, visualizado nas Figuras 22 e 23 (201).



Figura 22 – Disposição final de Resíduos de maneira irregular em 2007.
Fonte: (201)



Figura 23 – Disposição final de Resíduos em 2014, após intervenção e encerramento em 2012. Fonte: Registro Fotográfico

Conforme se verifica nos autos da Ação Civil Pública nº 0002992-48.2003.4.02.5104 (número antigo do processo 2003 5104002992-9), disponível no sítio da Justiça Federal, Seção judiciária do Rio de Janeiro, as questões de remediação e encerramento do “lixão” de Volta Redonda - localizado no entorno de unidade de conservação de proteção integral da Floresta da Cicuta (aproximadamente 1,8 km), criada pelo Decreto nº 90.792/1985 do Poder Executivo Federal- compreendem o objeto do processo em tela, tendo como réus, o município de Volta Redonda e o Depósito de Papel São Gabriel, LTDA. são réus no processo.

A partir de uma análise do processo acima mencionado constatou-se que o município de Volta Redonda possuía Licença de Operação (LO nº 332/87), a qual teria expirado em 1992, sem que sua renovação fosse solicitada.

É oportuno destacar que a área de disposição estava em funcionamento quando da emissão da licença e recebia diversos tipos de resíduos e rejeitos. Entre o período de 1987 - 1992 a Prefeitura de Volta Redonda não cumpriu as exigências que constavam na licença emitida pelo órgão ambiental de controle. As operações se estenderam até 2012, no entanto o contrato de comodato com o Depósito de Papel São Gabriel (proprietário do terreno) se encerrou em 2006.

O órgão ambiental incumbido à época de fiscalizar as condicionantes da licença era a FEEMA. Apesar da existência de aspectos legais de controle de atividades potencialmente poluidoras (CF/1988, Lei nº 6.938/81, Decreto-Lei 134/1975 e LO nº 332/87) o município não foi capaz de atendê-las e houve inércia do órgão ambiental estadual.

Conciliado às questões de licenciamento o órgão gestor da unidade conservação na época (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis- IBAMA) deveria dar anuência em relação ao empreendimento através de solicitação da prefeitura (Resolução CONAMA nº 13/1990), ação não identificada nos autos do processo. Verificou-se atuação do órgão federal em dezembro de 2011 (Instituto Chico Mendes de Biodiversidade- órgão federal administrador da Floresta da Cicuta), que procedeu a notificação à Prefeitura de Volta Redonda em relação à contaminação da área – Ordem de Fiscalização nº 01/2011.

Essas divergências ocasionaram a disposição sem controle de resíduos e rejeitos no solo sem impermeabilização durante anos, proporcionando a contaminação do Ribeirão Brandão, que atravessa a Floresta da Cicuta –, unidade de conservação de proteção integral. Este corpo hídrico é enquadrado como classe especial segundo Resolução CONAMA 357. Um córrego afluente do Ribeirão Brandão, localizado na área de disposição de resíduos drenou o lixiviado sem nenhum tratamento durante anos. Essas informações foram levantadas pelo Órgão Técnico do Ministério Público Estadual, pela antiga FEEMA e pela antiga Fundação Instituto Estadual de Floresta.

Na sequência, o município de Volta Redonda, assinou em 2005, o Termo de Ajustamento de Conduta para remediação da área. As intervenções para atendimento às solicitações do MPF começaram em 2006, no entanto não foram procedidas conforme indicado pelo órgão ambiental. Entre os anos de 2006 e 2011 diversas diligências foram

efetuadas sempre com a atuação do MPF. Projetos inadequados e dificuldades no procedimento de licenciamento ambiental foram enfrentados por todos os atores.

Em 2009 a Prefeitura de Volta Redonda solicitou ao Instituto Estadual do Ambiente – INEA, Licença de Remediação através da DILAMNOT/00002951. Este procedimento administrativo pode ser equiparado à emissão da Licença Ambiental de Operação e Recuperação – LOR segundo o Decreto nº 42.159/2009 revogado pelo Decreto nº 44.820/2014 que apresenta a mesma definição. No entanto o Termo de Encerramento estabelecido pela Resolução CONEMA nº 2/2008 que aprovou a DZ-0077. R-0 não foi solicitado pela prefeitura, mas foi indicado como condicionante da LOR. Por fim, devido ao acordo entre as entidades governamentais ambientais e o MPF, foi concedida, em 2011, uma autorização ambiental pelo INEA para a Prefeitura de Volta Redonda promover a remediação da área, desenvolver estudos complementares, implantar unidade de tratamento de resíduos do serviço de saúde (autoclave) e sistemas de tratamento do lixiviado, com validade até agosto de 2012.

Após nova denúncia ocorrida em 2011, e verificação do não atendimento de algumas condicionantes do TAC após 6 anos de sua assinatura e 18 meses do ajuizamento da execução, o representante legal do município de Volta Redonda foi indiciado criminalmente pela descumprimento de obrigação contratual e legal de relevante interesse ambiental.

Com a celebração de contrato entre a Prefeitura de Volta Redonda e a Empresa Central de Tratamento de Resíduos Barra Mansa S.A. (início em 24/05/2012), a destinação final dos resíduos do município de Volta Redonda finalmente foi resolvida, no entanto os impactos ambientais oriundo do “lixão” ainda deveriam ser gerenciados de forma correta.

Em 23 de outubro de 2014, decisão judicial (Processo 0001167-25.2010.4.02.5104) referente ao projeto de remediação do “lixão” e ao tratamento de lixiviado gerado na área, proferiu multa pessoal para o representante legal da Prefeitura de Volta Redonda por não atender ao solicitado em determinações do MPF.

Em 04 de novembro de 2014 o MPF requereu que fosse reconhecida a prática de ato atentatório ao exercício da jurisdição por parte do representante legal da Prefeitura de Volta Redonda.

O não cumprimento de algumas condicionantes da Autorização Ambiental emitida pelo INEA gerou, em dezembro de 2014, três autos de constatação e uma notificação à Prefeitura de Volta Redonda, especificamente ao não atendimento da condicionante que indica o tratamento do lixiviado, sendo parte dele recirculado para a massa de resíduos e parte

escoada pelos sistemas de drenagem de águas pluviais. Os autos de constatações evidenciaram que a prefeitura ainda não solicitara a LOR.

Atualmente o lixiviado é coletado por uma rede de drenagem, e redirecionado para uma lagoa de estabilização. O efluente final é descartado no talvegue natural como demonstrado na Figura 24, 25, 26 e 27. A situação da lagoa a jusante da área pode ser visualizada na Figura 28.

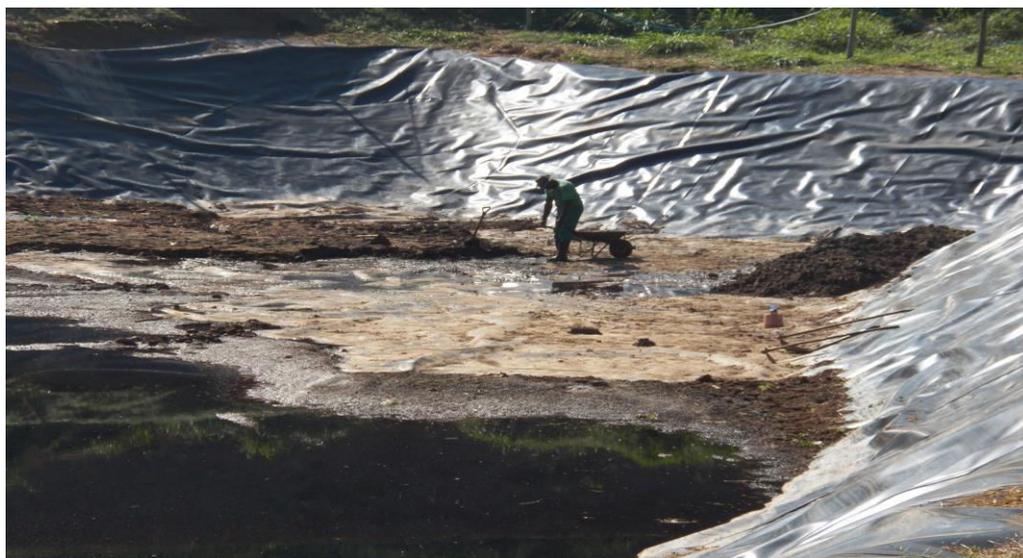


Figura 24 – Lagoa de tratamento 1 desativada.
Fonte: Registo Fotográfico



Figura 25 - Lagoa de tratamento 2 desativada.
Fonte: Registo Fotográfico



Figura 26 – Recondição do lixiviado para o talvegue a jusante da lagoa de acumulação.
Fonte: Registo Fotográfico



Figura 27 – Recondição do lixiviado para o talvegue a jusante da lagoa de acumulação.
Fonte: Registo Fotográfico



Figura 28 – Eutrofização do lago a jusante do sistema.
Fonte: Registo Fotográfico

As Tabelas 23, 24 e 25 apresentam a cronologia das ações adotadas por todos os atores envolvidos na remediação e recuperação do “lixão” de Volta Redonda.

Tabela 23 - Cronologia das ações relacionadas ao aterro controlado de Volta Redonda. Fase 1: 1987 -1999.

Ano	Ação	Órgão/Ator	Observações
Até 1987	Disposição de resíduos e rejeitos sem controle.	Prefeituras municipais de Volta Redonda, Valença e Barra Mansa.	Proprietário do terreno: Depósito de papel São Gabriel.
1987	Emissão da Licença de operação(LO nº 332/87)	Antiga Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente (FEEMA)	Adequação do sítio e instalação de sistema de tratamento do lixiviado
1992	Expiração da LO	Prefeitura de Volta Redonda	Não atendimento às condicionantes da LO e inexistência de solicitação de renovação da licença
1992 – 1999	Operação das atividades sem licenças específicas	Prefeitura de Volta Redonda	Contaminação dos recursos hídricos e do solo.

Tabela 24 - Cronologia das ações relacionadas ao aterro controlado de Volta Redonda. Fase 2: 1999 -2011.

Ano	Ação	Órgão/Ator	Observações
1999	Instauração da Ação Civil Pública: ACP nº 0002992-48.2003.4.02.5104	Ministério Público Federal e Ministério Público Estadual/RJ.	Remediação e encerramento do “lixão”. Réus do Processo: Município de Volta Redonda e Depósito de Papel São Gabriel, LTDA.
2005	Assinatura do Termo de Ajustamento de Conduta - TAC	MPF e Prefeitura de Volta Redonda	Remediação da área e diversas condicionantes.
2006	Intervenções na área	Prefeitura de Volta Redonda	Prosseguimento das atividades de disposição. Estabelecimento de sistema de tratamento de lixiviado
2009	Solicitação de Licença de Remediação - DILAMNOT/00002951	Prefeitura de Volta Redonda e INEA	Termo de Encerramento indicado como condicionante na LR.
2011	Concessão de Autorização Ambiental – AA.	INEA e Prefeitura de Volta Redonda	Remediação da área, desenvolver estudos complementares, implantar unidade de tratamento de resíduos do serviço de saúde (autoclave) e sistemas de tratamento do lixiviado, com validade até agosto de 2012.
2006-2011	Diligências para atendimento das condicionantes do TAC.	Prefeitura de Volta Redonda, MPF e Órgão Ambiental Estadual.	Não conformidade das ações determinadas. Divergências entre MPF e órgão ambiental.

Tabela 25 - Cronologia das ações relacionadas ao aterro controlado de Volta Redonda. Fase 3: 2011 – 2016.

Ano	Ação	Órgão/Ator	Observações
2011	Nova denúncia de contaminação por Organização Não Governamental – ONG.	MPF e ONG	Verificação de não atendimento de algumas condicionantes do TAC decorridos 6 anos de sua assinatura e 18 meses do ajuizamento de execução de fazer.
2011	Indiciamento criminal	Representante Legal do município de Volta Redonda	Descumprimento de obrigação contratual e legal de relevante interesse ambiental.
2012	Celebração de contrato para destinação final dos resíduos do município de Volta Redonda	Prefeitura de Volta Redonda e Empresa Central de Tratamento de Resíduos Barra Mansa S.A.	Disposição ambientalmente adequada de resíduos e rejeitos.
2014	Multa pessoal para o representante legal do município de Volta Redonda: Processo 0001167-25.2010.4.02.5104	Justiça Federal	Não atendimento às determinações do TAC.
2014	Reconhecimento de Prática de ato atentatório ao exercício de jurisdição	Justiça Federal e Representante legal do município de Volta Redonda.	Não atendimento às determinações do TAC.
2014	Autos de constatação e auto de notificação	INEA	Não cumprimento de condicionantes da Autorização Ambiental.

5.2 ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO DAS LAGOAS NO ENTORNO DO ATERRO

Foi utilizada, para cálculo do Índice do Estado Trófico (IET modificado por Lamparelli para reservatórios) a equação desenvolvida para reservatórios em ambientes tropicais. A concentração de fósforo realizada por uma das empresas contratadas para realizar o projeto de remediação da área, foi medida através da coleta de água superficial na lagoa a montante e na lagoa a jusante da área de disposição. Os resultados foram disponibilizados pelo órgão ambiental do município para análise.

A Tabela 26 indica os resultados alcançados e a o enquadramento segundo o grau de trofia.

Tabela 26 – Índice de Estado Trófico para concentração de Fósforo Total.

	Concentração de Fósforo ($\mu\text{g/L}$)	IET	Classificação
Lagoa a montante	2003	88,37	Hipereutrófico
Lagoa a jusante	480	79,71	Hipereutrófico

Devido à inexistência de valores de clorofila a, foi realizado o cálculo de IET apenas com as concentrações de fósforo, como indicado na literatura.

Ambas as lagoas encontram-se em posições mais baixas da área, susceptíveis a alagamentos em épocas de maior precipitação, o que influencia diretamente na concentração de fósforo. Conseqüentemente diferentes padrões de distribuição temporal podem ser observados. No entanto devido ao lançamento quase direto do lixiviado nesse corpo receptor através da percolação pelos taludes o *input* é constante ao longo do ano, registrando-se valores máximos de 2003 $\mu\text{g/L}$ e 480 $\mu\text{g/L}$ para as lagoas a montante e a jusante respectivamente. As lagoas não possuem exutório, sendo que o fluxo segue para o solo através da infiltração. Através do cálculo de IET, observa-se dos resultados apresentados na Tabela 26 que os dois reservatórios encontram-se em hipereutrofia, grau máximo de trofia, indicando a contaminação da área pela alta concentração de fósforo no compartimento aquático. Indica-se o monitoramento constante desse parâmetro para observar as tendências de qualidade da água. Aliado ao monitoramento sazonal, a interrupção do lançamento do lixiviado no talvegue natural é urgente e se faz necessária para reabilitação natural da área ou outra medida de restauração a ser adotada.

5.3 ANÁLISES COMPARATIVAS DOS PADRÕES DE LANÇAMENTO

A análise comparativa dos padrões de lançamento de efluentes em relação ao lixiviado do aterro de Volta Redonda está indicada no Anexo 1 e os parâmetros que devem ser gerenciados por não se enquadrarem nos valores aplicados na legislação estão indicados na Tabela 27.

Foram comparados os valores encontrados no lixiviado (1 amostra coletada no tanque de recebimento sem nenhum tratamento preliminar) do aterro de Volta Redonda (coluna da direita) com as resoluções específicas (federal e estadual) que abordam padrões de qualidade ambiental em corpos hídricos, padrões de lançamento de efluentes, padrões de

qualidade de águas subterrâneas e padrões de qualidade para valores máximos permitidos no solo.

Tabela 27 – Resumo da análise comparativa dos padrões de lançamento de efluentes e de concentração de contaminantes em relação ao lixiviado do aterro de Volta Redonda. continua

Parâmetros (mg/L)	Conama 357 (classes 1 e 2)	Conama 430	Conama 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	Conama 396	NT-202.R-10	Lixiviado – VR
Boro total	0,5	5,0	-	0,5	5,0	1,1
Cromo total (Cr III + Cr VI)	0,05	-	300	0,05	0,5	0,220
Ferro dissolvido	0,3	15,0	-	0,3	15,0	4,2
Manganês total	0,1	-	-	0,4	-	0,567
Níquel total	0,025	2,0	100	0,02	1,0	0,085
Amônia (NH ₃)	-	-	-	-	5,0	238
Fenóis	0,003	0,5	10	0,140	0,2	0,022
Sulfito	-	-	-	-	1,0	40
Surfactantes (como LAS)	0,5	-	-	-	2,0	5,5
Fósforo total - mg/L (ambiente lêntico)	0,02	-	-	-	1,0	5,8
Nitrogênio total (ambientes lênticos)	1,27	-	-	-	10,0	362
DBO ₅	Até 3	Remoção de 60%.	-	-	-	442
Cobre dissolvido	0,009	1,0	-	-	-	0,021
Nitrogênio Amoniacal total	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5	20,0	-	-	5,0	196

Notas: não atende aos padrões segundo CONAMA 357; não atende aos padrões segundo CONAMA 430; não atende aos padrões segundo CONAMA 396; não atende aos padrões segundo NT 202 – R10. Valores máximos permitido no solo segundo Resolução CONAMA 420 - não utilizar para comparação com as outras resoluções. Não foi realizada análise: SA

Considerando que não foram identificados alguns constituintes na legislação de controle dos padrões ambientais de qualidade de água e de lançamento de efluentes, dentre eles os encontrados nos micropoluentes orgânicos emergentes. Para a identificação desses compostos os ensaios ecotoxicológicos, ensaios de bioacumulação, toxicológicos (agudo e crônico) e de comunidade bentônica, ou outros métodos cientificamente reconhecidos como métodos de investigação devem ser realizados. Além desses métodos de detecção, uma

listagem com esses contaminantes deve ser elaborada para aprimorar a análise e identificação desses contaminantes em outras matrizes, visando, além de diminuir os custos, propiciar facilidade de interpretação pelos órgãos fiscalizadores.

Comparando-se os resultados obtidos para a amostra com os Valores Máximos Permitidos pela NT-202. R-10 observa-se que os seguintes parâmetros sem diluição, não satisfazem os limites permitidos: Amônia (como NH_3), Sulfito, Surfactantes (como LAS), Fósforo Total, Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal.

Comparando-se os resultados obtidos para a amostra com os valores permitidos na Resolução CONAMA 357, observa-se que os seguintes parâmetros sem diluição, não satisfazem os limites permitidos para enquadramento nas classes 1 e 2: Cromo total (Cr III + Cr VI), Ferro dissolvido, Manganês total, Níquel total, Fenóis, Surfactantes (como LAS), Fósforo Total, Nitrogênio Total, Cobre dissolvido e Nitrogênio Amoniacal.

Comparando-se os resultados obtidos para a amostra com os valores estabelecidos pela Resolução CONAMA 430, observa-se que o parâmetro Nitrogênio Amoniacal foi o único que não satisfaz o limite de lançamento permitido.

Comparando-se os resultados obtidos para a amostra com os valores estabelecidos na Resolução CONAMA 396, observa-se que o seguinte parâmetro sem diluição, não satisfaz o limite permitido: Níquel total.

Do total de 193 parâmetros identificados em todos os instrumentos de controle de padrões de qualidade ambiental para lançamento, qualidade de corpos receptores, solos e águas subterrâneas, a relação que se estabelece pode ser visualizada na Figura 29.

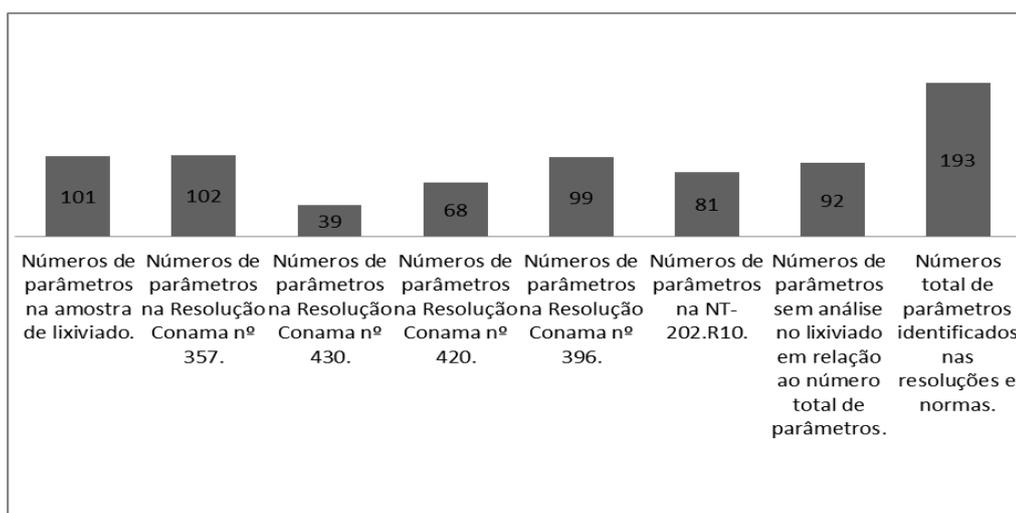


Figura 29 - Análise comparativa da quantidade de parâmetros regulados.

A Resolução CONAMA 357 apresenta um rol taxativo de 102 parâmetros e avalia a qualidade do corpo hídrico receptor estabelecendo metas a serem alcançadas segundo uso

pretendido. Considerando a regulamentação de valores para padrões de qualidade ambiental ela se destaca por ser a mais completa e a mais abrangente na enumeração e determinação dos limites permissíveis. A Resolução CONAMA 430 apresenta um rol taxativo de 39 parâmetros. A Resolução CONAMA 420 apresenta um rol taxativo de 68 parâmetros. A Resolução CONAMA 396 apresenta um rol taxativo de 99 parâmetros. A NT 202.R-10 apresenta um rol taxativo de 81 parâmetros. Foram identificados 101 parâmetros na amostra de lixiviado do aterro. Considerando um total de 193 parâmetros encontrados nos instrumentos de comando e controle de qualidade ambiental, 92 não foram analisados na amostra de lixiviado.

A diferença entre a quantidade de parâmetros existentes em cada norma legal identifica a necessidade do aperfeiçoamento da legislação ambiental brasileira para lançamento de efluentes e caracterização de contaminantes. Considerando o Princípio da Prevenção, deve-se proceder à leitura das normas em conjunto para controlar concentração dos poluentes no meio, destaque deve ser dado para NT 202. R10.

Observa-se que a norma que trata exclusivamente sobre os padrões de lançamento de efluentes (Resolução CONAMA 430) é a que apresenta o menor número de parâmetros regulados, no entanto indica que o órgão ambiental competente deverá, por meio de norma específica ou no licenciamento das atividades e empreendimentos, estabelecer a carga poluidora máxima para o lançamento de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formadas nos processos produtivos, listadas ou não no art. 16 desta Resolução, de modo a não comprometer as metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final, estabelecidas para enquadramento do corpo receptor. Apesar dessa ressalva e da análise em conjunto com os outros instrumentos de comando e controle de padrões de qualidade ambiental, a fiscalização e monitoramento dos padrões fica restrita, principalmente porque não é toda administração municipal ou estadual que apresenta estrutura de apoio para realizar as medições necessárias, e quando apresenta o custo é elevado. Para a sua efetividade, é necessário estabelecer condições que viabilizem sua aplicação, como a contratação de técnicos especializados, infraestrutura adequada e recursos financeiros para a desenvolvimento das atividades.

Por isso as normas regulamentadoras devem ser homogêneas, ou seja, todos os parâmetros possíveis de serem identificados devem ser listados e seus valores de concentração devem ser apresentados. A inclusão de parâmetros que apresentam toxicidade e outros deve ser realizada para que o processo de monitoramento e fiscalização ambiental seja eficaz e evite que somente os parâmetros mais representativos sejam verificados, o que

normalmente ocorre, possibilitando a contaminação com outros poluentes que por razões de ineficiência do sistema legislativo e da infraestrutura de fiscalização não sejam verificados durante os procedimentos de rotina dos órgãos ambientais fiscalizadores.

5.4 CLASSIFICAÇÃO DO LIXIVIADO DO ATERRO DE VOLTA REDONDA

A tabela 28 apresenta as características do lixiviado, realizadas em uma amostra analisadas em 2013 pela empresa BioAgri, do aterro de Volta Redonda, estabelecendo uma comparação preliminar para tentativa de identificar qual fase de degradação se encontra a massa de resíduos aterrada.

Tabela 28 – Características do Lixiviado do Aterro de Volta Redonda

Parâmetros	Fase metanogênica (> 5 anos)	Lixiviado
Ph	>7,5	9,0
Demanda Química de Oxigênio - (mg.L ⁻¹)	<3.000	1.802
Demanda Bioquímica de Oxigênio - (mg.L ⁻¹)	100 – 4000	442
Relação DBO ₅ /DQO	<0,2	0,24
Nitrogênio amoniacal total (mg.L ⁻¹)	3.000 – 4.000	362
NH ₃ - N (mg.L ⁻¹)	>400	238
Metais (mg.L ⁻¹)	<2,0	Cr: 0,22; Cd: < 0,001; Mn: 0,532; Pb: < 0,01; Zn: 0,053
Ferro (mg.L ⁻¹)	6,3	4,2
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	12	5,8

Apesar da variação das características do lixiviado com o tempo, podem-se observar alguns detalhes de determinados parâmetros associados ao histórico de operação do aterro que permitam seu enquadramento parcial. A concentração do parâmetro Nitrogênio amoniacal total abaixo do indicado para a faixa (> 5 anos), pode ser explicado devido à construção de uma célula emergencial de disposição de resíduos em 2008, 21 anos depois do início da deposição irregular. Essa célula foi construída, através dos métodos clássicos de engenharia, para receber novos resíduos. O lixiviado dessa célula foi misturado com o lixiviado coletado oriundo da degradação dos resíduos mais antigos. Além dessa mistura, a vazão de lixiviado de células antigas diminui drasticamente nos últimos anos, explicando assim a concentração baixa para esse parâmetro. Essa explicação pode ser aplicada para a relação DBO₅/DQO, a qual indica contaminação do lixiviado velho pelo lixiviado novo. No entanto ainda apresenta

uma relação abaixo de 0,4, indicando que os processos biológicos utilizados no tratamento não são eficientes para a remoção de compostos recalcitrantes.

5.5 PROPOSTA DE UM NOVO *DESIGN* DE TRATAMENTO PARA OS PARÂMETROS QUE APRESENTAM RISCO E PARA OS PARÂMETROS QUE NÃO ATENDEM À LEGISLAÇÃO PARA O LIXIVIADO DE VOLTA REDONDA

A integração de processos utilizando diversos níveis de tratamento como preliminares, primários, secundários e terciários normalmente é utilizada para tratamento de efluentes domésticos em que os padrões de lançamento sejam muito restritivos ou as características sejam muito tóxicas e apresentem compostos que possam ocasionar mutagenicidade, teratogenicidade, carcinogenicidade e toxicidade. A identificação de Processos Oxidativos Avançados (POA's) para tratamento de poluentes orgânicos ao nível terciário surge como uma alternativa para remoção desses constituintes e como proposta para o lixiviado do aterro de Volta Redonda.

Considerando que os parâmetros Amônia (como NH_3), Sulfito, Surfactantes (como LAS), Fósforo Total, Nitrogênio Total, Nitrogênio Amoniacal, Cromo total (Cr III + Cr VI), Ferro dissolvido, Manganês total, Níquel total, Fenóis e Cobre dissolvido, apresentam riscos e devem ser gerenciados evitando a contaminação do meio. Considerando ainda que a relação $\text{DBO}/\text{DQO} = 0,24$ indica processos diferentes dos convencionais (biológicos) para tratamento. A proposta é dividida em etapas conforme a necessidade de remoção para os parâmetros não conformes.

Segundo identificação da melhor tecnologia de remoção de sólidos totais (concentração no lixiviado de 5.928 mg.L^{-1} para uma amostra), no caso a melhor configuração do sistema levando em consideração as instalações existentes na área, essa modificação deverá ser realizada no primeiro reservatório de acumulação. Este reservatório deverá funcionar também como tanque de equalização para homogeneizar a carga afluyente e suporta as variações de vazão, passo importante para tratar o efluente.

Segundo informações disponibilizadas pelo órgão ambiental de saneamento de Volta Redonda sobre as dimensões do primeiro reservatório de acumulação, e de acordo com os

dados de melhor eficiência identificados na literatura, as melhores configurações de entrada do fluxo no processo são:

- 3 entradas afluentes e submersas separadas entre si com a distância de 0,83 centímetros. A primeira entrada será medida do fundo do reservatório.

A instalação de defletores deverá seguir a seguinte relação: profundidade da água/comprimento do tanque ($d \cdot L^{-1}$), os melhores resultados serão obtidos com a seguinte configuração:

- 1º defletor situado a 5,3 metros da borda do primeiro reservatório;
- 2º defletor situado a 13,6 metros da borda do primeiro reservatório;

A eficiência de remoção na decantação varia de 35% - 40%, no entanto utilizando essas configurações poderá ser obtida uma eficiência 10% maior por defletor, dependendo do tamanho da partícula, e aproximadamente 7%, utilizando três entradas afluentes. Ter-se-á, caso sejam utilizadas essas configurações a possibilidade de eficiência total variando de 62% até 77%.

Segundo a equação de eficiência, a quantidade de sólidos totais finais sedimentados, após tratamento, poderá variar entre 2252 mg.L^{-1} até 1363,44 mg.L^{-1} .

Para a transferência de Nitrogênio total (concentração no lixiviado de 362 mg.L^{-1} para uma amostra) a melhor alternativa é a utilização de processos evaporativos, devido ao aproveitamento da infraestrutura na área. A análise da Tabela 19 indica que os tanques evaporativos são uma boa opção para tratamento desse parâmetro.

Juntamente com a transferência de nitrogênio a ser realizada no terceiro tanque na área (esse tanque apresenta uma área superficial alta e possui material filtrante, que além de possibilitar a evaporação ajudará na desnitrificação), ocorrerá também a remoção de DQO e DBO. Utilizando-se a estrutura existente para realizar o processo, existe a possibilidade de alcançar uma eficiência de 99,5% de remoção de nitrogênio total, 98,5% de DQO e 94,3% de DBO. Devido às condições climáticas apresentados no Brasil (maior ensolação) para este tipo de processo, poder-se-á alcançar uma eficiência maior. Esses dados foram utilizados como referência mínima para a utilização no aterro de Volta Redonda.

Segundo a equação de eficiência de remoção, a quantidade de 1,81 mg.L^{-1} de Nitrogênio total poderá ser obtida caso esse método seja utilizado, satisfazendo assim os limites de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA 430 e pela NT 202.R10. Para a DQO, poderá ser obtido uma concentração final de 27,03 mg.L^{-1} e para a DBO 25,194 mg.L^{-1} .

Após essa etapa, recomenda-se adição de pó de carvão ativado para reduzir a incrustação nas membranas na fase posterior do tratamento proposto para o lixiviado do aterro de Volta Redonda.

Para remoção de cromo, ferro, cobre, sulfito e DQO remanescente, propõe-se a utilização de osmose reversa, podendo-se atingir, segundo análise comparativa de resultados obtidos na Tabela 17, as eficiências de 100%, 98,34%, 94,26%, 95,91% e 94,18%, respectivamente para os compostos acima. Essas eficiências foram utilizadas como referência mínima de comparação devido às características semelhantes dos lixiviados (lixiviados oriundos de células antigas de disposição de RSU). As concentrações finais para estes compostos, caso utilizado a osmose reversa, poderão ser de 0,00 mg.L⁻¹ (Cromo), 0,07 mg.L⁻¹ (Ferro), 0,0014 mg.L⁻¹ (Cobre), 1,63 mg.L⁻¹ (Sulfito), 1,57 mg.L⁻¹ (DQO).

O efluente desta etapa ainda apresenta compostos recalcitrantes que precisam ser eliminados ou modificados para que o risco seja minimizado. Considerando a relação DBO/DQO = 0,24 para o lixiviado do aterro de Volta Redonda, apresenta-se como tratamento para aumentar a sua biodegradabilidade o processo convencional com solução de peróxido de hidrogênio e catalisador de ferro, conhecido como Fenton, principalmente por ser o processo que apresenta os menores custos de operação quando comparados com os outros processos oxidativos.

A indicação desse tratamento, para o lixiviado do aterro de Volta Redonda, visa obter os seguintes resultados quando comparados com os resultados apresentados na literatura (Tabela 22), depois da correção do pH: remoção de P_{total} de 51,85% e aumento da biodegradabilidade em 82,35%, considerando as características do lixiviado.

Segundo esses dados, para o efluente em questão, a concentração final de P_{total} seria de 2,79 mg.L⁻¹, e a relação DQO/DBO seria de 0,437. O fenol seria mineralizado à CO₂ e água, normalmente a eficiência varia de 95 – 100% dependendo do tempo de contato. Com o aumento da biodegradabilidade, aumenta-se a DQO efluente, necessitando-se de tratamento posterior, que devido à relação DQO/DBO aumentada, pode-se utilizar o tratamento biológico.

A última etapa é o tratamento biológico, sugerindo-se a utilização da lagoa existente. A lagoa deverá ser adaptada para funcionar com tempo de retenção hidráulica igual ao da lagoa de evaporação. Recomenda-se a utilização de lodos ativados convencionais para esta etapa devido à sua boa eficiência de remoção conforme análise da Tabela 21.

A figura 30 indica o novo design para o sistema de tratamento a ser adotado para o lixiviado do aterro controlado de Volta Redonda, Rio de Janeiro.

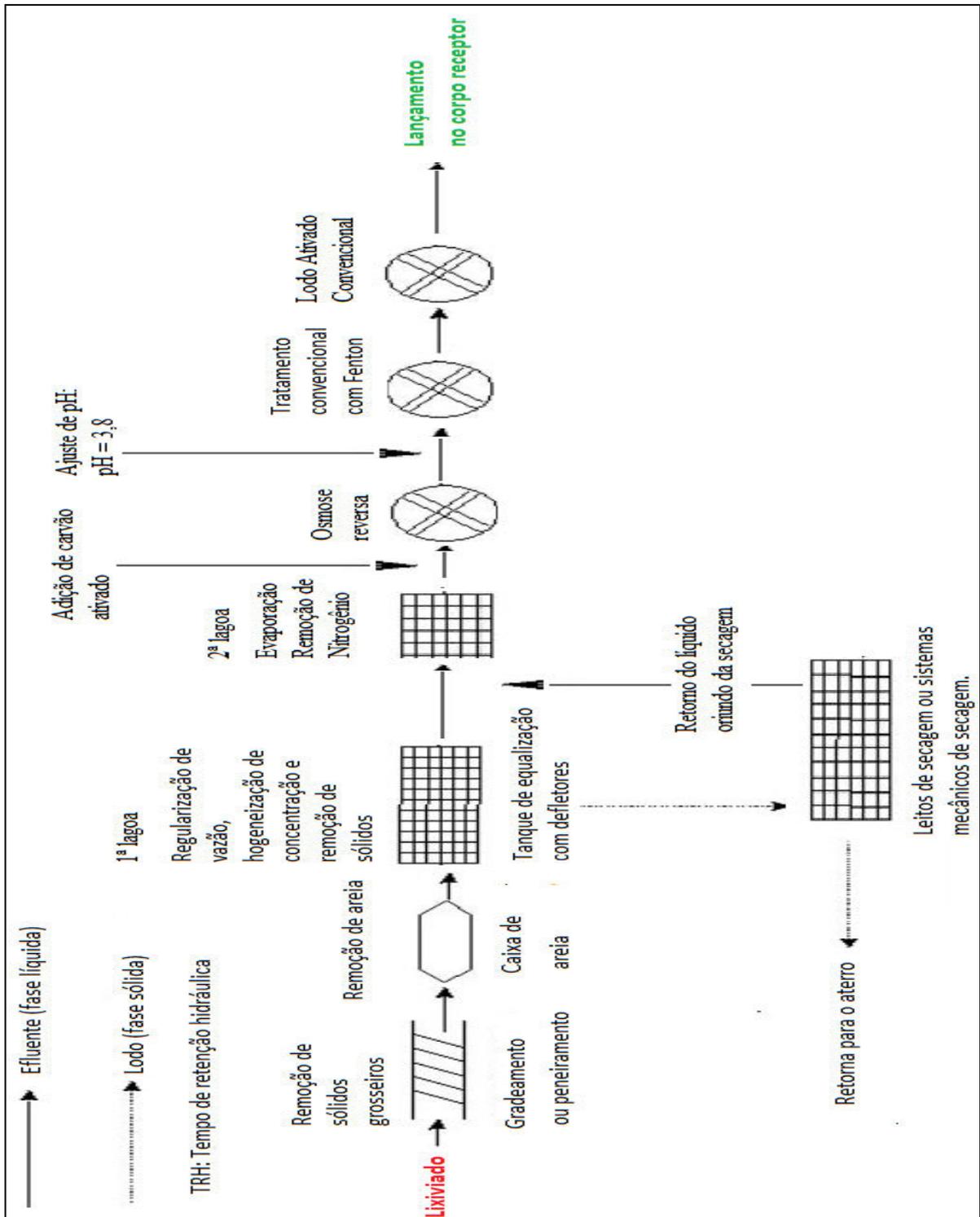


Figura 30 – Sistema de tratamento a ser aplicado para o lixiviado do aterro de Volta Redonda.

5.6 CARACTERIZAÇÕES FÍSICAS DA ÁREA DE ESTUDO

5.6.1 Localização e Acesso

A área de estudo, representada pelo ortofotomosaico da Figura 31, 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.

O acesso ao local, distante aproximadamente de 25 km 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 quilometro 8,5 e seguir por uma estrada rural em leito natural por aproximadamente 1,7 km.

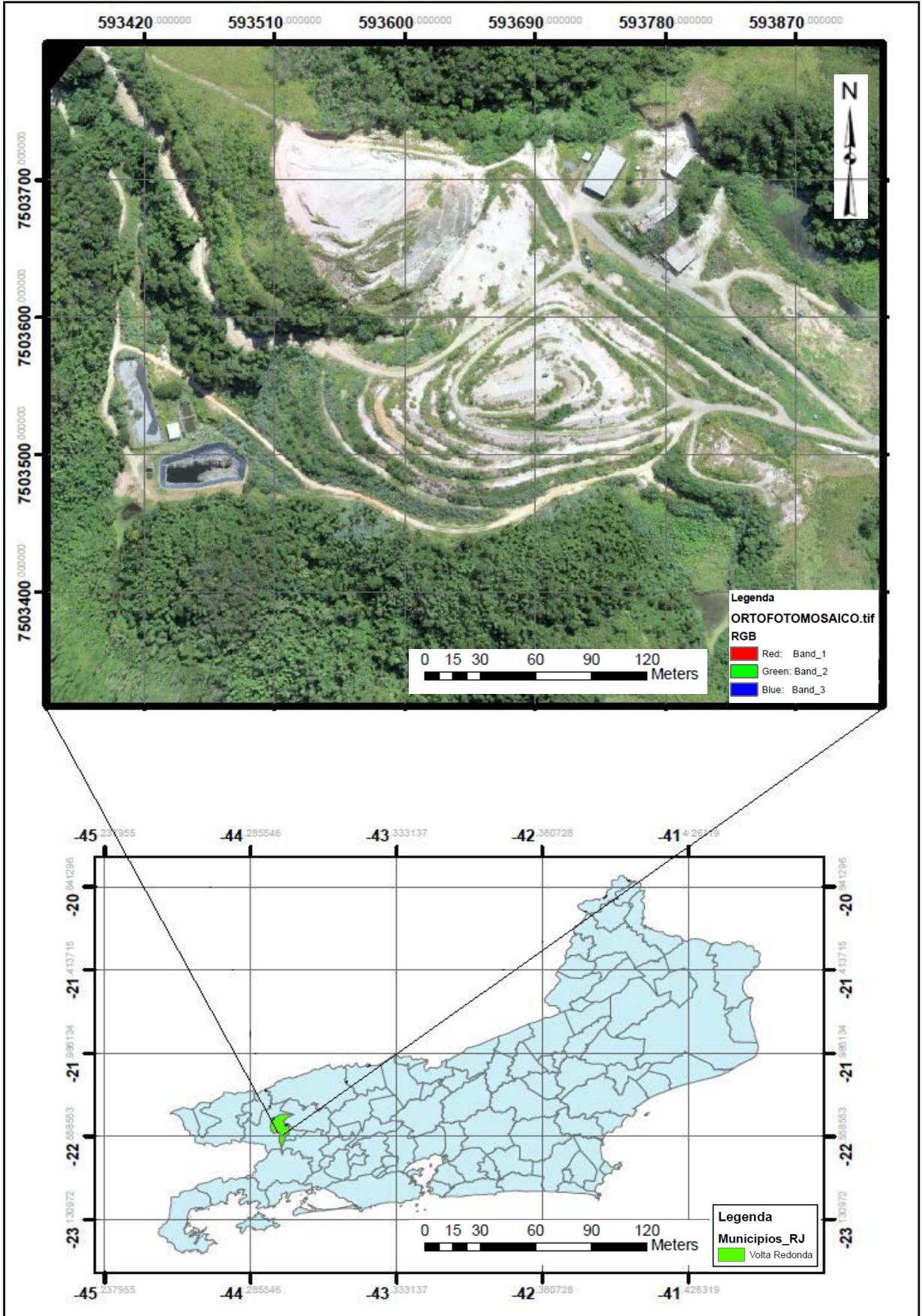


Figura 31: Localização da área de estudo

A área é georreferenciada pelo Sistema Geodésico Brasileiro, a projeção Universal Transversa de Mercator - UTM datum SIRGAS-2000 com coordenadas indicadas na Figura 29 foi utilizada.

5.6.2 Levantamento Topográfico Planialtimétrico

O levantamento topográfico planialtimétrico foi realizado através da geração de uma nuvem esparsa de pontos através da sobreposição de 246 imagens como demonstrado na Figura 32, visando à obtenção do modelo digital de elevação do terreno indicado na Figura 33 e das curvas de nível.

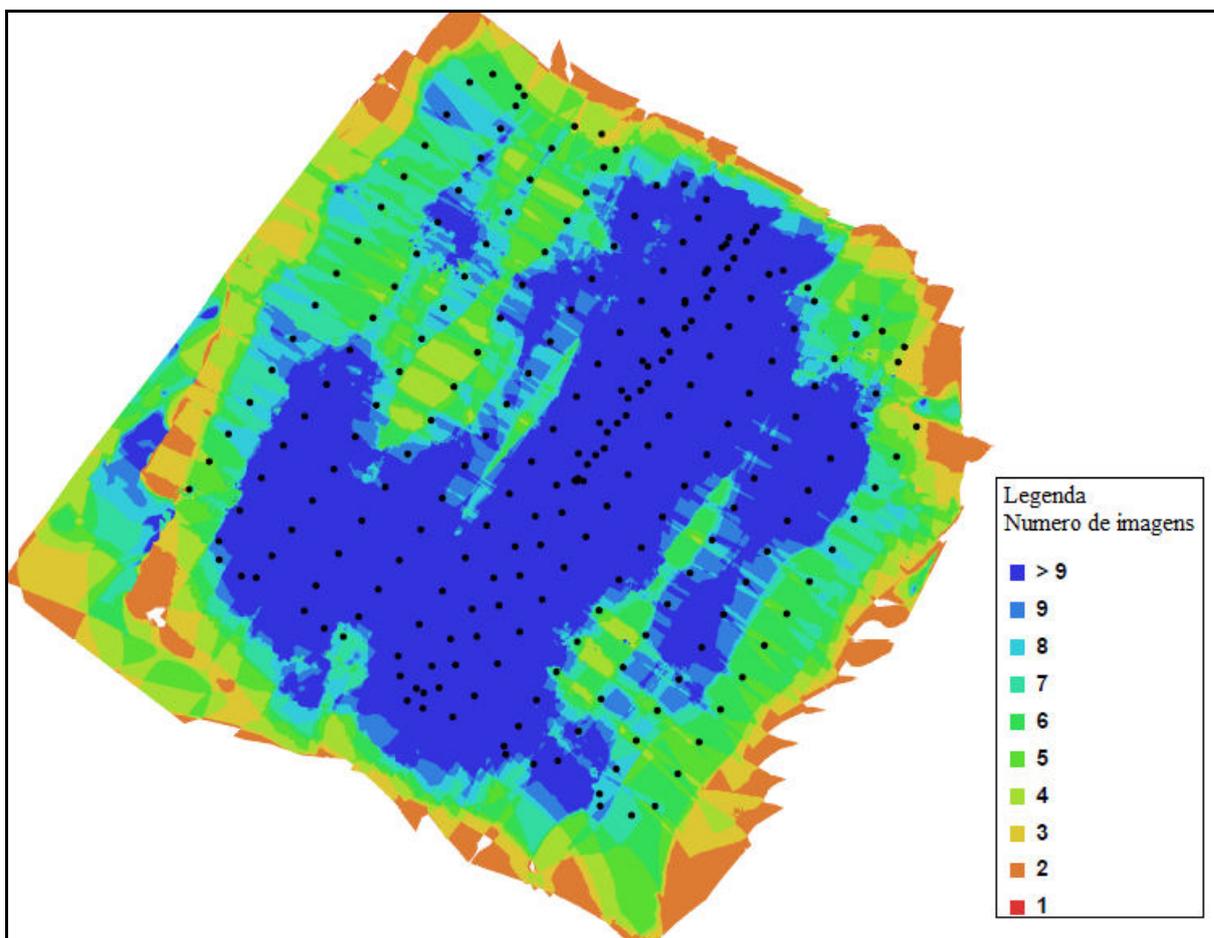


Figura 32 – Localização da câmera e sobreposição de imagens.

As diferentes cores do mapa são divididas pelo número de imagens captadas em cada ponto. A qualidade do modelo diminui bordas devido ao pequeno número de imagens. No entanto, um grande número de imagens foi captado na área de estudo, minimizando os efeitos de borda na área de estudo.

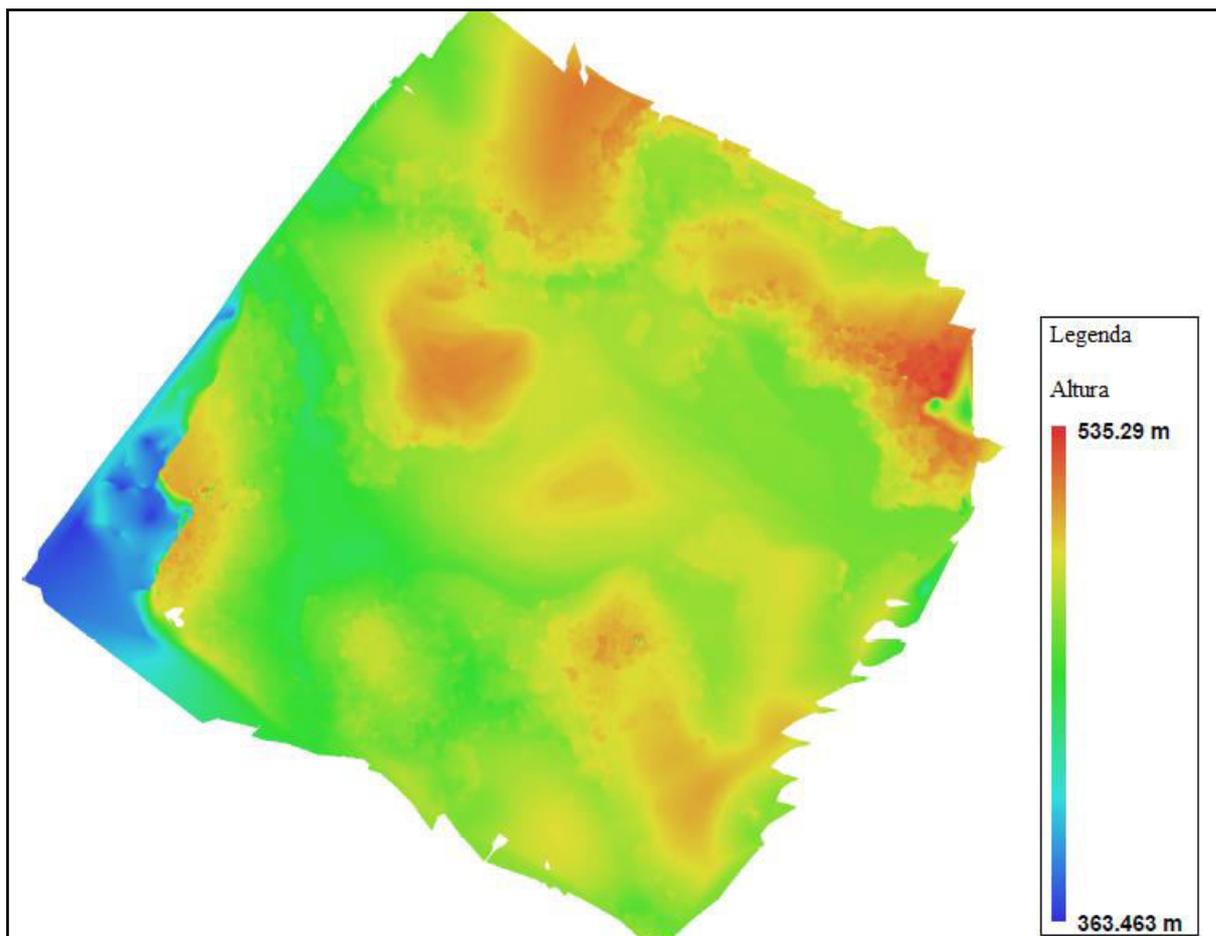


Figura 33 – Modelo Digital de Elevação - MDE.

O modelo digital de Superfície e o mosaico ortorretificado foram gerados no *software Agisoft Photoscan* a partir de informações de altimetria e localização presentes em cada uma das fotografias obtidas. O modelo digital de superfície do Drone mostrou-se eficiente na obtenção de informações referentes a altimetria do terreno com verificado na Figura 33.

O imageamento foi realizado em fevereiro de 2016 e o modelo digital de superfície gerado possui resolução espacial de aproximadamente 0.2963 m/pixel e uma densidade de pontos de 40,62 pontos por metro quadrado. A tabela 29 apresenta alguns parâmetros da missão executada pelo Drone e a Tabela 30 apresenta os pontos de controle no solo com seus respectivos erros nos três eixos.

Tabela 29 – Parâmetros definidos para a missão executada pelo Drone no aterro controlado de Volta Redonda.

Número de imagens: 246	Pontos de captação de imagens: 242
Altitude do voo: 119.957 m	Pontos de amarração: 434905
Resolução no solo: 0.0370436 m/pix	Projeções: 1096930
Área imageada: 0.503073 km ²	Erro: 0.907785 pixels
Câmera: Canon PowerShot S100	Resolução da câmera: 4000 x 3000
Distância Focal: 5,2 mm	Pixel da câmera: 1,86 x 1,86 um
Recobrimento vertical: 60%	Recobrimento horizontal: 80%

Tabela 30 – Pontos de Controle

Pontos de Controle	X erro (m)	Y erro (m)	Z erro (m)	Erro (m)	Projeções	Erro (pixel)
PC1	0.095086	0.033662	-0.020649	0.102960	13	0.865925
PC2	-0.027270	-0.044214	-0.172140	0.179807	10	0.837532
PC3	-0.060074	-0.012964	-0.007562	0.061920	5	0.269254
PC4	0.096080	0.036987	0.027292	0.106510	4	0.307263
PC5	-0.163865	-0.016133	-0.120826	0.204233	6	0.460727
PC6	-	-	-	-	-	-
PC7	0.030052	-0.015812	-0.023063	0.041049	18	0.257590
PC8	0.043154	-0.002165	0.074088	0.085767	14	0.434430
PC9	-0.066381	0.023280	-0.025923	0.074969	16	0.326107
PC10	-0.023247	-0.093424	-0.250254	0.268133	13	1.910172
PC11	-0.085982	0.008585	0.094457	0.128019	10	0.915775
PC12	-0.019735	0.032589	-0.236257	0.239310	9	1.027207
PC13	0.063005	-0.069506	-0.190350	0.212212	17	3.724849
PC14	-	-	-	-	-	-
PC15	-0.009450	0.048250	0.697045	0.698777	16	5.557292
Total	0.072870	0.041791	0.232317	0.247038	151	2.329814

O controle altimétrico do MDS a partir de coordenadas obtidas em campo com receptores GNSS indicados pelos pontos PC1 – PC15 indicaram que os erros estão na terceira casa decimal indicando a precisão e a amarração dos pontos de apoio com as coordenadas das imagens obtidas com a câmera que apresentaram erros em metros nos tres eixos (X: 9,53 metros; Y: 11,77 metros; Z: 10,33 metros). O controle automático das coordenadas realizado

pelo *software Agisoft Photoscan* entre as coordenadas de cada imagem obtidas com a câmera (coordenadas de GPS da própria câmera) e as coordenadas obtidas com GNSS é importante para redução dos erros de georeferenciamento, o que leva ao ajuste mais preciso das imagens sobrepondo as coordenadas da camera com as coordenadas dos pontos de controle e ajustando o mosaico para as coordenadas mais precisas (GNSS).

5.6.3 Geologia

O aterro está assentado sobre a Bacia Sedimentar de Volta Redonda. Essa bacia é formada principalmente por arenitos e argilitos, com espessura de sedimentos variando entre 100 e 200 metros. A bacia é circundada por rochas cristalinas de origem metamórficas e ígneas intrusivas e faz parte da estrutura geológica do “Rift Continental do Sudeste do Brasil”. Trata-se de depósitos de sistemas de leques aluviais e planície aluvial de rios entrelaçados de idade Cenozóica. (202)

Derrames de lavas ankaramíticas ocorrem intercalados na Formação Resende na Bacia de Volta Redonda e em contatos com depósitos das formações da Bacia de Itaboraí, indicando a possibilidade de um mesmo evento magmático nessas formações. A cimentação das rochas sedimentares, identificados pelos fragmentos de rochas silicificadas em sedimentos rudáceos^e dos leques aluviais indica o caráter pretério do hidrotermalismo (processo caracterizado por soluções aquosas quentes responsáveis pela formação de depósitos minerais) em relação a essa sedimentação. (203 , 204)

^e Conglomerados e brechas intraformacionais são sedimentos rudáceos formados por fragmentação contemporânea e redeposição nas proximidades de material ligeiramente retrabalhado. Esta fragmentação pode ocorrer de várias maneiras, uma delas é propiciada pela retirada temporária da água, seguida de ressecamento e formação de lamias recém-depositadas. Em fase de enchente subsequente, os fragmentos são remobilizados a curta distância e redepositados como conglomerados e brechas intraformacionais de partículas muito achatadas de argila. Dois tipos são comuns: conglomerado com fragmentos de argilito e folhelho ou ardósia, com matriz arenosa.

5.6.4 Geomorfologia

O município de Volta Redonda está localizados sobre terrenos sedimentares de rochas pré-cambrianas com relevo de colinas arredondadas do tipo “mares de morro”, com pontos mais elevados entre 500 – 550 metros. Morfológicamente está localizado em uma faixa deprimida e alongada de direção geral lés-nordeste (ENE) (203)

Como unidade morfoestrutural a área de estudo está localizada em Bacias Sedimentares Cenozóicas. A unidade morfoescultural é o Tabuleiro de Bacias Sedimentares e a unidade geomorfológica é a Bacia de Volta Redonda. (205)

A unidade geomorfológica utilizando maior resolução espacial, extraído da literatura, mostrou que a área de estudo é classificada como Vertente Estrutural Dissecada, apresentando formas estruturais serranas de constituição eluvial (deposito residual com pouco transporte de sedimentos) ou saprólita (horizonte de transição entre rocha e solo) e fortemente influenciada pela forma da vertente (convexa, côncava, plana ou reta) e pelo fluxo de água. (206)

Através de uma superfície raster^f foi desenvolvido o aspecto. O aspecto identifica a direção da curva descendente da taxa máxima de mudança de valor de cada célula para seus vizinhos. O aspecto pode ser pensado como a direção de inclinação. O valor da quadrícula de saída será a direção da bússola, e pode ser identificado na Figura 34. O aspecto é expresso em graus positivos 0 - 359,9, medido no sentido horário do norte e serve para: encontrar todas as encostas voltadas para o norte ou para o sul, para identificar os locais susceptíveis de serem atingidos pelo escoamento em primeiro lugar, calcular a incidência solar para cada local em uma região visando à acuidade dos cálculos de evapotranspiração e identificação de áreas planas.

^f A superfície raster representa objetos geográficos dividindo a superfície em células retangulares discretas, dispostas em uma quadrícula.

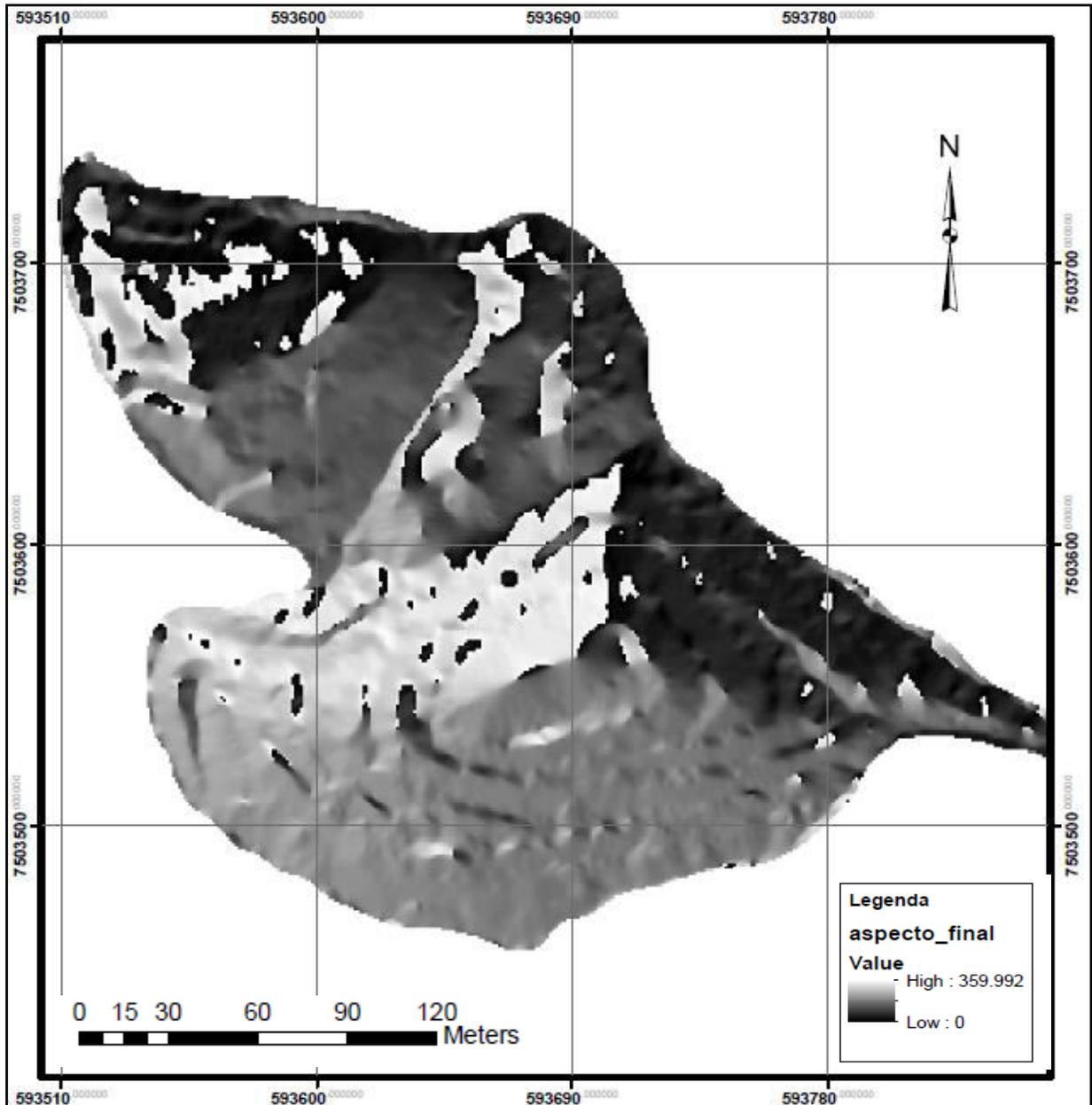


Figura 34 – Aspecto da área de estudo.

A análise do mapa de aspecto indica que as células ou áreas com cores mais forte de cinza indicam que esse lado está fazendo o norte. As células ou áreas com valores menores indicam outras direções, ou seja, a área que apresenta o valor de 90 para o aspecto indica um faceamento para o leste em que essa área receberá mais insolação pela manhã à medida que o sol se eleva.

5.6.5 Pedologia

O termo solo se refere a todas as partes do perfil do solo presentes acima do material de origem – saprólito. (207) O perfil de ARGISSOLO VERMELHO- AMARELO foi identificado na área de estudo. (208)

Argissolos Vermelho-Amarelo presentes em Vertentes Estruturais apresentam horizonte de acumulação de argila, B textural, com cores vermelho-amareladas devido à presença de óxidos de ferro hematita e goethita. São solos profundos e muito profundos, bem estruturados e bem drenados e apresenta textura média/ argilosa, fertilidade entre baixa e muito baixa com reação fortemente ácida e argilas de atividades baixa. (209)

A Tabela 31 apresenta as características físicas do solo utilizado como cobertura do aterro de Volta Redonda. (210)

Tabela 31 – Características físicas do solo

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	g/cm ³	1,651
Umidade ótima	%	20,9

Fonte: Adaptado de (210)

5.6.6 Hidrogeologia

As características geológicas do estado do Rio de Janeiro propiciaram a formação de dois sistemas de aquíferos: fraturados e sedimentares.

O Aquífero Terciário de Volta Redonda, que cobre uma área de aproximadamente 8 km², está associado aos sedimentos desta bacia, compostos por areias e argilas, intercaladas, com presença de lateritas (formações superficiais ou subsuperficiais ferruginosas e aluminosas) sobrepostas ao embasamento cristalino e estão parcialmente cobertos por sedimentos mais recentes. Os aquíferos são livres a semi-confinados, com espessura entre 10

metros e 30 metros, baixa produtividade ($Vazão < 1m^3 \cdot h^{-1}$). Os poços ultrapassam os sedimentos, tendo captações mistas, (aquífero sedimentar/fraturado), ou captando unicamente o sistema aquífero fraturado subjacente as camadas de sedimento. (211 , 212, 213)

A Formação Pinheiral, localizada na rodovia do contorno (próximo a área de estudo) apresenta uma camada considerada de muito baixa permeabilidade, variando de 10^{-7} a $10^{-5}cm \cdot s^{-1}$, mas sua base apresenta valores moderados a altos (10^{-4} a $10^{-3} cm/s$). O topo da formação possui condutividade hidráulica, em torno de $10^{-3} cm \cdot s^{-1}$. Esta formação apresenta boas características para reservatório e deve-se levar em consideração a alta permeabilidade existente no topo da formação que funciona como meio de recarga do aquífero. (214)

5.6.7 Clima

O município de Volta Redonda apresenta clima tropical mesotérmico (Cwa), chuvas de verão e inverno seco, com temperatura média de 21,8 °C e índice pluviométrico anual de aproximadamente 1.350 milímetros. (215)

O clima deste domínio apresenta temperatura amena, média a elevados valores de precipitação pluviométrica, épocas secas bastante definidas e baixas a moderada deficiência hídrica. (216) A Tabela 32 apresenta os valores interpolados de temperatura do município de Volta Redonda, tomando como referência as normais climatológicas do período de 1961 – 1990, da localidade de Santa Mônica- Valença, distante cerca de 50 km de Volta Redonda, e de cota altimétrica próxima a esta, com pressão atmosférica não reduzida ao nível do mar variando de 962 hPa (verão) a 969 hPa (inverno), sendo que na primavera e no outono os valores ficam próximos de 965 hPa. (217)

Tabela 32 – Dados de temperatura de Volta Redonda.

continua

Temperatura	Max. 1	Max. 2	Média das máximas	Mín. 1	Mín. 2	Média das mínimas	Média Final
Janeiro	27	30	28,5	15	21	18	23,25
Fevereiro	27	30	28,5	15	21	18	23,25
Março	27	30	28,5	15	21	18	23,25
Abril	24	29	26,5	15	21	18	22,25
Maiο	24	29	26,5	15	21	18	22,25
Junho	24	29	26,5	15	21	18	22,25
Julho	24	27	25,5	12	15	13,5	19,5
Agosto	24	27	25,5	12	15	13,5	19,5
Setembro	24	27	25,5	12	15	13,5	19,5

Tabela 32 – Dados de temperatura de Volta Redonda.

conclusão

Temperatura	Max. 1	Max. 2	Média das máximas	Mín. 1	Mín. 2	Média das mínimas	Média Final
Outubro	24	30	27	15	21	18	22,5
Novembro	24	30	27	15	21	18	22,5
Dezembro	24	30	27	15	21	18	22,5

Fonte: (217)

5.7 PREVISÃO DE GERAÇÃO DO LIXIVIADO PELO MÉTODO DO BALANÇO HÍDRICO GLOBAL

5.7.1 Precipitação

Para cálculo do balanço hídrico, admitiu-se que não ocorreria infiltração nem fuga pelas laterais. O cálculo do balanço hídrico levou em consideração o período de 2007 – 2015, pois as intervenções para reabilitação na área foram realizadas em 2007, desenvolvendo assim condições específicas para a modelagem.

Os dados de precipitação, apresentados no Anexo 2, foram obtidos da Estação de Volta Redonda (Código: 2244041), operada pela empresa pública Companhia de Pesquisa de Recursos Naturais (Serviço Geológico do Brasil – CPRM).

A Tabela 33 apresenta as médias históricas mensais de precipitação e a média anual dos períodos: 1987 – 2007; 2008 – 2015 e 1987-2015.

Tabela 33 – Precipitações médias mensais para os períodos do estudo.

Mês	Precipitação média mensal (mm) 1987 – 2007.	Precipitação média mensal (mm) 2008 - 2015.	Precipitação média mensal (mm) 1987 – 2015
Janeiro	259,1190476	299,0125	270,1241379
Fevereiro	215,6761905	170,6875	203,2655172
Março	182,2428571	165,9	177,7344828
Abril	86,09047619	79,4625	84,26206897
Maio	55,85714286	49,8	54,1862069
Junho	20,67619048	30,925	23,50344828
Julho	24,75714286	33,875	27,27241379
Agosto	19,26190476	22,075	20,03793103
Setembro	65,07619048	57,1375	62,8862069
Outubro	109,4857143	84,8375	102,6862069
Novembro	154,2428571	167,3625	157,862069
Dezembro	211,8190476	245,3	222,5214286
Média Anual	117,0253	117,1979	117,1951765

Fonte: Estação 02244041.

A divisão entre as estações seca e chuvosa é feita através da análise das médias mensais acumuladas, em que foi considerada a média menor 90 mm/mês estação seca e maior, estação chuvosa. Para Volta Redonda, a estação seca vai de abril a setembro.

5.7.2 ESCOAMENTO SUPERFICIAL

O escoamento superficial foi estimado com os dados de coeficientes em função da declividade e das estações secas e chuvosas para aplicação do método do Balanço Hídrico.

A Figura 35 apresenta as declividades para a área de estudo expressa em porcentagem obtidas através dos dados topográficos (curvas de nível) do ortofotomosaico e a Figura 36 apresenta as declividades da área de estudo expressa em graus.

A declividade obtida pela interpolação das curvas de nível foi utilizada para identificar o coeficiente de escoamento a ser utilizado para cálculo do escoamento superficial.

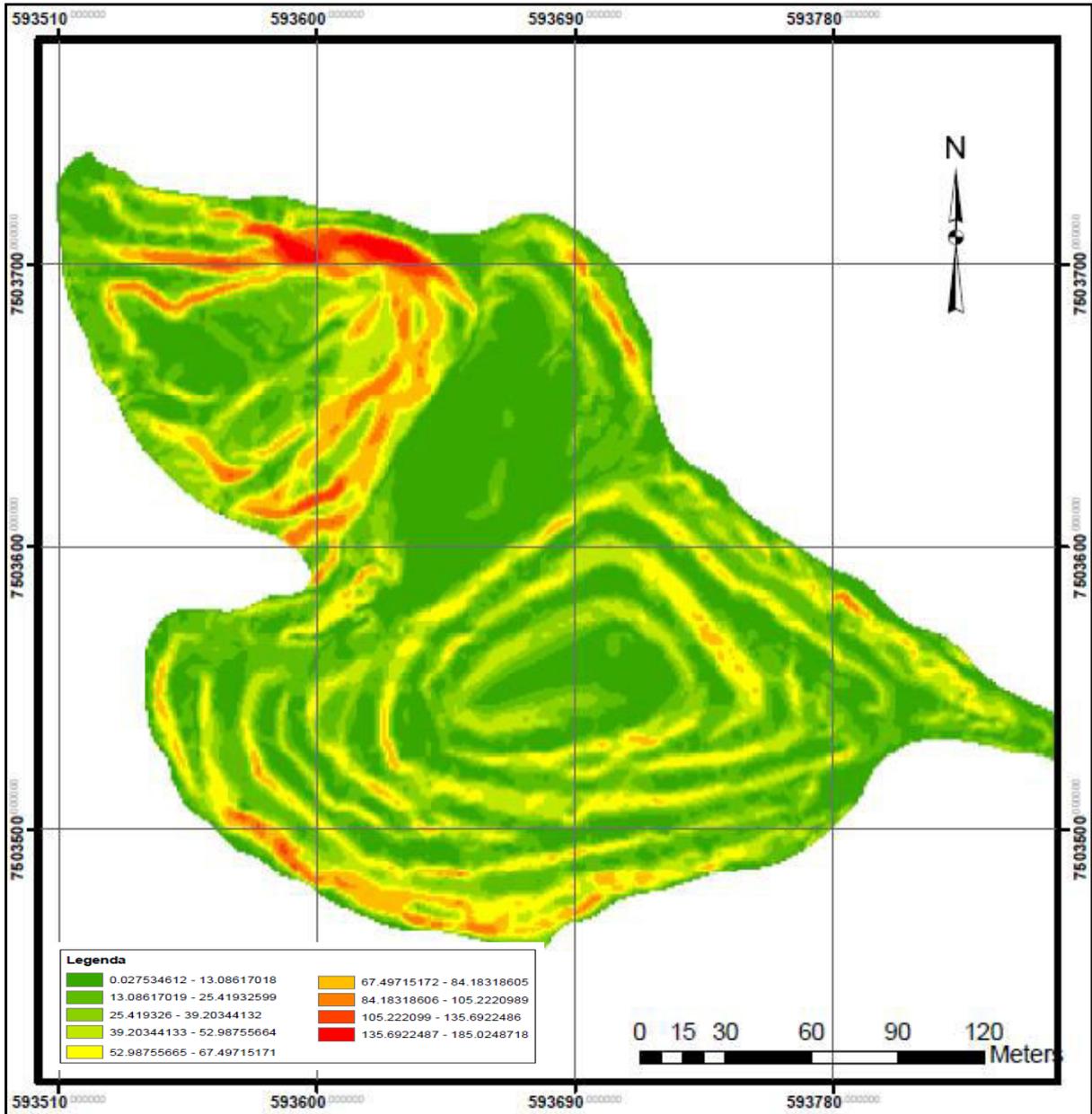


Figura 35 – Declividade em porcentagem.

Observa-se um gradiente de cores no mapa que varia do verde nas partes planas para vermelho nas áreas com maiores inclinação. O mapa de declividade demonstra que as áreas em amarelo apresentam um inclinação entre 39 – 52 %, o que pode ser explicado pela configuração dos taludes do aterro. As áreas em verde apresentam a declividade variando entre 0,02 – 13%. O cálculo da declividade média indicou um valor menor que 2% para a área de aterro de RSU. Esse valor foi utilizado no Balanço Hídrico para quantificação do escoamento superficial em metros cúbicos.

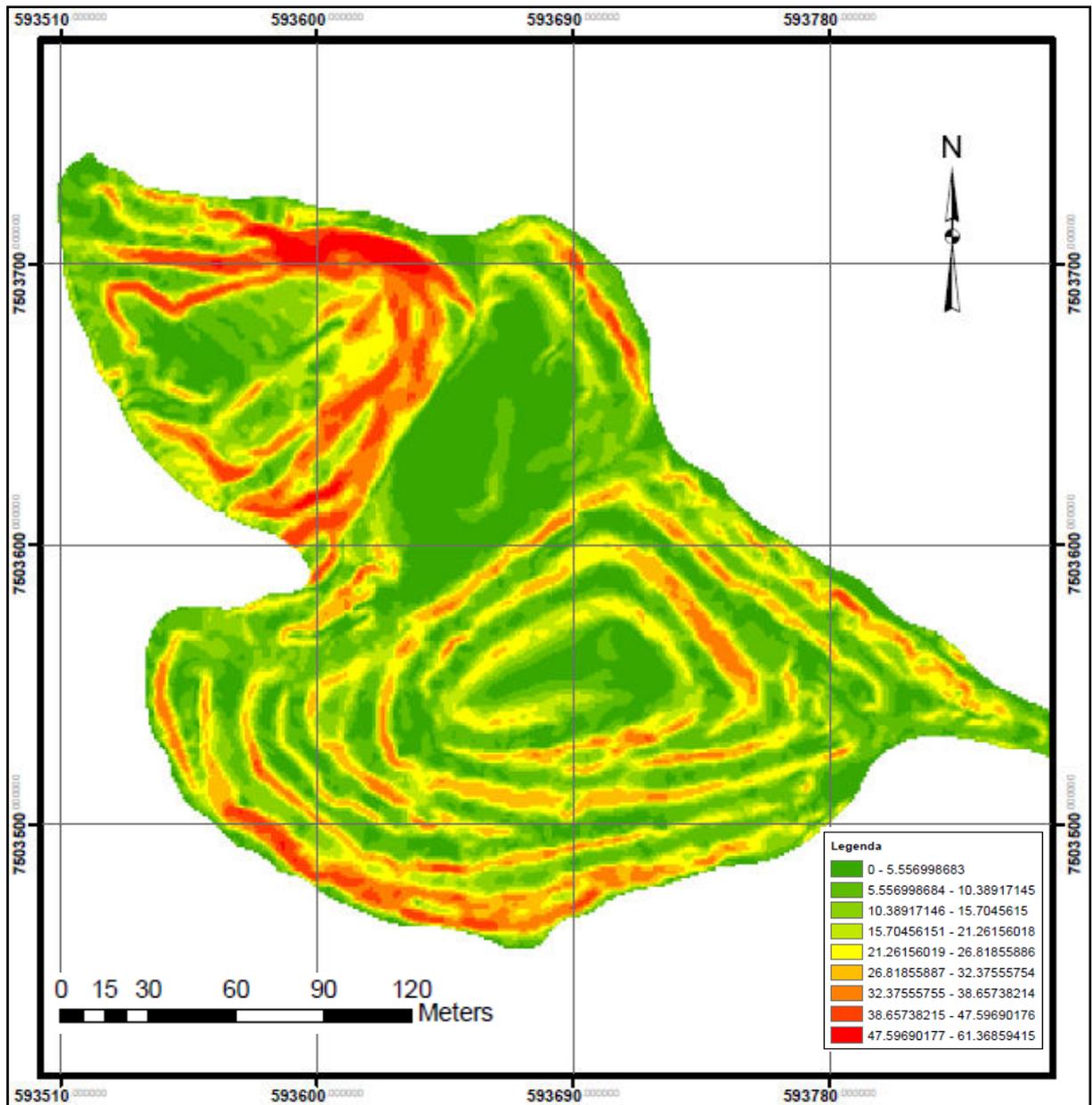


Figura 36 – Declividade em graus.

A análise da declividade possibilita identificar a distribuição das inclinações de uma superfície do terreno, sendo esta uma característica importante na análise do balanço morfogênese/pedogênese, uma vez que a inclinação de área é um dos fatores que contribuí nos processos erosivos e movimentos de materiais. Quanto maior a declividade (legenda em vermelho) mais rápida se dá a conversão da energia potencial da precipitação em energia cinética, ocasionando o aumento da velocidade das massas de água e sua capacidade de transporte, responsável pelos processos erosivos que determinam as formas do relevo – morfogênese.

5.7.3 Evapotranspiração Real

O cálculo da Evapotranspiração Real leva em consideração a taxa de infiltração. Nesse sentido, quando a Infiltração for maior que a Evapotranspiração Potencial, a Evapotranspiração Real é igual a potencial. Em contrapartida, quando a Infiltração for menor que Evapotranspiração Potencial, a Evapotranspiração Real torna-se umidade do solo.

A Tabela 34 apresenta o índice de calor para cada mês, que será utilizado para calcular o coeficiente de ajuste de temperatura e depois a ETP.

Tabela 34 – Índice anual de calor.

Meses	T	I
Janeiro	23,25	10,24527855
Fevereiro	23,25	10,24527855
Março	23,25	10,24527855
Abril	22,25	9,585550436
Mai	22,25	9,585550436
Junho	22,25	9,585550436
Julho	19,5	7,850039012
Agosto	19,5	7,850039012
Setembro	19,5	7,850039012
Outubro	22,5	9,749082507
Novembro	22,5	9,749082507
Dezembro	22,5	9,749082507
Total	-	112,2898515

Cálculo do coeficiente de ajuste da temperatura:

$$a = 6,75 \cdot 10^{-7} \cdot (112,2898)^3 - 7,71 \cdot 10^{-5} \cdot (112,2898)^2 + 1,7912 \cdot 10^{-5} \cdot (112,2898) + 0,49239$$

$$a = 2,4$$

A Tabela 35 indica o cálculo da evapotranspiração potencial sem o fator de correção.

Tabela 35 – Evapotranspiração potencial (ETP).

Meses	T	Somatório I	A	ETP
Janeiro	23,25	112,2898515	2,4	91,31989
Fevereiro	23,25	112,2898515	2,4	91,31989
Março	23,25	112,2898515	2,4	91,31989
Abril	22,25	112,2898515	2,4	82,15639
Mai	22,25	112,2898515	2,4	82,15639
Junho	22,25	112,2898515	2,4	82,15639
Julho	19,5	112,2898515	2,4	60,18348
Agosto	19,5	112,2898515	2,4	60,18348
Setembro	19,5	112,2898515	2,4	60,18348
Outubro	22,5	112,2898515	2,4	84,84617
Novembro	22,5	112,2898515	2,4	84,84617
Dezembro	22,5	112,2898515	2,4	84,84617

Para o cálculo da Evapotranspiração Corrigida ($ETP_{\text{corrigida}}$) é necessário realizar o ajuste através do cálculo do fator de correção, segundo a média diária de luz solar para a latitude específica do estudo, apresentado na Tabela 36.

Tabela 36 - Média diária de horas de luz solar (N) no 15º dia do mês para a latitude 22º e fator de correção (F_c)

Meses	Fotoperíodo	ND	Fator de correção
Janeiro	13,2	31	1,13
Fevereiro	12,7	28	0,9
Março	12,1	31	1,04
Abril	11,5	30	0,9
Mai	10,9	31	0,9
Junho	10,7	30	0,8
Julho	10,8	31	0,9
Agosto	11,2	31	0,9
Setembro	11,9	30	0,9
Outubro	12,5	31	1,07
Novembro	13,1	30	1,09
Dezembro	13,3	31	1,1

Fazendo a correção da ETP, obtemos:

$$\text{Janeiro: } ETP_{\text{corrigida}} = 91,31 \cdot (N \cdot ND) \cdot 360^{-1} = 91,31 \cdot 1,13 = 103,1 \text{ mm}$$

A Tabela 37 indica o cálculo da evapotranspiração corrigida para cada mês.

Tabela 37 – Evapotranspiração corrigida

Meses	ETP	Fator de correção	ETP corrigido
Janeiro	91,31989	1,13	103,191475
Fevereiro	91,31989	0,9	82,18790047
Março	91,31989	1,04	94,97268499
Abril	82,15639	0,9	73,94075168
Mai	82,15639	0,9	73,94075168
Junho	82,15639	0,8	65,7251126
Julho	60,18348	0,9	54,16513
Agosto	60,18348	0,9	54,16513
Setembro	60,18348	0,9	54,16513
Outubro	84,84617	1,07	90,78540478
Novembro	84,84617	1,09	92,48232824
Dezembro	84,84617	1,1	93,33078996

Considerando a umidade do solo para o grau da Evapotranspiração Real, os seguintes parâmetros foram calculados e apresentados na Tabela 38: $P - ETP$; $\Sigma (P - ETP)$; $\Sigma (P - ETP)$; ARM e $\Sigma \text{ NEG } (I - ETP)$.

ALT: variação mensal da quantidade de água armazenada na cobertura de solo.

Esta modelagem considerou a capacidade de campo em função do tipo de solo. Obteve-se a quantia de 300 mm de água disponível para a espessura de 1,2 metros de cobertura de aterro.

Tabela 38 – Simulação do Balanço Hídrico Climático.

Meses	Precipitação	C'	ES = P.C'	ETP	P-ETP	NEG	CAD	ARM	ALT	ETR	DEF	EXC
Janeiro	270,1241379	0,22	59,42731	103,1915	166,9327	0	300	300	0	103,1915	0	166,9327
Fevereiro	203,2655172	0,22	44,71841	82,1879	121,0776	0	300	300	0	82,1879	0	121,0776
Março	177,7344828	0,22	39,10159	94,97268	82,7618	0	300	300	0	94,97268	0	82,7618
Abril	84,26206897	0,18	15,16717	73,94075	10,32132	0	300	300	0	73,94075	0	10,32132
Maiο	54,1862069	0,18	9,753517	73,94075	-19,7545	-19,7545	300	280,88181	-19,1182	73,30439	0,636359	0
Junho	23,50344828	0,18	4,230621	65,72511	-42,2217	-61,9762	300	244,00656	-36,8753	60,3787	5,34641	0
Julho	27,27241379	0,18	4,909034	54,16513	-26,8927	-88,8689	300	223,08497	-20,9216	48,19401	5,971125	0
Agosto	20,03793103	0,18	3,606828	54,16513	-34,1272	-122,996	300	199,09765	-23,9873	44,02525	10,13988	0
Setembro	62,8862069	0,18	11,31952	54,16513	8,721077	-110,135	300	207,81872	8,721077	54,16513	0	0
Outubro	102,6862069	0,22	22,59097	90,7854	11,9008	0	300	219,71953	11,9008	90,7854	0	0
Novembro	157,862069	0,22	34,72966	92,48233	65,37974	0	300	285,09927	65,37974	92,48233	0	0
Dezembro	222,5214286	0,22	48,95471	93,33079	129,1906	0	300	300	14,90073	93,33079	0	114,2899

Com base nos resultados apresentados na Tabela 38, obteve-se uma estimativa de evapotranspiração real média de 64% da precipitação média. O principal parâmetro que deve ser obtido dessa simulação.

A verificação da exatidão dos cálculos está demonstrada na Tabela 39, indicando que o balanço hídrico se encontra em equilíbrio.

Tabela 39 – Verificação do Balanço Hídrico

Aferição	$\Sigma ETP + \Sigma(P-ETP)$	P
$P = \Sigma ETP + \Sigma(P-ETP)$	1406	1406
	$\Sigma ETR + \Sigma EXC$	P
$P = \Sigma ETR + \Sigma EXC$	1406	1406
	$\Sigma ETR + \Sigma DEF$	ETP
$ETP = \Sigma ETR + \Sigma DEF$	933	933
	ΣALT	
$\Sigma ALT = 0$	0	

A Figura 37 apresenta o déficit e o excedente hídrico médio, em milímetros, na região de estudo.

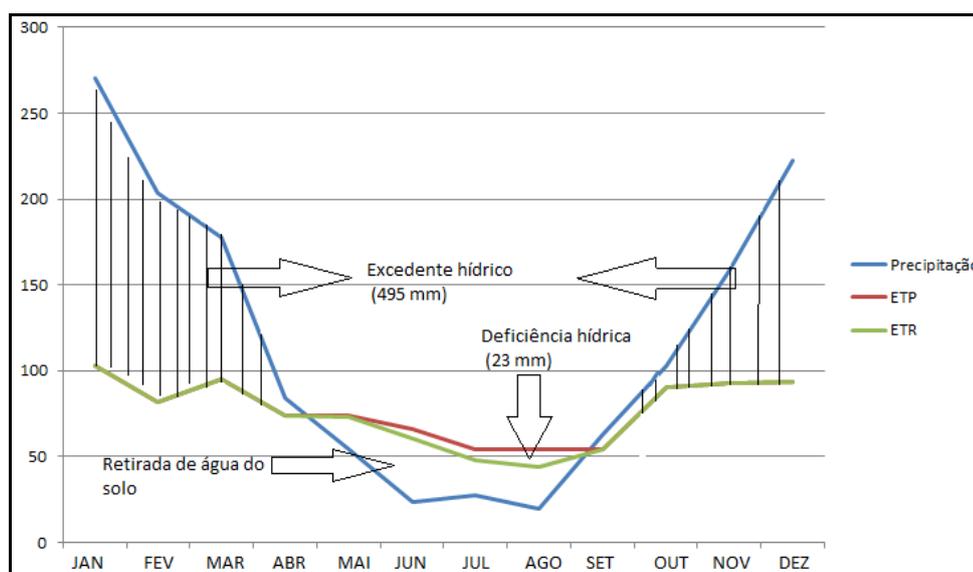


Figura 37 – Representação gráfica completa do Balanço Hídrico Climático.

O período com EXC indica que as chuvas (P) foram maiores que a ETP. Nessa situação $ETR = ETP$, pois não há restrição de água no solo. No início do período seco, o solo ainda tem água suficiente para atender a demanda atmosférica por alguns dias, mas depois, as chuvas sendo inferiores a ETP, resultam em período com restrição hídrica (DEF), em que $ETR < ETP$. No início do período chuvoso, as primeiras chuvas são usadas para repor a água no solo e na ETR, até que o solo esteja plenamente abastecido, quando então aparece EXC.

A Figura 38 apresenta o extrato do balanço hídrico simplificado médio. Apresenta a plotagem dos valores de excedente e deficiência hídrica, permitindo a visualização do ritmo médio mensal dessas variáveis ao longo do ano.

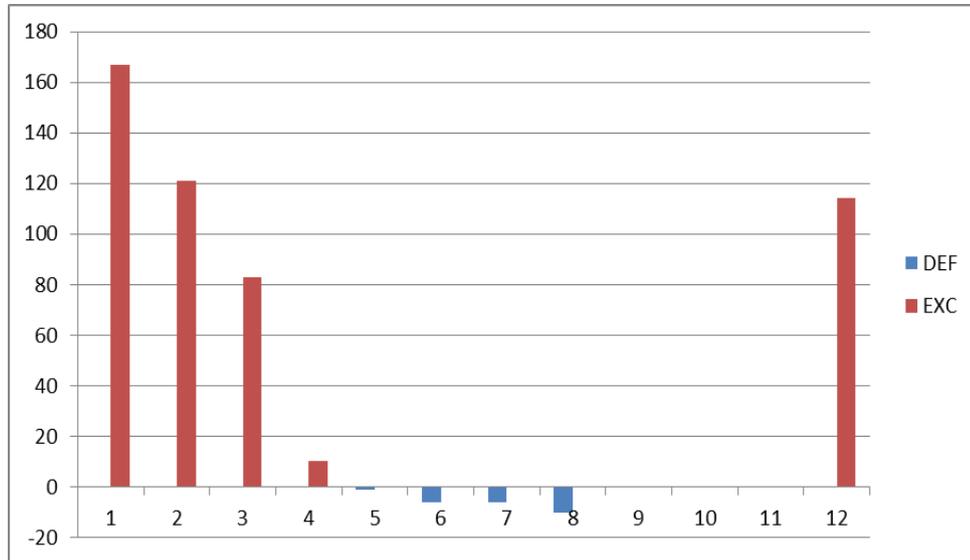


Figura 38 – Representação gráfica simplificada do Balanço Hídrico Climático (extrato).

Observa-se que entre os meses de maio a junho ocorre um déficit hídrico na região e que entre os meses de dezembro a abril ocorre um excedente hídrico que deve ser gerenciado para que a infiltração no aterro seja mínima e conseqüentemente leve a maior geração de lixiviado.

5.7.4 Água Proveniente da Umidade Natural dos Resíduos

O teor de umidade varia devido aos seguintes fatores: composição e condições iniciais dos resíduos e rejeitos, condições climáticas do local, procedimento adotados nos aterros, lixiviação e umidade gerada no processo de biodegradação. O teor de umidade é expresso de acordo com o peso úmido ou com o peso seco. (218) Algumas variáveis devem ser calculadas para prosseguimento do cálculo de geração de lixiviado e são apresentadas a seguir.

Para o cenário 1 considerou-se o crescimento populacional e a taxa de geração per capita de produção no município de Volta Redonda para cálculo da geração de RSU. A Tabela 40 apresenta a evolução da população no município, taxa de geração per capita e

quantidade de resíduos urbanos para os anos de 1987 - 2022. (219 , 220 , 221 , 222 , 223 , 224 , 225 , 226 , 227 , 228 , 229 , 230, 231 , 232, 233 , 234, 235)

O cálculo da geração per capita foi realizado através da equação de regressão linear representada na Figura 39.

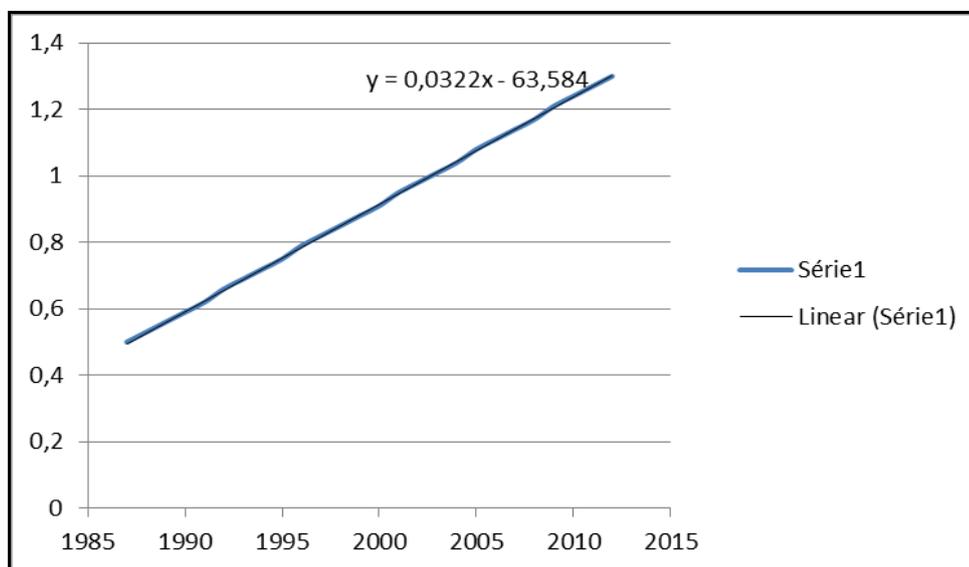


Figura 39 - Equação de regressão linear para geração per capita no município de Volta Redonda

Tabela 40 – Quantidade de resíduos gerados pela população de Volta Redonda no período de 1987 – 2012. continua

ANO	População	Geração per capita (Kg.hab ⁻¹ . dia ⁻¹)	Porcentagem de resíduos recolhida	Geração diária (ton.dia ⁻¹)	Geração anual (ton.ano ⁻¹)
1987	207068	0,5	0,88	90,74604	33122
1988	210362	0,53	0,88	97,7779616	35689
1989	213571	0,56	0,88	105,0171584	38331
1990	216701	0,59	0,88	112,4685848	41051
1991	220305	0,62	0,88	120,198408	43872
1992	222477	0,66	0,88	129,2971152	47193
1993	226533	0,69	0,88	136,5932832	49857
1994	228564	0,72	0,88	144,0286848	52570
1995	230540	0,75	0,88	151,6053	55336
1996	232287	0,79	0,88	161,0027584	58766
1997	235274	0,82	0,88	169,2541664	61778
1998	237792	0,85	0,88	177,288716	64710
1999	240316	0,88	0,88	185,4734464	67698
2000	242063	0,91	0,88	193,8440504	70753
2001	244715	0,95	0,88	203,639568	74328
2002	246642	0,98	0,88	211,3940752	77159
2003	248765	1,01	0,88	219,2376296	80022
2004	250884	1,04	0,88	227,1718592	82918
2005	255697	1,08	0,88	237,395664	86649
2006	258145	1,11	0,88	245,5274712	89618
2007	260570	1,14	1	291,44442	106377
2008	259811	1,17	1	303,97887	110952
2009	261404	1,21	1	316,29763	115449

Tabela 40 – Quantidade de resíduos gerados pela população de Volta Redonda no período de 1987 – 2012. conclusão

2010	257803	1,24	1	319,67572	116682
2011	258834	1,27	1	328,94397	120065
2012	259870	1,3	1	338,234	123455

Para calcular a geração de lixo no município de Volta Redonda foram relacionados as estimativas de gravimetria relacionadas na Tabela 41, seguindo-se à aplicação dos respectivos teores à população urbana do município, conforme indicado na Tabela 42.

Tabela 41 – Estimativa da composição gravimétrica dos RSU em VR.

Componente	Porcentagem (%)
Matéria orgânica	53,03
Papel/Papelão	16,57
Plástico	19,69
Vidro	2,95
Metal Ferroso	1,49
Outros	6,27

Fonte: (210)

Tabela 42 – Quantidade de resíduos gerados no período 2007 – 2012, por tipo considerando o crescimento populacional e geração per capita.

		RSU gerado (t.ano ⁻¹)					
		2007	2008	2009	2010	2011	2012
		108423	110952	115449	116682	119983	123308
Tipo	%	-	-	-	-	-	-
Matéria orgânica	53,03	57496,72	58837,85	61222,6047	61876,46	63626,98	65390,23
Papel/Papelão	16,57	17965,69	18384,75	19129,8993	19334,21	19881,18	20456,56

O peso específico aparente dos resíduos sem qualquer compactação é de 230 kg.m⁻³ para resíduos domiciliares. A massa específica adotado dos resíduos sólidos aterrados com compactação é de 700 kg.m⁻³. O teor de umidade, que representa a quantidade de água presente nos resíduos, medido em percentual do seu peso, é de 60%. (236, 237)

Para o cenário 2 o volume de RSU aterrados, as áreas e os perímetros calculados através do Modelo Digital de Terreno por grade irregular para a área de estudo estão listados na Tabela 43 e o MDE - TIN pode ser visualizado na Figura 40.

A quantidade de umidade contida nos resíduos dispostos no aterro pode ser inferida através da quantidade de RSU obtidas através da geração per capita e do crescimento populacional – cenário 1 e através do volume de resíduos calculados a partir do MDE – TIN, cenário 2. Os cálculos são mostrados na Tabela 44.

O volume de solo de cobertura sobre o resíduo disposto e regularizado é de 19551 m³ e foi subtraído do volume inicial obtido pelo MDE – TIN, para não interferir nos cálculos. Após a subtração desta parcela o volume total aterrado obtido para o cenário 2 foi dividido pelos anos de operação do aterro, iniciado em 1987 e finalizado em 2012. Considerando a interferência do peso específico o volume foi multiplicado por 0,7 ton.m⁻³. Obteve-se assim a quantidade de RSU aterradas em unidades de massa, que foi utilizada para o cálculo da umidade.

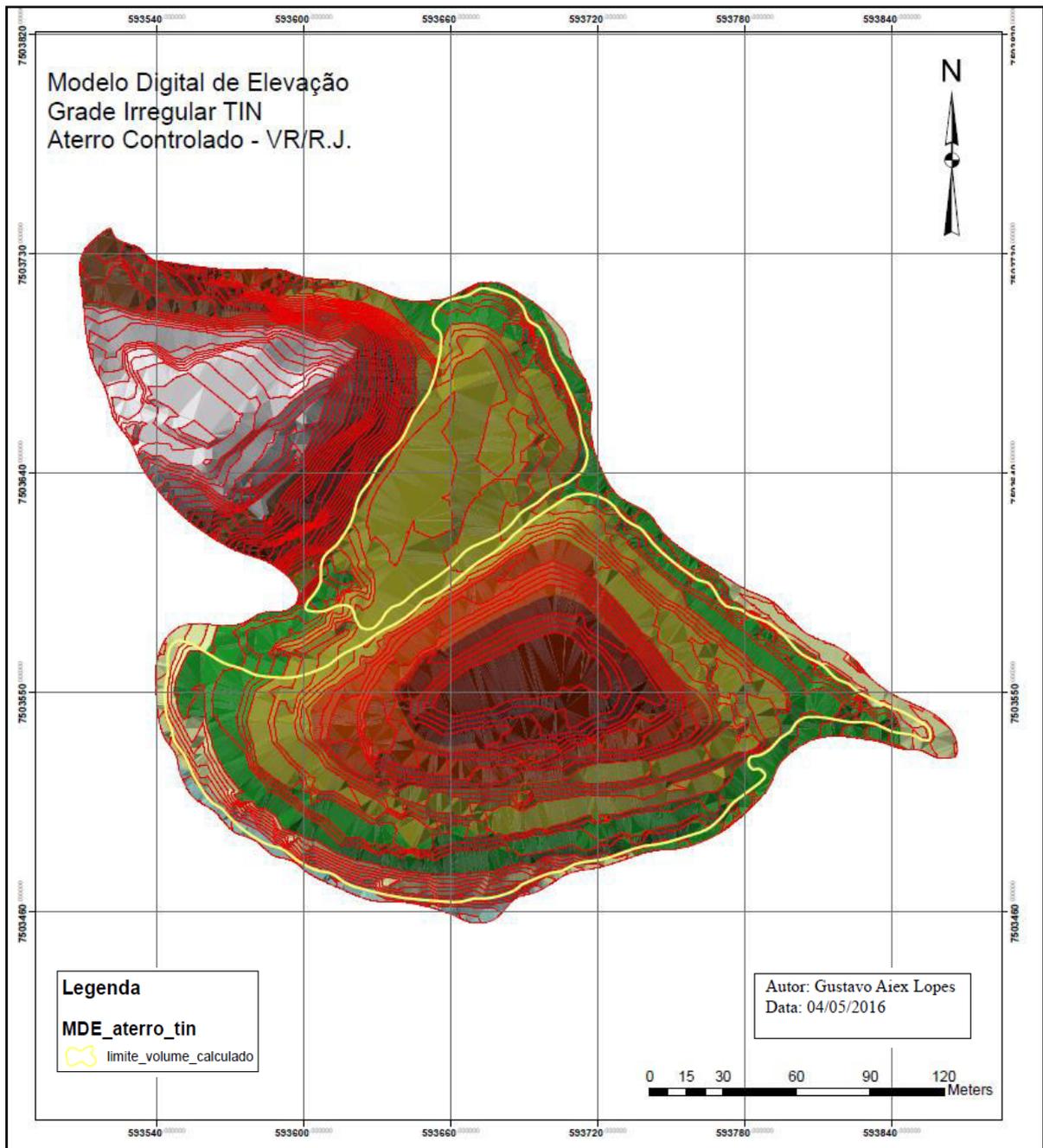


Figura 40 – Modelo Digital de Elevação através de TIN.

Tabela 43 – Área, volume e perímetro das áreas de estudo.

	Área (m ²)	Perímetro (m)	Volume (m ³)
Área menor	7739,73	393,9	47419,11
Área maior	29031,23	789,33	488336,68
Total	36770,96	1183,23	535755,79

Tabela 44 – Umidade dos RSU para ambos os cenários.

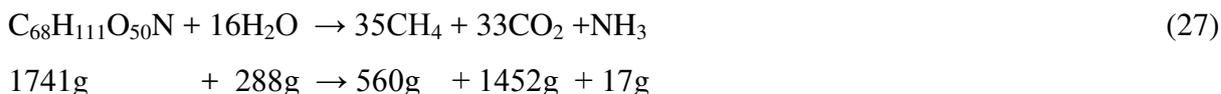
ANO	Geração anual cenário 1 (ton.ano ⁻¹)	Volume de resíduos MDE (m ³)	Peso específico (ton.m ⁻³)	Geração anual cenário 2 (ton.ano ⁻¹)	Umidade dos resíduos cenário 1 (m ³).	Umidade dos resíduos cenário 2 (m ³).
1987	33122	19854,03	0,7	13897,82	19759,63	8291,043
1988	35689	19854,03	0,7	13897,82	21291,03	8291,043
1989	38331	19854,03	0,7	13897,82	22867,17	8291,043
1990	41051	19854,03	0,7	13897,82	24489,85	8291,043
1991	43872	19854,03	0,7	13897,82	26172,78	8291,043
1992	47193	19854,03	0,7	13897,82	28153,99	8291,043
1993	49857	19854,03	0,7	13897,82	29743,26	8291,043
1994	52570	19854,03	0,7	13897,82	31361,76	8291,043
1995	55336	19854,03	0,7	13897,82	33011,87	8291,043
1996	58766	19854,03	0,7	13897,82	35058,11	8291,043
1997	61778	19854,03	0,7	13897,82	36854,98	8291,043
1998	64710	19854,03	0,7	13897,82	38604,13	8291,043
1999	67698	19854,03	0,7	13897,82	40386,69	8291,043
2000	70753	19854,03	0,7	13897,82	42209,21	8291,043
2001	74328	19854,03	0,7	13897,82	44341,96	8291,043
2002	77159	19854,03	0,7	13897,82	46030,85	8291,043
2003	80022	19854,03	0,7	13897,82	47738,83	8291,043
2004	82918	19854,03	0,7	13897,82	49466,50	8291,043
2005	86649	19854,03	0,7	13897,82	51692,31	8291,043
2006	89618	19854,03	0,7	13897,82	53463,53	8291,043
2007	106377	19854,03	0,7	13897,82	63461,47	8291,043
2008	110952	19854,03	0,7	13897,82	66190,79	8291,043
2009	115449	19854,03	0,7	13897,82	68873,57	8291,043
2010	116682	19854,03	0,7	13897,82	69609,14	8291,043
2011	120065	19854,03	0,7	13897,82	71627,34	8291,043
2012	123455	19854,03	0,7	13897,82	73649,72	8291,043

A umidade calculada e apresentada nas duas últimas colunas da Tabela 44 foi utilizada para o cálculo da geração de lixiviado.

5.7.5 Cálculo do Consumo de Água nas Reações

O consumo de água (R) nas reações químicas se baseia na equação de balanço de massa da decomposição da matéria orgânica facilmente biodegradável.

A determinação desta parcela é realizada através da Equação 27 (238)



Desta equação é obtido o consumo de água em função da matéria orgânica.

Consumo de água = $(288/1741) = 16,542\%$ da matéria orgânica seca.

No presente estudo a fração de carbono orgânico que pode se decompor é a recomendada pelo IPCC, sendo igual a 50%. Levou-se em consideração tanto os resíduos rapidamente degradáveis quando os lentamente degradáveis, sendo estes restos de alimento e papel/papelão respectivamente. Os cálculos para o consumo de água nas reações de degradação são apresentados na Tabela 45.

Tabela 45 – Consumo de água nas reações de degradação para os dois cenários.

Anos	Fração degradável	Consumo	Consumo de água cenário 1 (m ³)	Consumo de água cenário 2 (m ³)
1987	0,5	0,16542	2723,866216	1142,920289
1988	0,5	0,16542	2934,969549	1142,920289
1989	0,5	0,16542	3152,240684	1142,920289
1990	0,5	0,16542	3375,926335	1142,920289
1991	0,5	0,16542	3607,917959	1142,920289
1992	0,5	0,16542	3881,02827	1142,920289
1993	0,5	0,16542	4100,108627	1142,920289
1994	0,5	0,16542	4323,218616	1142,920289
1995	0,5	0,16542	4550,687185	1142,920289
1996	0,5	0,16542	4832,761369	1142,920289
1997	0,5	0,16542	5080,460332	1142,920289
1998	0,5	0,16542	5321,580305	1142,920289
1999	0,5	0,16542	5567,305571	1142,920289
2000	0,5	0,16542	5818,540741	1142,920289
2001	0,5	0,16542	6112,539344	1142,920289
2002	0,5	0,16542	6345,353342	1142,920289
2003	0,5	0,16542	6580,798936	1142,920289
2004	0,5	0,16542	6818,958364	1142,920289
2005	0,5	0,16542	7125,785997	1142,920289
2006	0,5	0,16542	7369,948753	1142,920289
2007	0,5	0,16542	8748,16486	1142,920289
2008	0,5	0,16542	9124,400835	1142,920289
2009	0,5	0,16542	9494,222294	1142,920289
2010	0,5	0,16542	9595,620973	1142,920289
2011	0,5	0,16542	9873,830001	1142,920289
2012	0,5	0,16542	10152,61469	1142,920289

5.7.6 Estimação do Potencial de Geração de Biogás no Aterro

Para estimar a geração de biogás é necessário calcular os seguintes parâmetros: FCM; COD; COD_f; F; R; OX; A; k, L₀

O fator de correção (FCM) adotado segue os valores apresentados pelo IPCC. Foi utilizada a equação de regressão linear para cálculo do carbono orgânico degradável conforme indicado na Figura 41 e determinado pela CETESB para a região sudeste do Brasil. (239 , 240)

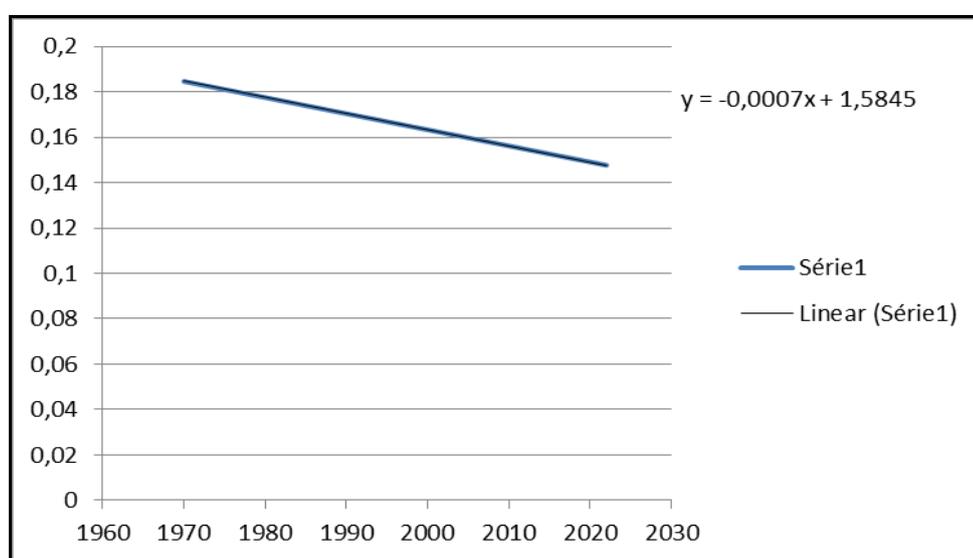


Figura 41 – Equação de regressão utilizada para cálculo do COD.

A fração de COD dissociada (COD_f) é de 0,77, adotando a temperatura de 35° C.

Foi adotado o valor de 0,5 para a fração de metano (F) presente no biogás conforme recomendação do IPCC. Não existe captura de metano na área, por isso, o valor de R foi considerado 0, bem como o fator de oxidação (OX).

A densidade do metano utilizada é de 0,0007168 ton.m⁻³.

O fator de normalização (A) depende do valor da constante de decaimento de metano (k). A constante de decaimento (k) utilizada levou em consideração os valores fornecidos pelo Banco Mundial em função da precipitação com valor foi 0,06.

O potencial de geração de metano (L₀) foi calculado através do carbono orgânico degradável. Para utilização do modelo LandGEM foi utilizado a média de potencial de geração calculada obtendo-se o valor de 56 m³.ton⁻¹.

O Anexo 3 apresenta a síntese dos resultados obtidos para os parâmetros utilizados e a Anexo 4 apresenta as estimativas de geração de metano ambos para o cenário 1 utilizando as cinco metodologias apresentadas.

As Figuras de 42 a 46 indicam a variação das quantidades de metano gerada no tempo. A Figura 47 apresenta a evolução da geração de metano utilizando a metodologia do IPCC para os dois cenários de análise desta pesquisa.

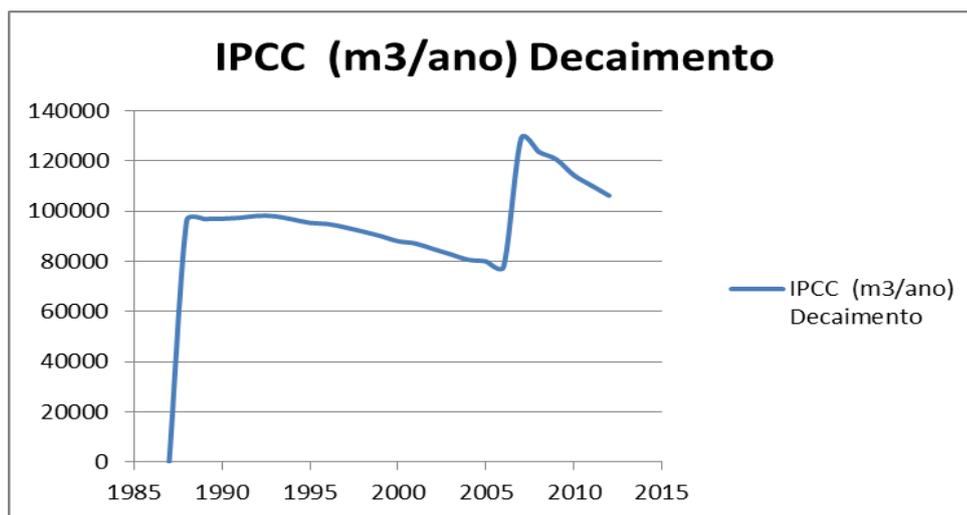


Figura 42 – Evolução da geração de metano no tempo utilizando o método do decaimento de primeira ordem IPCC.

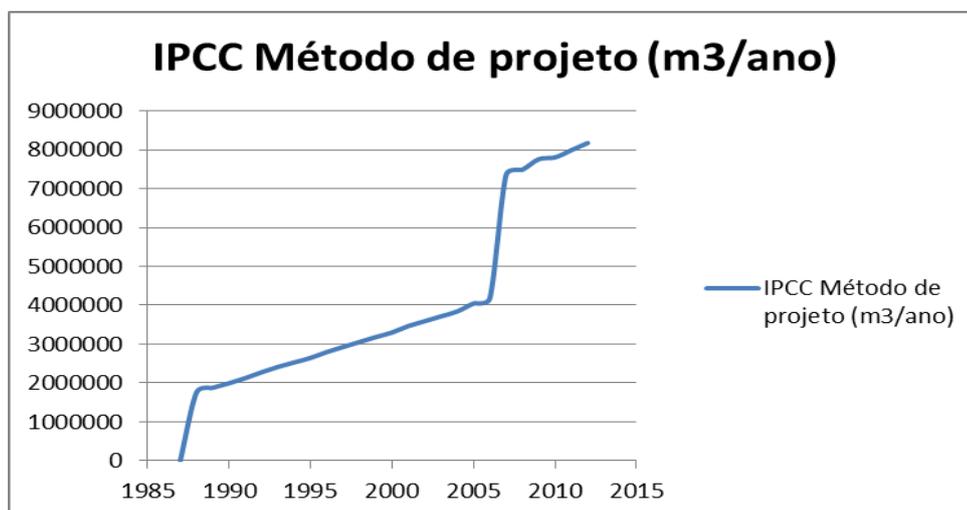


Figura 43 – Evolução da geração de metano no tempo utilizando Método de projeto IPCC.

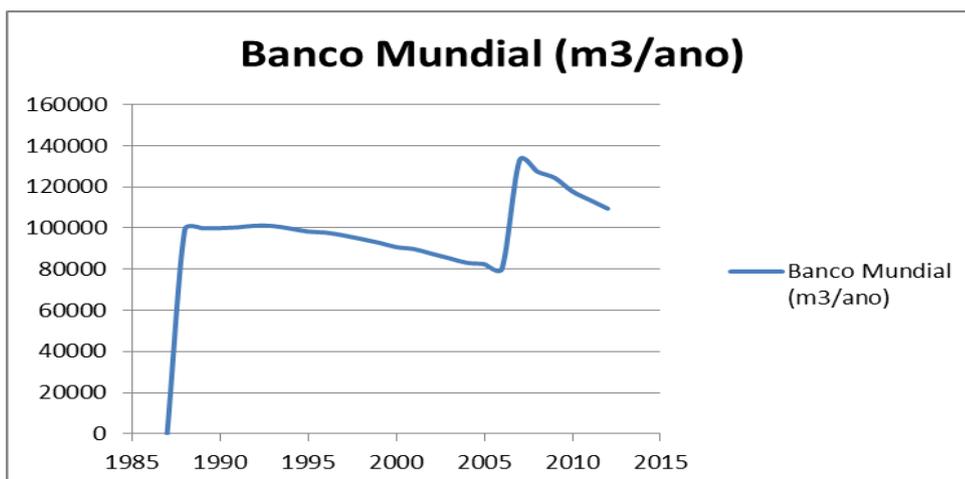


Figura 44 – Evolução da geração de metano no tempo utilizando o método proposto pelo Banco Mundial.

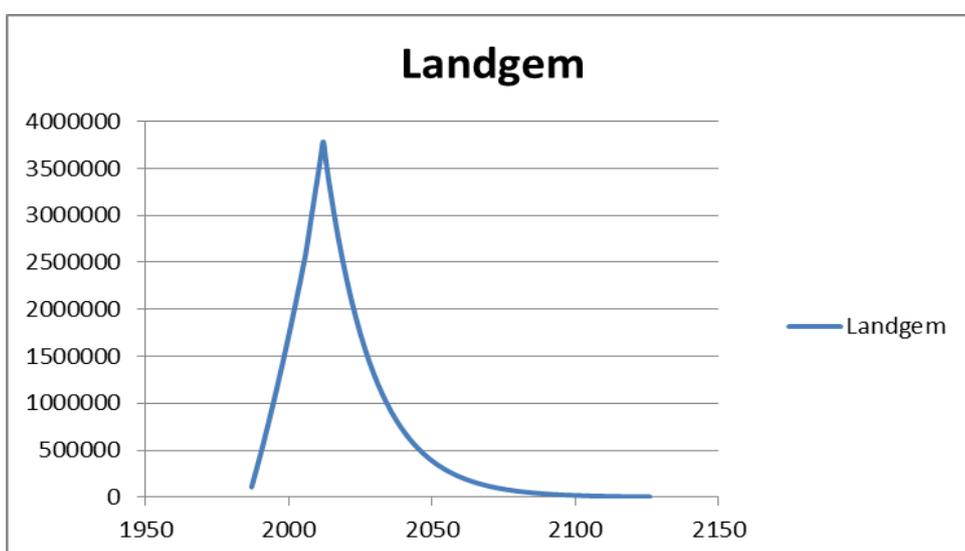


Figura 45 – Evolução da geração de metano no tempo utilizando o modelo LandGEM.

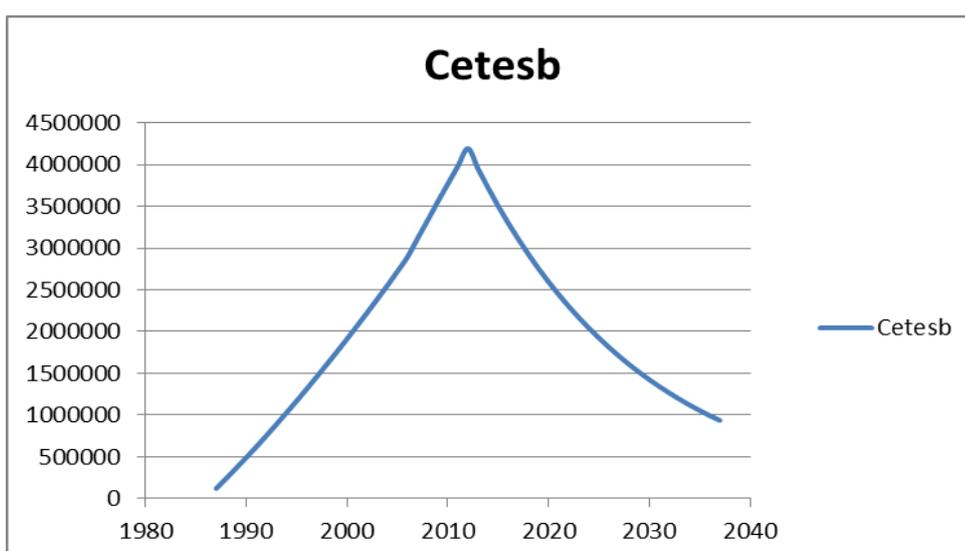


Figura 46 – Evolução da geração de metano no tempo utilizando o programa proposto pela CETESB

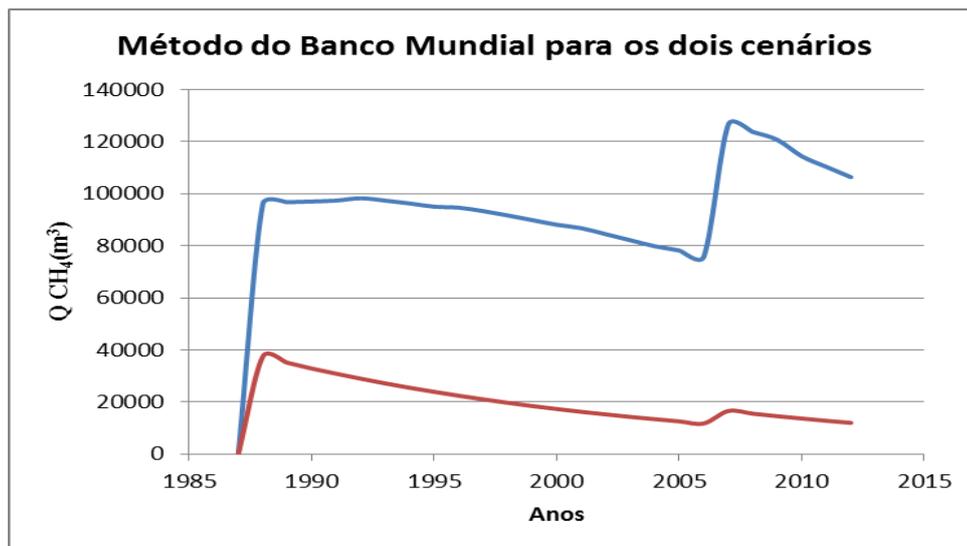


Figura 47 - Evolução da geração de metano no tempo utilizando o método do Banco Mundial para os dois cenários de referência.

Os resultados das metodologias propostas pelo IPCC, Banco Mundial, LandGEM (USEPA), e CETESB apresentaram uma diferença de uma casa decimal entre os picos de geração.

Os cálculos apresentados no Anexo 3 e a variação de geração de metano com o tempo para ambos os cenários mostrados na Figura 47 utilizando a método do Banco Mundial indicam uma diminuição da produção de metano para os dois cenários entre 1987 e 2006. Essa tendência pode ser observada nas Figuras 42 e 44. Devido a simplicidade do método de projeto do IPCC, a geração de metano no tempo é contínua – Figura 43, ou seja, não apresenta uma inversão da curva pois a sua formulação não leva em consideração as taxas de decaimento dos resíduos. As Figuras 45 e 46 apresentam uma distribuição de geração de metano mais uniforme no tempo devido principalmente à utilização de métodos de decaimento e parâmetros constantes de dados utilizados nos modelos. Esses refletem mais a realidade do comportamento de geração de metano em aterros. As maiores quantidades de geração observadas após 2007 são devidas a intervenções na área, em que o *layout* do aterro foi modificado, levando conseqüentemente a modificação dos parâmetros de entrada na modelagem. Pode-se observar que há uma diferença de uma casa decimal para as emissões em 2007 (geração de pico para as novas características: aterros controlados que funcionam como biorreatores). Esta diferença é de $0,1 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ entre os dois cenários. Estudos comparativos em outros aterros realizaram a modelagem usando como dados de parâmetros de entrada de geração de resíduos anuais (valores constantes para cada ano) entre os anos de 2006 -2013, com o lixo acumulado em 64.107 kg, obtendo a quantidade de metano 12.106 m^3 para o ano de pico. (241) Outra pesquisa estimou a quantidade de biogás gerado usando parâmetros

determinados no laboratório de acordo com as características dos resíduos aterrados. Os resultados do estudo indicaram que o potencial de geração médio foi de $69 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$. (242)

Estes estudos mostraram que o fluxo de metano e os parâmetros utilizados para a simulação desta pesquisa se encontraram dentro dos valores observados na literatura. No entanto, a forma das curvas e os anos de pico de fluxo para alguns métodos não estão de acordo com os dados da literatura, indicando a necessidade de utilização de um modelo mais homogêneo e representativo da realidade.

A metodologia utilizada pelo LandGEM e pela CETESB se mostraram mais promissoras para a estimativa de geração de metano em aterros, sendo assim essas duas metodologias foram utilizadas para a quantificação de geração de metano para o cenário 2.

Para o cenário 2 a taxa de decaimento (k) utilizada é de 0,06 e potencial de geração de metano é de $56 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$. O Anexo 5 apresenta as estimativas de geração de metano para o cenário 2. As Figuras 48 e 49 indicam a variação das quantidades de metano gerada no tempo. A Figura 50 apresenta a comparação entre as geração de metano para os dois cenários utilizando o método LandGEM.

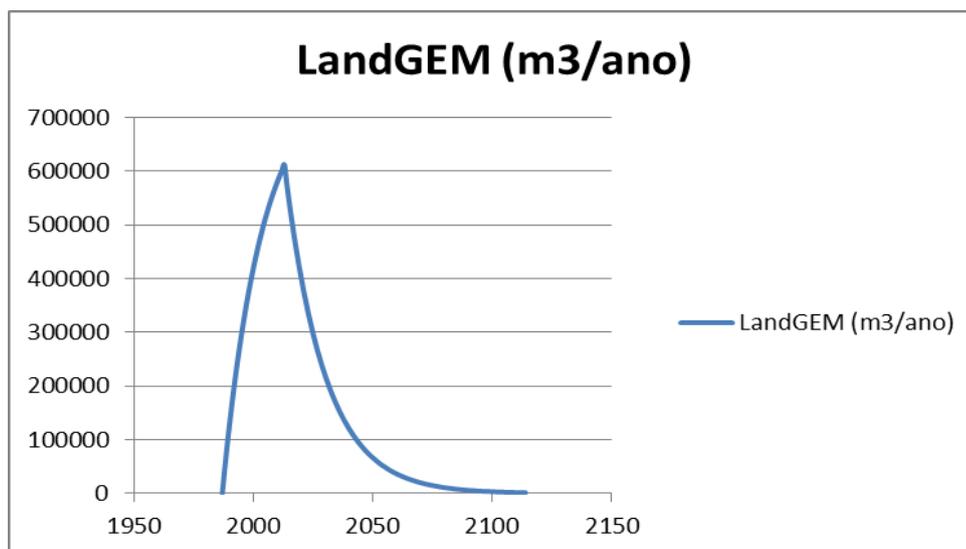


Figura 48 – Evolução da geração de metano no tempo utilizando o método LandGEM para o cenário 2.

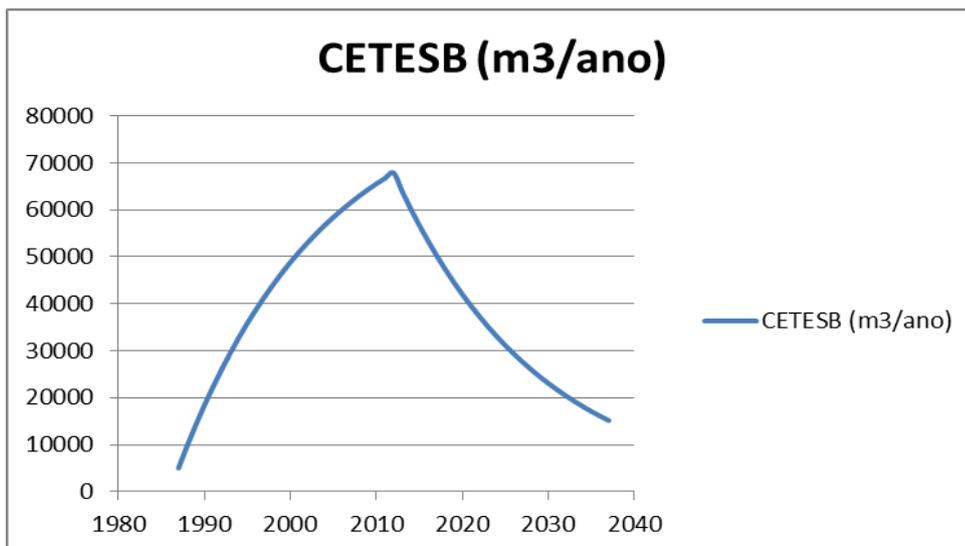


Figura 49 – Evolução da geração de metano no tempo utilizando o método proposto pela CETESB para o cenário 2.

Os resultados das metodologias propostas pelo LandGEM (USEPA), e CETESB apresentaram uma diferença em uma casa decimal para o pico de geração de metano. A metodologia utilizada através do programa LandGEM para o cenário 2 foi utilizada para o cálculo da geração de lixiviado devido à calibragem do modelo se mostrar mais promissora.

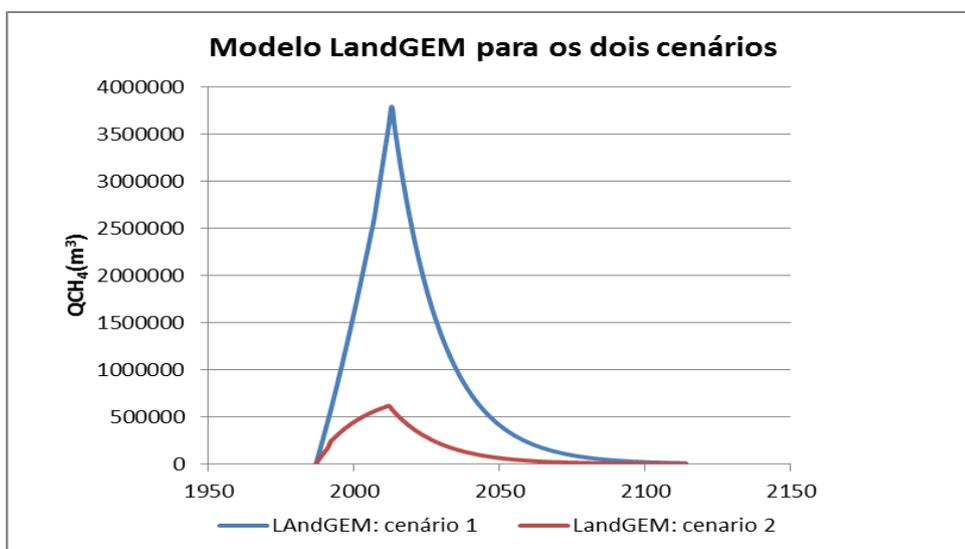


Figura 50 – Comparação entre a evolução da geração de metano utilizando o método LandGEM para os cenários 1 e 2.

Os cálculos apresentados no Anexo 5 mostram que existe uma diferença de uma casa decimal para emissões em 2012 (geração de pico para o cenário 2) e em 2013 (geração de pico para o cenário 1). A diferença entre a geração de metano entre os cenários, para o ano de 2012, é $0,29785 \cdot 10^7 \text{ m}^3$, e para o ano 2013 é $0,32094 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ mostrando que as estimativas do cenário 1 estão sobrestimadas, principalmente porque os dados de geração de resíduos per capita e o número de habitantes estimam uma quantidade de resíduos maior que a realidade, o

que leva a uma maior quantidade de geração de metano. A Figura 50 mostra que a geração de metano cai drasticamente após 2012, quando o aterro não recebe mais RSU, para ambos os cenários. No entanto, o gás metano ainda é gerado por quase 100 anos após o fechamento do aterro. Ao usar o modelo digital (TIN) para obter o volume de resíduos aterrados, observa-se além de maior precisão de cálculo, a enorme diferença na geração de metano quando se compara com o cenário 1.

Vários modelos estão disponíveis para estimar as emissões de biogás de aterro e o modelo LandGEM é amplamente utilizado na Índia (clima tropical), no entanto, devido à baixa precisão de dados de entrada para no modelo os resultados são geralmente criticados e adaptações são feitas para melhorar as estimativas, o que ocorreu nessa pesquisa. (243) Um estudo em aterros e lixões na Tailândia para estimativas de geração de biogás (clima tropical) foi desenvolvido usando o método proposto pelo modelo IPCC, LandGEM e fluxo câmara fechada. Os resultados mostraram que a geração de metano utilizando o método IPCC foi maior do que os resultados obtidos com o modelo LandGEM e que as estimativas deste modelo são perto das estimativas obtidas pela câmara de fluxo. (244) Outra pesquisa, agora realizada em um aterro sanitário da Tunísia mostrou que a composição dos RSU deste país é bem representativa quando comparado ao de cidades em países em desenvolvimento. A quantidade de resíduos aterrados foi estimada usando taxa per capita e crescimento populacional. Através do modelo LandGEM foi identificado o ano de pico de produção de geração de metano como sendo um ano após o encerramento do aterro, e apresentou o valor de $1,765 \cdot 10^7 \text{ m}^3 \cdot \text{year}^{-1}$ para esse ano. (245) Para comparação com os resultados dessa pesquisa foi utilizado mais um estudo realizado em três aterros sanitários na Índia, o qual estimou a geração de metano usando o modelo LandGEM. Alguns parâmetros de entrada propostos pelo IPCC foram utilizados e outros foram obtidos experimentalmente. A quantidade de resíduos aterrados foi estimada através da geração per capita e do crescimento populacional. Foi identificado o potencial de geração de metano (L_0) para a resíduos como sendo 79, 77 e $82 \text{ m}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$. O valor da constante de geração de metano (k) utilizada foi de 0,09. (246)

Estes estudos mostraram que o fluxo de metano e os parâmetros utilizados nesta modelagem se encontram dentro dos valores observados na literatura. Muitos dos estudos utilizaram como parâmetros de entrada para a quantidade de resíduos aterrados estimativas que levam em conta o crescimento da população e a taxa de geração per capita de resíduos, o

que leva à superestimação desse parâmetro, consequentemente levando a valores muito elevados na geração de biogás.

Quando se compara a quantificação de geração de metano em ambos os cenários e para as duas metodologias diferentes (IPCC e LandGEM), é evidente que em ambas, ao se usar a área e o volume calculados através do Modelo Digital de Elevação – TIN, apresentam uma diferença significativa (Figuras 47 e 50). A determinação do volume de resíduos aterrados através do MDE – TIN se mostra mais representativa da realidade, devido, principalmente à precisão dos ortofotos obtidas com o imageamento realizado pelo Drone e corrigidas e georreferenciadas ao Datum SIRGAS 2000 utilizando o GNSS com a técnica RTK.

A metodologia LandGEM pode ser considerada a que mais reflete o comportamento real de geração de biogás em aterro, consequentemente será a utilizada para cálculo da eliminação de água através do biogás.

5.7.7 Eliminação de Água pelo Biogás

A eliminação de água pelo biogás (G) foi estimada através da Equação 28.

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T \quad (28)$$

Onde:

P: Pressão de vapor em função da temperatura (KN/m^2). Foi adotado $p = 7,5 \text{ KN/m}^2$ a 40°C .

V: Volume;

n: Número de moles contidos na massa fluida (mols);

R: constante universal dos gases ($\text{N.m.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$); $R = 8,314 \text{ N.m.mol}^{-1}.\text{K}^{-1}$

T: Temperatura absoluta (K). $T = 313^\circ\text{K}$ (o mesmo que 40°C)

O valor de n é de $2,88209 \text{ mol de H}_2\text{O. m}^{-3}$ de biogás. Os cálculos são apresentados na Tabela 46.

Tabela 46 – Eliminação de água junto ao biogás.

Ano	Metano (m ³ . ano ⁻¹)	Biogás (m ³ . ano ⁻¹)	G (m ³)
1987	0	0	0
1988	45140	90280	4,6801152
1989	87650	175300	9,087552
1990	127700	255400	13,239936
1991	165400	330800	17,148672
1992	200900	401800	20,829312
1993	234300	468600	24,292224
1994	265800	531600	27,558144
1995	295500	591000	30,63744
1996	323400	646800	33,530112
1997	349700	699400	36,256896
1998	374500	749000	38,82816
1999	397800	795600	41,243904
2000	419800	839600	43,524864
2001	440500	881000	45,67104
2002	460000	920000	47,6928
2003	478300	956600	49,590144
2004	495600	991200	51,383808
2005	511900	1023800	53,073792
2006	527200	1054400	54,660096
2007	541700	1083400	56,163456
2008	555300	1110600	57,573504
2009	568100	1136200	58,900608
2010	580100	1160200	60,144768
2011	591500	1183000	61,32672
2012	602200	1204400	62,436096
2013	612200	1224400	63,472896
2014	576600	1153200	59,781888
2015	543000	1086000	56,29824
2016	511400	1022800	53,021952
2017	481600	963200	49,932288
2018	453600	907200	47,029248
2019	427200	854400	44,292096
2020	402300	804600	41,710464
2021	378800	757600	39,273984
2022	356800	713600	36,993024
2023	336000	672000	34,83648
2024	316400	632800	32,804352
2025	298000	596000	30,89664
2026	280700	561400	29,102976
2027	264300	528600	27,402624
2028	248900	497800	25,805952
2029	234400	468800	24,302592
2030	220800	441600	22,892544
2031	207900	415800	21,555072
2032	195800	391600	20,300544
2033	184400	368800	19,118592
2034	173700	347400	18,009216

Os resultados obtidos na última coluna da Tabela 46 foram utilizados para a modelagem da geração de lixiviado.

5.7.8 Cálculo Da Geração De Lixiviado

A água retida na massa de resíduos e rejeitos, acima da capacidade de campo, varia em função do seu peso específico e foi considerada 30% para essa modelagem. (247 , 248) O cálculo da estimativa de volume de lixiviado para o período de 2007 – 2015 é apresentado na Tabela 47.

Tabela 47 - Estimativa de geração de lixiviado para o período de 2007 – 2015.

Descrição	Sigla	Und.	Anos								
			2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Área do aterro	A	m ²	36770	36770	36770	36770	36770	36770	36770	36770	36770
Coefficiente de ES médio	C'		0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Quantidade de resíduos depositados	RSU	ton	13897	13897	13897	13897	13897	13897	13897	13897	13897
Precipitação	P	mm	906	1486	2043	1539	852	1441	1578	949	1401
	P	m ³	33313,62	54640,22	75121,11	56589,03	31328,04	52985,57	58023,06	34894,73	51514,77
Umidade natural dos resíduos	U _w		0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
	U _w	m ³	8291	8291	8291	8291	8291	8291	8291	8291	8291
ES direto	ES	m ³	6663	10928	15024	11318	6266	10597	11605	6979	10303
Evapotranspiração Real (0,64)	ETR	m ³	21320,7168	34969,74	48077,51	36216,98	20049,95	33910,76	37134,76	22332,63	32969,45
Consumo nas reações químicas	R	m ³	1142	1142	1142	1142	1142	1142	1142	1142	1142
Eliminação junto ao biogás	G	m ³	56	57	58	60	61	62	63	59	56
Vazão média prevista de lixiviado	L	m ³	9936	13347	16623	13656	9613	13077	13882	10186	12848
Volume de lixiviado retido anualmente (30%)	U _w	m ³	2487,3	2487,3	2487,3	2487,3	2487,3	2487,3	2487,3	2487,3	2487,3
Volume de lixiviado retido anualmente	U _w	m ³	2487,3	4974,6	7461,9	9949,2	12436,5	14923,8	17411,1	19898,4	22385,7

A Figura 51 apresenta a variação de geração de lixiviado com o tempo e a equação polinomial de tendência.

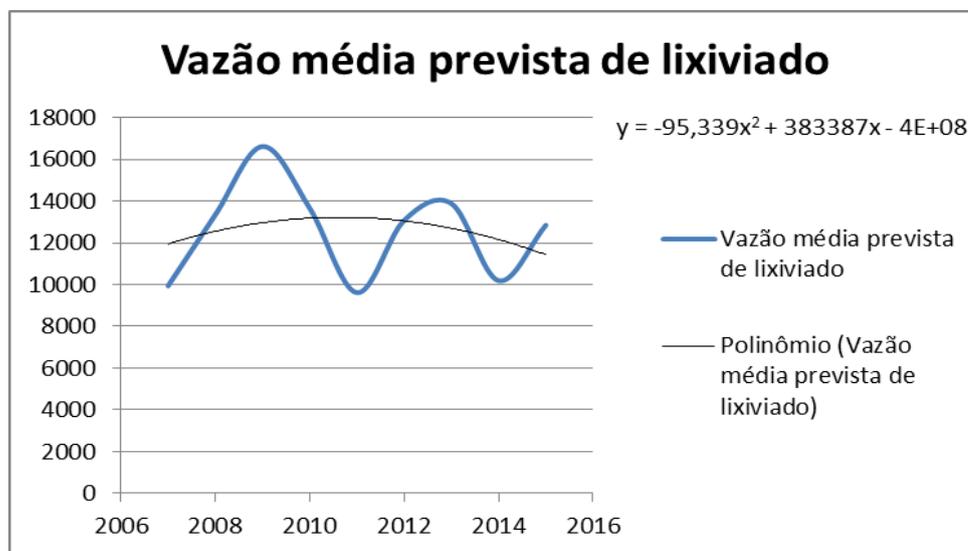


Figura 51 – Vazão média prevista de lixiviado.

Observa-se da análise da Tabela 49 e da Figura 51 que a geração máxima foi no ano de 2009 com um volume de 16.623 m³ e que a tendência de geração é de queda no decorrer dos anos. A Figura 52 indica a influência da precipitação na geração de lixiviado.

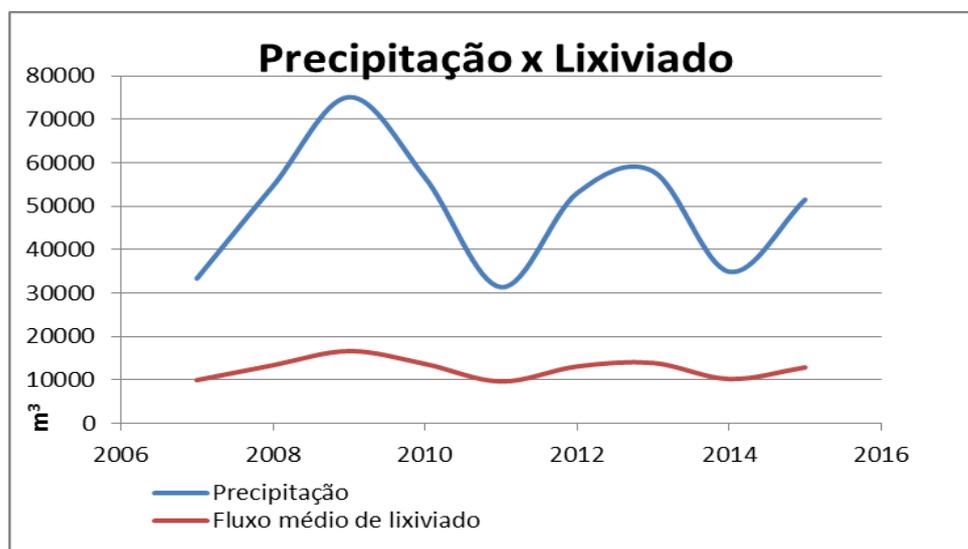


Figura 52 – Variação do lixiviado em função da precipitação

A Tabela 47 mostra a variação do volume de lixiviados. Durante o período de análise percebe-se a influência direta da precipitação na formação do lixiviado – Figura 52. As variações sobre a produção de lixiviados relatadas na literatura através de modelagem semelhante estão dentro da faixa encontrada. (249) Os picos de produção de lixiviados são esperados para os períodos de precipitação mais elevados de acordo com as características da

camada de cobertura. A vazão máxima ocorre no ano de 2009 com $1,238.10^{-3} \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}.\text{m}^{-2}$. A geração média de lixiviados no aterro controlado de Volta Redonda ($1.238.10^{-3} \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}.\text{m}^{-2}$) é semelhante ao encontrado no aterro de Jebel Chakir na Tunísia ($1.51.10^{-3} \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}.\text{m}^{-2}$). No entanto é significativamente maior se comparado com os outros países em desenvolvimento como Marrocos ($0.8.10^{-3} \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}.\text{m}^{-2}$), Burkina Faso ($0,2 \times 10^{-3} \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}.\text{m}^{-2}$), e Argélia ($0,520 \times 10^{-3} \text{ m}^3.\text{day}^{-1}.\text{m}^{-2}$). (245) Isto se deve a outros fatores tais como o tamanho dos poros na massa depositada, teor de umidade dos resíduos, índice de compactação e especialmente, a precipitação, que no caso do Brasil é maior do que nos outros países, e interfere diretamente na geração de lixiviados.

Analisando-se as Figuras 51 e 52, pode-se observar uma relação direta entre a geração de lixiviados e a variação de precipitação. A curva de tendência inferida na Figura 51 indica a diminuição da geração de lixiviados ao longo do tempo, principalmente pela redução da quantidade de resíduos depositados, o que leva a redução do teor de umidade da massa de resíduos aterrada.

Considerando que durante anos não foi realizado o tratamento desse efluente e devido as suas características, os compartimentos que serviram de sumidouro – solo e Ribeirão Brandão -, foram bastante impactados, provocando a poluição de águas superficiais e do solo, o que levou à depleção do oxigênio no corpo hídrico receptor e conseqüentemente à alteração da fauna e da flora aquática e ao acúmulo de contaminantes no sítio no entorno da área de disposição.

Outros impactos podem ser associados a esse efluente, no entanto a quantidade que já foi lançada no meio possivelmente já provocou mudanças significativas em todas as comunidades, principalmente pelo potencial tóxico do composto e pela presença de micropoluentes orgânicos emergentes, que funcionam como disruptores endócrinos.

A mensuração do impacto ao longo do tempo é de difícil aplicabilidade, porém, através de análises de indicadores e de organismos bentônicos e de sedimentos, poder-se-á quantificar a concentração e a exposição das comunidades em relação ao lixiviado.

5.7.9 Análise do Acúmulo de Fluxo como Agente Erosivo

O modelo digital de terreno pode ser entendido como uma superfície sintética representando a distribuição espacial da altimetria do terreno. Nos estudos de bacias hidrográficas o MDT possui algumas limitações oriundas, principalmente, do processo de amostragem da superfície real do terreno. As amostras geralmente não fornecem ao interpolador informações suficientes da variação do relevo em fundo de vales, áreas planas ou terrenos de baixa declividade. Desta forma, não se produz uma superfície sintética capaz de representar certas características hidrológicas da área de estudo como, por exemplo, direção de fluxo superficial no fundo dos vales. Para mitigar esse problema, há propostas de interpoladores que geram Modelos Digitais de Terreno Hidrologicamente Consistidos (MDT-HC). Esses interpoladores utilizam não só as amostras de medição do relevo, como pontos cotados ou curvas hipsométricas, mas também os canais de drenagem, lagos, depressões no relevo e outros elementos hidrográficos. Esses interpoladores se valem do princípio que a água é o principal agente erosivo do relevo. Desta forma, onde passa o canal de drenagem se cria um “finco” na superfície sintética, como se a drenagem exercesse uma ação de deformação no relevo e gerasse na mesma uma pequena curvatura para baixo. Isso mitiga drasticamente o problema das amostragens insuficientes em regiões do relevo com baixa variação altimétrica comentado anteriormente. A Figura 53 apresenta o MDT – HC para a área de estudo. A Figura 54 apresenta os pontos onde o processo de drenagem se inicia.

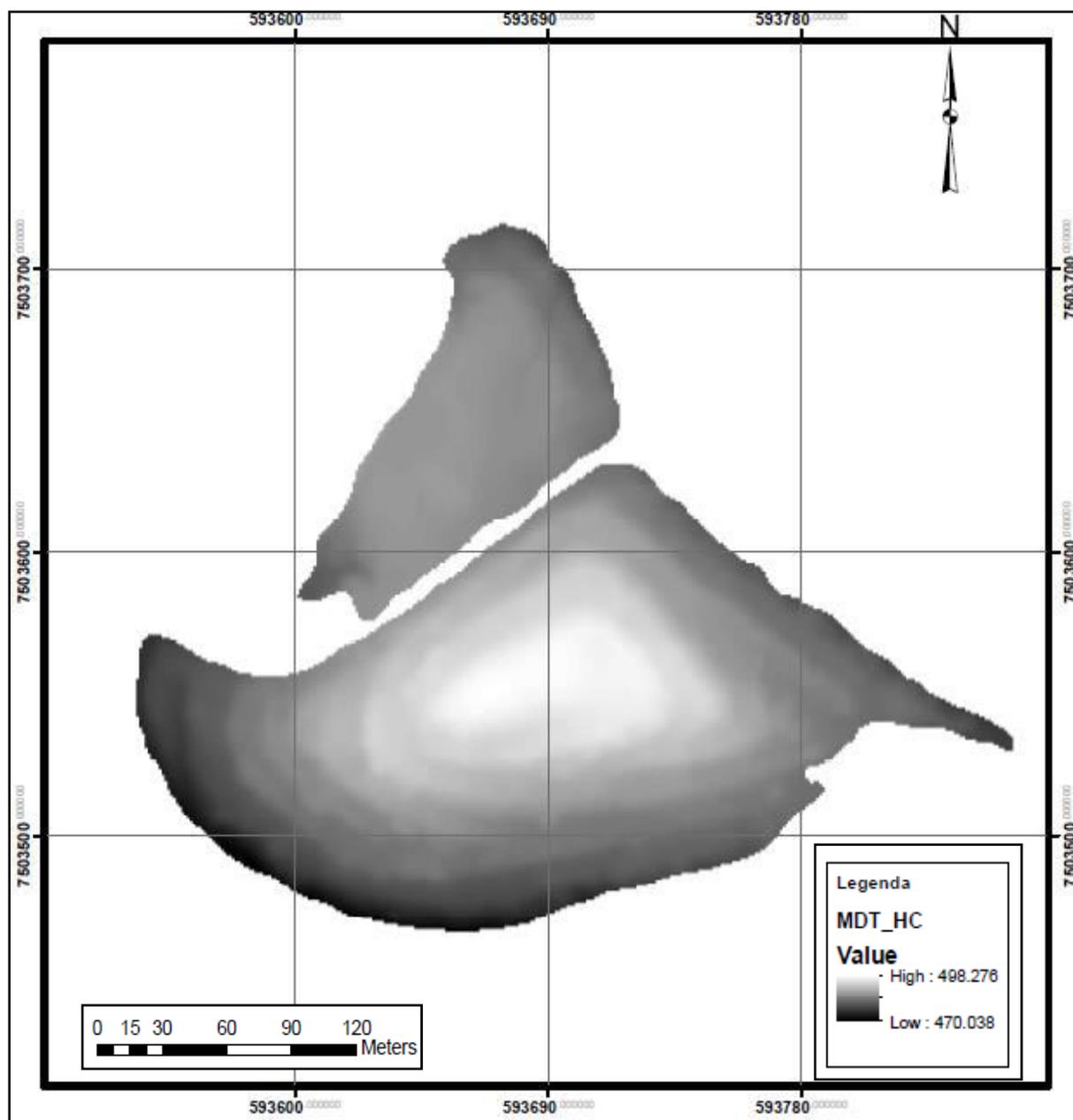


Figura 53 – MDT –HC.

O MDT –HC serve como dado de entrada para o cálculo dos parâmetros morfométricos da bacia de forma mais precisa, principalmente devido ao preenchimento das falhas que o interpolador realiza.

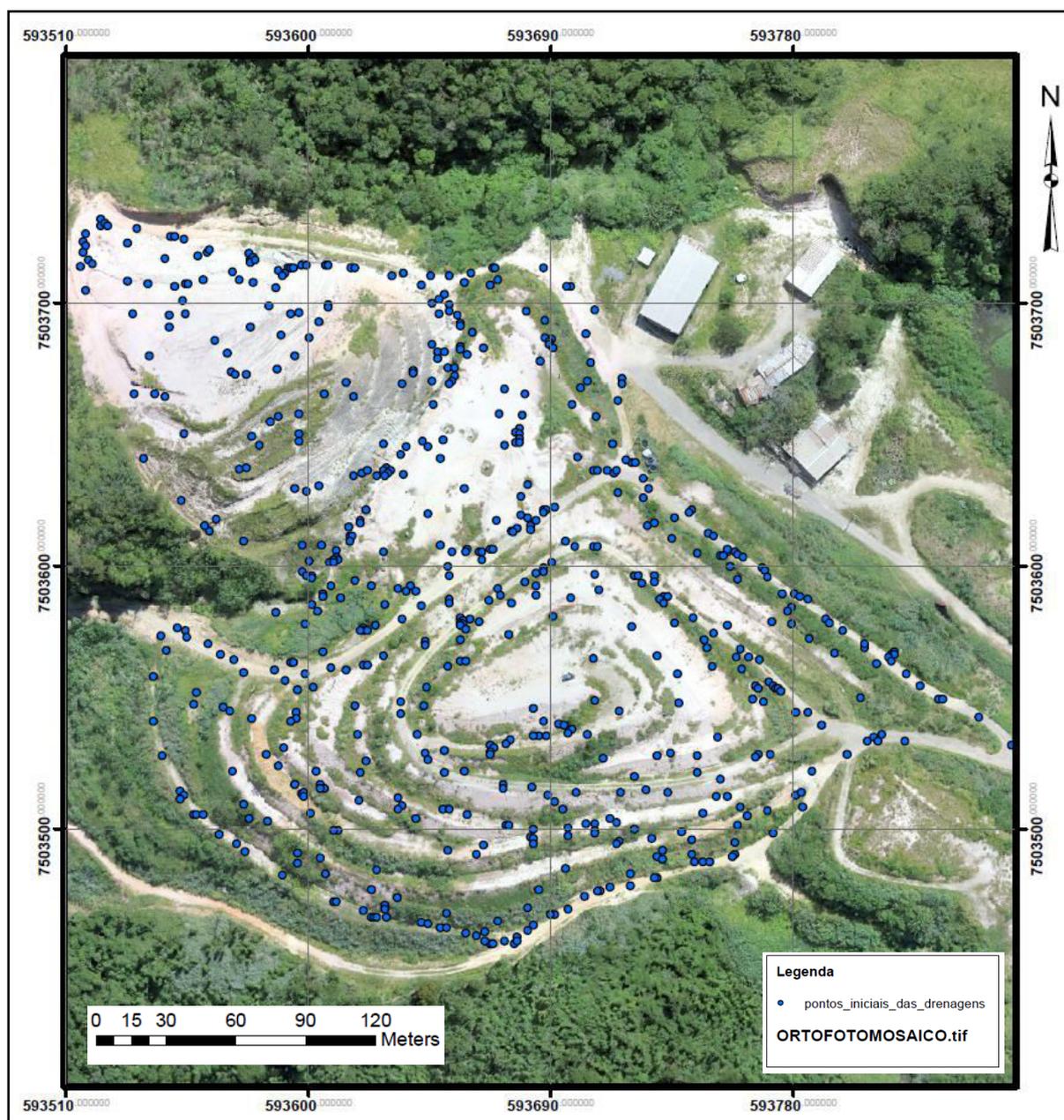


Figura 54 – Pontos iniciais da drenagem.

Os pontos iniciais de drenagem retratam o início da atividade erosiva, começando com ravinamentos e evoluindo para erosão laminar, levando à voçorocas caso não sejam controlados. Os pontos iniciais de drenagem situados na parte mais elevada do maciço dão início a dinâmica da água que se intensifica de acordo com a inclinação da vertente.

Através dos pontos iniciais de drenagem e do MDT –HC foram obtidos os acúmulos de escoamento identificado na Figura 55 e inferidas as redes de drenagem identificadas na Figura 56.

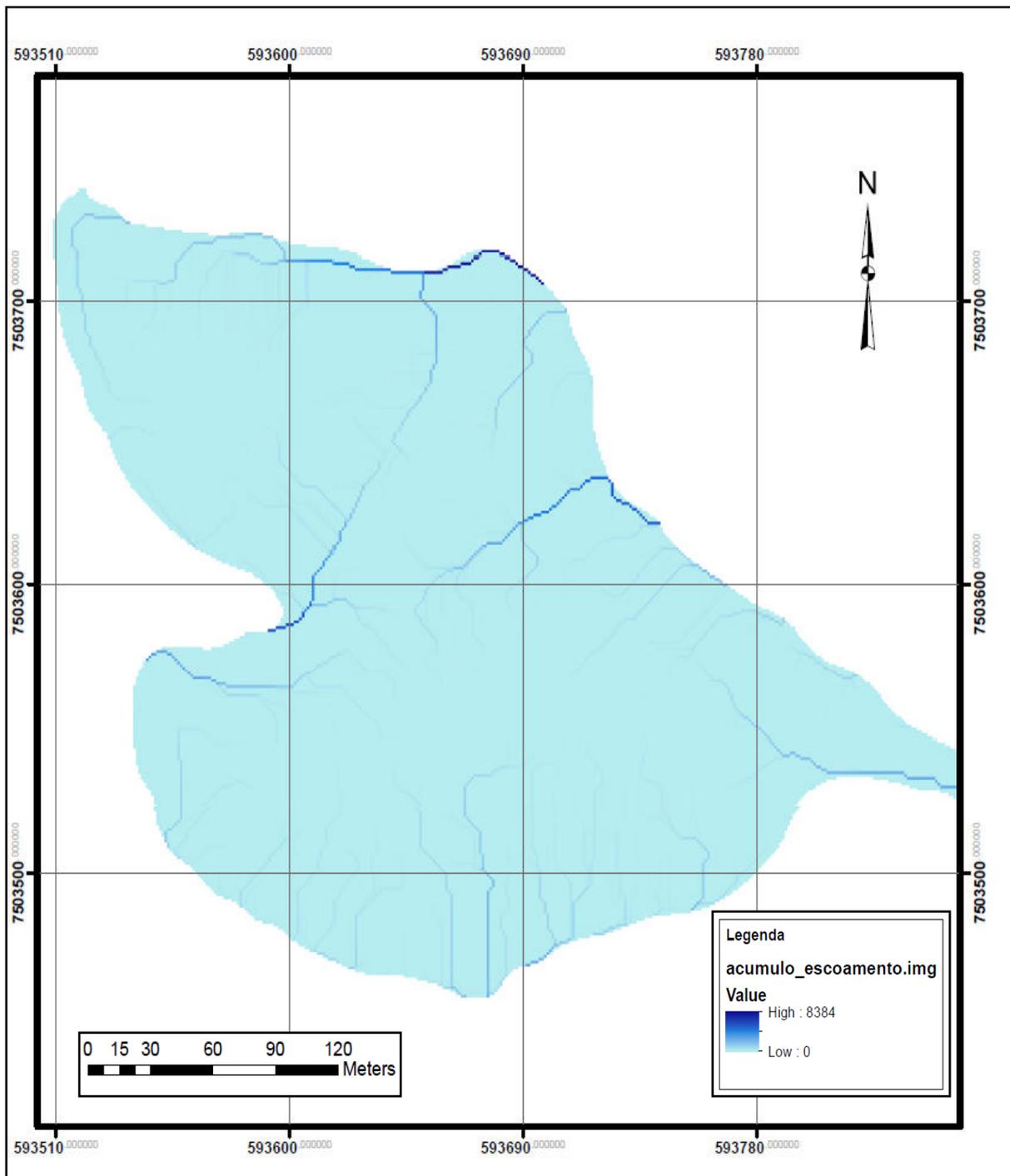


Figura 55 - Acúmulo de escoamento.

Os valores mais altos observados na Figura 55 (cor azul escura) indicam pontos de acúmulo de escoamento apresentando altos potenciais à erosão laminar.

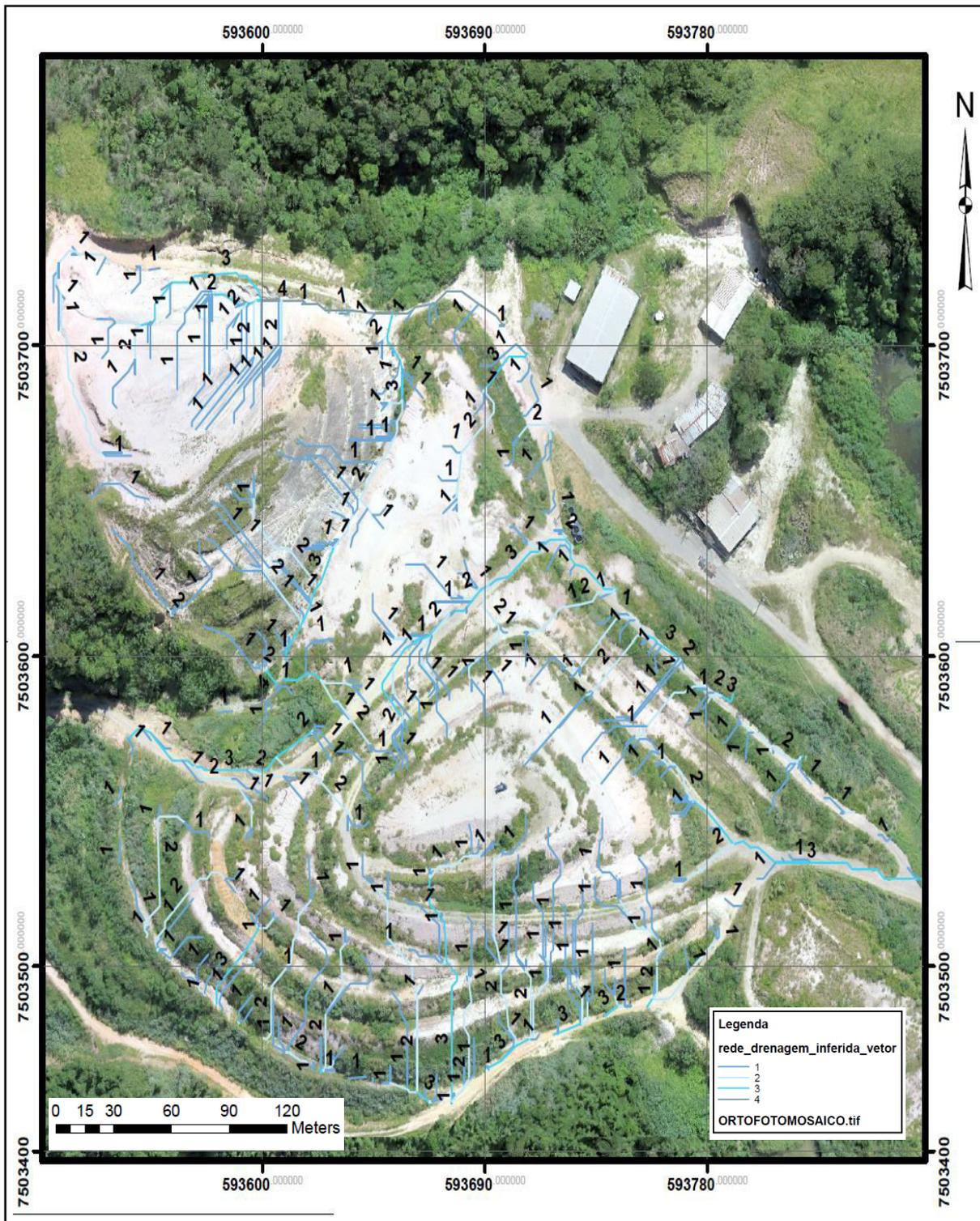


Figura 56 – Rede de drenagem inferida.

Através da análise da rede de drenagem inferida os números de maior valor apresentam os principais pontos que necessitam de intervenção para minimizar a erosão.

A água precipitada sobre uma vertente apresenta vários caminhos como verificado pela rede de drenagem inferida. Parte é evapotranspirada dependendo da camada de cobertura e outra é armazenada ou ainda interceptada. A partir de então se tem o processo de infiltração

na zona de maior permeabilidade, podendo chegar a maiores profundidades levando a geração de lixiviado. O que não foi infiltrado fica armazenado em depressões superficiais, onde parte é evaporada e outra escoada na superfície, podendo integrar o fluxo fluvial.

A morfodinâmica pluvial mantém uma estreita relação com o declive e forma da vertente, e pela interfície vegetação-pedogênese. Há, nessa condição, estreita relação entre o índice de erosão físico-química e o estado hidrológico do solo. Os efeitos erosivos apersentam uma grande relação com a intensidade e duração das precipitações. A queda e o escoamento da água precipitada exercem importante papel quanto aos detritos de vertente. Diferentes combinações entre força e resistência produzem um número significativo de processos que dão origem à erosão do solo e esses processos podem ser evidenciados pela rede de drenagem em que os números de maior concentração de acúmulos indicam a possibilidade de movimento de partículas desagregadas.

5.7.10 Índice De Qualidade De Aterros De Resíduos – IQR

O preenchimento da Tabela 48 indicou que o IQR para o aterro de Volta Redonda é de 4,5, avaliado como: Condições Inadequadas.

Tabela 48 – IQR.

continua

Ítem	Sub-ítem	Avaliação	Peso	Pontos
Estrutura de apoio	1. Portaria, balança e vigilância	Sim/Suficiente	2	0
		Não/Insuficiente	0	
	2. Isolamento Físico	Sim/Suficiente	2	0
		Não/Insuficiente	0	
	3. Isolamento Visual	Sim/Suficiente	2	2
		Não/Insuficiente	0	
4. Acesso à frente de descarga	Adequado	3	3	
	Inadequado	0		
Frente de Trabalho	5. Dimensões da frente de trabalho	Adequadas	5	5
		Inadequadas	0	
	6. Compactação dos resíduos	Adequada	5	5
		Inadequada	0	
	7. Recobrimento dos resíduos	Adequado	5	5
		Inadequado	0	
Taludes e Bermas	8. Dimensões e inclinação	Adequadas	4	4
		Inadequadas	0	
	9. Cobertura de terra	Adequada	4	4
		Inadequada	0	
	10. Proteção vegetal	Adequada	3	0
		Inadequada	0	
11. Afloramento de lixiviado	Não/raros	4	4	
	Sim/numerosos	0		
Superfície superior	12. Nivelamento da superfície	Adequado	5	5
		Inadequado	0	
	13. Homogeneidade da cobertura	Sim	5	0
Não		0		
Estruturas de proteção Ambiental	14. Impermeabilização do solo	Sim/adequada (ñ preecher item 15)	10	0
		Não/Inadequada (preecher item 15)	0	
	15. Profundidade do lençol freático (P) X k Permeabilidade do solo	$P > 3m, k < 10^{-6}$	4	2
		$1 \leq P \leq 3m, k < 10^{-6}$	2	
		Condição inadequada	0	
	16. Drenagem de lixiviado	Sim/suficiente	4	0
		Não/insuficiente	0	
	17. Tratamento de lixiviado	Sim/adequado	4	0
		Não/inadequado	0	
	18. Drenagem provisória de águas pluviais	Suficiente/desnecessário	3	0
		Não/insuficiente	0	
	19. Drenagem definitiva de águas Pluviais	Suficiente/desnecessário	4	0
		Não/insuficiente	0	
20. Drenagem de gases	Suficiente/desnecessário	4	4	
	Inadequado/Insuficiente	1		
	Inexistente	0		
22. Monitoramento geotécnico	Adequado	4	0	
	Inadequado/Insuficiente	1		
	Inexistente	0		
Subtotal 1			43	

Tabela 48 – IQR.

conclusão

Ítem	Sub-ítem	Avaliação	Peso	Pontos
Outras informações	23. Presença de catadores	Não	2	2
		Sim	0	
	24. Queima de resíduos	Não	2	2
		Sim	0	
	25. Ocorrência de moscas e odores	Não	2	2
		Sim	0	
	26. Presença de aves e animais	Não	2	2
		Sim	0	
	27. Recebimento de resíduos não autorizados	Não	2	2
		Sim	0	
28. Recebimento de resíduos Industriais	Sim (preencher item 29)		-	
	Não (ir para item 30)			
29. Estruturas de procedimentos	Suficiente/adequado	10	-	
	Insuficiente/inadequado	0		
Subtotal 2.1			10	
Subtotal 2.2			-	
Características da área	30. Proximidade de núcleos habitacionais	≥ 500 m	2	2
		< 500 m	0	
	31. Proximidade de corpos de água	≥ 200 m	2	0
		< 200 m	0	
	32. Vida útil da área	≥ 2 anos	-	-
		De 2 a 5 anos	-	
		> 5 anos	-	
	33. Licença de operação	Sim	-	-
		Não/vencida	-	
	34. Restrições legais ao uso do solo	Sim	-	-
Não		-		
Subtotal 3			2	
Total máximo (100)		Total máximo (110)		
Total máximo 2.1		Total máximo 2.2		
Sem recebimento de resíduos industriais:45		Com recebimento de resíduos industriais: -		
IQR-Soma dos pontos/10		IQR-Soma dos pontos/11		
Sem recebimento de resíduos industriais: 4,5		Com recebimento de resíduos industriais: -		
Cálculo do IQR				
Sem recebimento de resíduos industriais		IQR = (Subtotais 1+ 2.1 + 3)/10 = 4,5		
Com recebimento de resíduos industriais		IQR = (Subtotais 1+ 2.2 + 3)/11 = -		
0 < IQR < 7,0		Condições inadequadas		
7,1 < IQR < 10,0		Condições adequadas		

Os principais itens que compõem o IQR como impermeabilização de base, cobertura dos resíduos, tratamento de lixiviado e monitoramento ambiental indicam a necessidade de intervenções urgentes na área para minimizar os impactos ambientais. Conciliado a essa avaliação e a indicação do item 33 (existência de licença de operação), indentificou-se que o TR não foi solicitado pela administração pública municipal. A inexistência de monitoramento das águas superficiais, subterrâneas e monitoramento geotécnico devem ser realizados para avaliar os impactos no entorno e conduzir para a correta recuperação/reabilitação do aterro.

6 CONCLUSÃO E SUGESTÕES PARA PESQUISA FUTURA

6.1 CONCLUSÕES

As ações desenvolvidas pela Prefeitura de Volta Redonda só foram acatadas por mandatos judiciais e o tempo de implantação para início das atividades de recuperação propiciou a contaminação da área de disposição e do entorno. Essa contaminação deve ser quantificada para todos os compartimentos para que a análise de risco possa ser realizada.

Ainda em relação às ações de gestão na área do aterro, foi identificado que o Termo de Encerramento não foi solicitado ao órgão ambiental estadual de controle pela administração municipal, sendo necessário para gerenciamento dos passivos ainda existentes e o descomissionamento da área.

Quando se analisou a poluição da área por meio de indicadores, observou-se que o impacto nas lagoas à jusante e à montante são evidentes e identificados através do cálculo do IET que relaciona o grau de trofia nos corpos hídricos com a concentração de determinados contaminantes como o fósforo total. Essa contaminação indica que tanto o tratamento do lixiviado quanto a rede de drenagem não estão atendendo as especificações dos projetos de reabilitação.

Observou-se que a legislação ambiental brasileira, mais especificamente os instrumentos de comando e controle, necessita ser atualizada em relação aos valores e padrões de lançamento de efluentes domésticos, industriais e para o lixiviado. Os padrões de lançamento de efluentes oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos de qualquer origem não podem ser enquadrados segundo o artigo 16, da Resolução CONAMA nº 430. Devido às suas características tóxicas, carcinogênicas, mutagênicas e teratogênicas, é necessário o estabelecimento de um rol taxativo de padrões, especificamente para esse efluente, levando-se em consideração a inclusão dos micropoluentes orgânicos emergente na listagem e suas respectivas concentrações permissíveis.

A classificação do lixiviado utilizando a relação $DBO_5/DQO = 0,24$ indica a necessidade de um novo processo de tratamento. A integração de processos utilizando diversos níveis: tanques de equalização – tanques de evaporação – carvão ativado em pó – osmose reversa – fenton – lodo ativado convencional se mostrou eficaz para atingir os padrões de lançamento.

O levantamento topográfico planialtimétrico realizado com DRONE, quando comparado com os levantamentos clássicos, apresenta custos menores de aquisição de equipamentos e também reduzem o tempo de levantamento dos dados devido à facilidade de operação e as dimensões dos equipamentos. Através da implantação de pontos de apoio e de localização para fazer a amarração das coordenadas o imageamento e o georreferenciamento são mais precisos. Os erros de referenciamento dos pontos estão na terceira casa decimal e indicam a precisão e a amarração quando se utiliza o GNSS para determinação das coordenadas. O Modelo Digital de Superfície apresentou uma resolução de $0,2963 \text{ m.pixel}^{-1}$ e uma densidade de 40,6261 pontos por metro quadrado. A geomorfologia da área indica pelo aspecto gerado através do *software ArcGis 10.3*, confirmou a classificação da unidade geomorfológica em Vertente Estrutural Dissecada.

A caracterização hidrogeológica indicou que a possibilidade de contaminação de aquífero fraturado é grande devido à baixa espessura dos aquíferos sedimentares, que variam de 10 a 30 metros na região de estudo.

A previsão de geração de lixiviado pelo método do balanço hídrico envolveu uma grande quantidade de parâmetros e a utilização de geotecnologias se mostrou mais precisa para calibragem de alguns dados de entrada no modelo.

Quando se compara os dados de resíduos gerados através do crescimento populacional e geração per capita (cenário 1) e os dados obtidos através do cálculo do volume de resíduos depositados utilizando o Modelo Digital de Elevação por grade irregular (TIN), evidencia-se uma diferença enorme da quantidade de resíduos aterrados, sendo os dados calculados através do MDE mais precisos.

O potencial de geração de metano (L_0) utilizando a equação de regressão linear para cálculo do carbono orgânico degradável na região sudeste pode ser utilizado com bastante confiança na modelagem, no entanto para homogeneização dos dados a sua média foi utilizada.

A metodologia apresentada pela USEPA para quantificação de geração de biogás, através do programa LandGEM requer um procedimento sistemático de coleta de parâmetros de entrada como k e L_0 . Há muito por estudar quanto aos parâmetros a serem adotados, no entanto a utilização dos dados indicados nessa simulação mostrou que a utilização do LandGEM é a que mais se aproxima da realidade.

O biogás será gerado até aproximadamente o ano de 2150 e o pico foi no ano de 2013, com uma quantidade de $1.224.400,00 \text{ m}^3$.

A geração máxima de lixiviado foi no ano de 2009, com um volume de 16623 m³, e segundo a equação polinomial a tendência de geração é de queda ao longo dos anos.

Através da geração do MDT –HC foi possível identificar os principais pontos de acúmulo de fluxo e conseqüentemente a necessidade de gerenciamento das erosões laminares.

O Índice de Qualidade de aterros de Resíduos - IQR para o aterro de Volta Redonda é de 4,5, avaliado como Condições Inadequadas e indicando os principais itens que devem ser gerenciados.

6.2 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Sugere-se como complementação da pesquisa e gerenciamento da área a análise da qualidade das águas sub-superficiais e subterrâneas no entorno, a análise dos parâmetros de qualidade do solo na região em um raio de 50 metros das principais células de disposição, análise dos sedimentos no Ribeirão Brandão no ponto de descarga do lixiviado juntamente com bioensaios em pelo menos dois níveis tróficos de espécies aquáticas dentro da ARIE Cicuta para identificação da extensão da pluma de contaminação.

A caracterização do lixiviado do aterro tanto na época seca quanto na época úmida devem ser realizadas para determinação precisa dos componentes presente nesse efluente e determinação dos fatores que influenciam diretamente sua formação depois de encerradas as atividades.

Propõe-se o desenvolvimento em escala piloto do modelo apresentado nessa pesquisa para verificação das eficiências de remoção dos contaminantes e aumento da biodegradabilidade do lixiviado, pois este tende a ficar mais recalcitrante com tempo.

A determinação da capacidade de campo através de ensaios *in situ* tanto para o solo quanto para os resíduos, a determinação de parâmetros da massa de resíduos depositados como peso específico, granulometria, composição gravimétrica segundo profundidade, a realização de ensaios de medição de gás através de placas *in situ* em aterros da região Sul Fluminense em diferentes épocas do ano podem ser realizados para analisar a influência desses parâmetros na geração de lixiviado e aprimoramento dos modelos.

REFERÊNCIAS

- (1) INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. IEA. *Key World Energy Statistics*. France: NComVA. Disponível em: <
http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/KeyWorld_Statistics_2015.pdf
 >. Acesso em: 13 nov. 2015.
- (2) BRAGA, B. et al. *Introdução à Engenharia Ambiental*. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 628 p.
- (3) HAIBO, M.; WENJUAN, C.; GUANGBAI, C. Ecological Footprint Model Using the Support Vector Machine Technique (Ecological Footprint Model). *Plos One*. Copyright: e30396. doi:10.1371/ journal.pone.0030396, v. 7, n. 1, p. e30396, 2012.
- (4) NICCOLUCCI, V. et al. Towards a 3D National Ecological Footprint Geography. *Ecological Modelling*. [S.I]: Elsevier, v. 222, n. 16, p. 2939 – 2944, 2011.
- (5) RALPH, M. STUBBS, W. Integrating environmental sustainability into universities. *Higher education*. Austrália: Elsevier, v. 67, n. 1, p. 71 -90, 2014.
- (6) SCHILLING, M; CHIANG, L. The effect of natural resources on a sustainable development policy: The approach of non-sustainable externalities. *Energy police*. Taiwan: Elsevier, v. 39, n. 2, p. 990 – 998, 2011.
- (7) UN - UNITED NATIONS. *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future*. [S.I]: [s.n], 1987. 247 p.
- (8) FURTADO, C. Globalização das estruturas econômicas e identidade nacional. *Estudos Avançados*. São Paulo: [s.n], v. 6, n. 16, p. 55-64, 1992.
- (9) WHITTAKER, J. The evolution of environmentally responsible investment: An Adam Smith perspective. *Ecological Economics*. United Kingdom: Elsevier, v. 71, n. 1, p. 33-41, 2011.
- (10) TISDELL, C. Biodiversity Conservation, Loss of Natural Capital and Interest Rates. *Ecological Economics*. [S.I]: [s.n], v. 70, n. 12, p. 2511 – 2515, 2011.
- (11) BARBIERI, J.C. Competitividade Internacional e Normalização Ambiental. *Revista de Administração Pública*. [S.I]: [s.n], v. 32, n. 1, p. 57 – 71, 1998.
- (12) FRICKE, K; SANTEN, H; WALLMANN, R. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. *Waste Management*. Germany: Elsevier, v. 25, n. 8, p. 799 -810, 2005.
- (13) 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.
- (14) WU, D.; WANG, T.; HUANG, X.; DOLFING, J.; XIE, B. Perspective of harnessing energy from landfill leachate via microbial fuel cells: novel biofuels and electrogenic

physiologies. *Applied Microbiology and Biotechnology*. [S.I]: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, v.99, n. 19, p. 7827-7836, 2015.

(15) INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA E APLICADA - IPEA. *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Brasília: Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, 2012. 77 p.

(16) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. ABRELPE. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. 11º ed. São Paulo: Abrelpe, 2013. 114 p.

(17) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. ABRELPE. *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*. 12º ed. São Paulo: Abrelpe, 2014. 118 p.

(18) YILMAZ, T; APAYDIN, S; BERKTAY, A. Coagulation-Flocculation and Air Stripping as a Pretreatment of Young Landfill Leachate. *The Open Environmental Engineering Journal*. Turkia: [s.n], v. 3, p. 42 – 48, 2010.

(19) BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, n. 92, p. 89, 16 mai. 2011.

(20) 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*. Pakistan: ProQuest LLC, v. 3, n. 2, p. 167 – 171, 2012

(21) SRIVASTAVA, V.; ISMAIL, S. A.; SINGH, P.; SINGH, R. P. Urban solid waste management in the developing world with emphasis on India: challenges and opportunities. *Reviews In Environmental Science And Bio-Technology*. India: Springer, v. 14, n. 2, p. 317 – 337, 2015.

(22) SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10, 2002, Braga. Resumos. *Anais...* Braga: SILUBESA, 2002. 29 v.

(23) CARLI, A.A. *A Água e seus instrumentos de efetividade: educação ambiental, normatização, tecnologia e tributação*. São Paulo: Millennium, 2013. 374 p.

(24) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: 2004 - Resíduos Sólidos – Classificação. [Rio de Janeiro], 2004. 71 p.

(25) BRASIL. Lei n ° 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Seção 01

(26) BRASIL. Lei n ° 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.

(27) BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF. Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. 292 p.

(28) BRASIL. Lei n° 140, de 08 de dezembro de 2011. Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do caput e do parágrafo único do art. 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 09 dez. 2011. Seção 1.

(29) RIO DE JANEIRO (Estado). Decreto-Lei nº134, de 16 de junho de 1975. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente no estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências. *Diário Oficial [do] Estado do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, RJ 16 jun. 1975.

(30) RIO DE JANEIRO (Estado). Resolução CONEMA n° 02, de 07 de outubro de 2008. Aprova a DZ - 077 – diretriz para encerramento de atividades potencialmente poluidoras ou degradadoras do meio ambiente. *Diário Oficial [do] Estado do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, RJ, 22 out. 2008.

(31) RIO DE JANEIRO (Estado). Decreto n° 44.820, de 02 de junho de 2014. Dispõe sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental - SLAM e dá outras providências. *Diário Oficial [do] Estado do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, RJ, 3 jun. 2014.

(32) BRASIL. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 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, DF, n 53, p. 58-63, 18 mar. 2005.

(33) BRASIL. Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, n. 92, p. 89, 16 mai. 2011.

(34) RIO DE JANEIRO (Estado). NT-202.R-10 - Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. *Diário Oficial [do] Estado do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, RJ, 12 dez. 1986.

(35) BRASIL. Resolução CONAMA n° 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre 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. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, n. 49, p. 81-84, 30 dez. 2009.

-
- (36) BRASIL. Resolução CONAMA nº 396, de 03 de abril de 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. 66-68, 07 abr. 2008.
- (37) COMSTOCK, S. E. H.; BOYER, T. H.; GRAF, K. C.; TOWNSEND, T G. Effect of landfill characteristics on leachate organic matter properties and coagulation treatability. *Chemosphere*. Florida: Elsevier, v. 81, n. 7, p. 976-983, 2010
- (38) PASTOR, J.; HERNÁNDEZ, A. J. Heavy metals, salts and organic residues in old solid urban waste landfills and surface waters in their discharge areas: Determinants for restoring their impact. *Journal of Environmental Management*. Madrid: Elsevier, v. 95, p. S42 – S49, 2012.
- (39) BERTOLDI, K. SPINDLER, C.; MOYSÉS, F. S.; VANZELLA, C.; LOVATEL, G. A.; ELSNER, V. R.; RODRIGUES, M. A. S.; SIQUEIRA, I. R. Effect of landfill leachate on oxidative stress of brain structures and liver from rodents: Modulation by photo electro oxidation process. *Ecotoxicology and environmental safety*. Porto Alegre: Elsevier, v. 84, p. 319 -324, 2012.
- (40) NASCENTES, C. Lixão x Aterro: Você sabe a diferença entre lixão, aterro controlado e aterro sanitário? Disponível em: <<http://ambientalsustentavel.org/category/noticias/>>. 2012. Acesso em 26 dez. 2015.
- (41) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8849: 1985 - Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos. [Rio de Janeiro], 1985. 9 p.
- (42) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8419: 1992 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. [Rio de Janeiro], 1992. 7 p.
- (43) COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO URBANO DO ESTADO DA BAHIA. CONDER. *Manual de Operação de Aterro Sanitário*. Disponível em: <<http://www.unipacvaleadoaco.com.br/ArquivosDiversos/Cartilha%20Opera%C3%A7%C3%A3o%20Aterro%20Sanit%C3%A1rio%20CONDER.pdf>>. Acesso em: 27 set. 2014.
- (44) SCAGLIA, B.; SALATI, S.; GREGORI, A.; CARRERA, A.; TAMBONE, F.; FRABRIZIO, A. Short mechanical biological treatment of municipal solid waste allows landfill impact reduction saving waste energy content. *Bioresource Technology*. Itália: Elsevier, v. 143, p. 131-138, 2013.
- (45) POWRIE, W. Evaluation of treatment technologies for biodegradable municipal solid waste. *Waste and Resource Management*. UK: Institution of Civil Engineers, v. 164, n. 3, p. 127-139, 2011.

-
- (46) DASKALOPOULOS, E.; BADR, O.; PROBERT, S.D. Economic and Environmental Evaluations of Waste Treatment and Disposal Technologies for Municipal Solid Waste in *Applied Energy*. UK: Elsevier, v. 58, n. 4, p. 209-255, 1997.
- (47) CASTILLO, A.; LEACH, M.; YASSIN, L.; LETTIERI, P.; SIMONS, S. J. R.; RYU, C.; SWITHENBANK, J.; SHARIFI, V. Thermal technology scales in future waste management strategies. *Waste and Resource Management*. Londres: [s.n], v. 162, n. 3, p. 151-168, 2009.
- (48) AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; BASHIR, M. J. K. Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: Optimization by response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*. Malaysia: Elsevier, v. 189, n. 1-2, p. 404 – 413, 2011.
- (49) AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; BASHIR, M. J. K; UMAR, M. Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: A comparative study. *Journal of Environmental Management*. Malaysia: Elsevier, v. 91, p. 2608-2614. 2010.
- (50) FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. FUNASA. *Manual de Saneamento*. 3. ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006. 408 p.
- (51) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13896: 1997 - Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. [Rio de Janeiro], 1997. 12 p.
- (52) BRASIL. Lei n° 7.802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 12 jul. 1989.
- (53) BRASIL. Resolução CONAMA n° 465, de 5 de dezembro de 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.
- (54) BRASIL. Resolução CONAMA n° 362, de 23 de junho de 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.
- (55) BRASIL. Resolução CONAMA n° 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.

-
- (56) BRASIL. 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.
- (57) PREISS, A.; BERGER-PREISS, E.; ELEND, M.; GERLING, S.; KUHN, S.; SCHUCHARDT, S. A new analytical approach for the comprehensive characterization of polar xenobiotic organic compounds downgradient of old municipal solid waste (MSW) landfills. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. [S.I]: Springer, v. 403, n. 9, p. 2553-2561, 2012.
- (58) RACO, B.; DOTSIKA, E.; BATTAGLINI, R.; BULLERI, E.; DOVERI, M.; PAPAKOSTANTINO, K.. A Quick and Reliable Method to Detect and Quantify Contamination from MSW Landfills: a Case Study. *Water, Air, & Soil Pollution*. Grécia: Springer, v. 224, n. 3, p.1-18, 2013.
- (59) LIU, H.; LIANG, Y.; ZHANG, D.; WANG, C.; CAI, H.. Impact of MSW landfill on the environmental contamination of phthalate esters. *Waste management*. China: Elsevier, v. 30, n. 8, p. 1569 -1576, 2010.
- (60) ASSAMOI, B.; LAWRYSHYN, Y. The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. *Waste management*. Toronto: Elsevier, v. 32, n. 5, p. 1019-1030, 2012
- (61) EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*. [S.I]: [s.n], v.22, n. 3, p. 269-282, 2002.
- (62) COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. CETESB. *Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos, 2014*. São Paulo: CETESB, 2015. 126 p.
- (63) OLIVEIRA, M; MOTA, S. Caracterização do lixiviado do lixão do Jangurussu. *Revista Limpeza Pública*, Fortaleza: [s.n], n. 48, p. 21–24, 1998.
- (64) MANNING, D. A. C. Calcite precipitation in landfills: an essential product of waste stabilization. *Mineralogical Magazine*. UK: The Mineralogical Society, v. 65, n. 5, p. 603-610, 2001.
- (65) EKLUND, B.; ANDERSON, E.; WALKERS, B.; BURROWS, D. Characterization of Landfill Gas Composition at the Fresh Kills Municipal Solid-Waste Landfill. *Environmental Science and Technology*. Texas: American Chemical Society, v. 32, n. 15, p. 2233-2237, 1998.
- (66) SECRETARIA ESPECIAL DE DESENVOLVIMENTO URBANO DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. SEDU. *Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

-
- (67) HU, L.; ZENG, G.; CHEN, G.; DONG, H.; LIU, Y.; WAN, J.; CHEN, A.; GUO, Z., YAN, M.; WU, H.; YU, Z. Treatment of landfill leachate using immobilized *Phanerochaete chrysosporium* loaded with nitrogen-doped TiO₂ nanoparticles. *Journal of hazardous materials*. China: Elsevier, v. 301, p. 106-118, 2016.
- (68) SHALINI, S. S; KARTHIKEYAN, O. P.; JOSEPH, K. Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment. *Bioresource Technology*. India: Elsevier, v. 101, n. 3, p. 845 – 852, 2010.
- (69) 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.
- (70) DI BELLA, G.; DI TRAPANI, D.; MANNINA, G.; VIVIANI, G. Modeling of perched leachate zone formation in municipal solid waste landfills. *Waste Management*. Palermo: Elsevier, v. 32, n. 3, p. 456-462, 2012.
- (71) 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.
- (72) ROCHA, J. C.; ROSA, A.H. *Substâncias Húmicas Aquáticas: interação com espécies metálicas*. São Paulo: Editora UNESP, 2003. 126 p.
- (73) CHEN, Y.; KNAPPE, D.; BARLAZ, M. A. Effect of Cellulose/Hemicellulose and Lignin on the Bioavailability of Toluene Sorbed to Waste Paper. *Environmental science & technology*. [S.I]: [s.n], v. 38, n. 13, p. 3731-3736, 2004.
- (74) HOSSAIN, M. S.; HAQUE, M. A.; HOYOS, L. R. Dynamic Properties of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills with Degradation. *Geotechnical and geological engineering*. USA: Springer Science + Business Media B.V, v, 28, n. 4, p. 391 – 403, 2010.
- (75) YU, G.; ZHU, W.; YANG, Z. Pretreatment and biodegradability enhancement of DSD acid manufacturing wastewater. *Chemosphere*. Beijing: Elsevier, v. 37, n. 3, p. 487 – 494, 1998.
- (76) 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.
- (77) 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.
- (78) 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*. Londo: Taylor& Francis, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2010.

-
- (79) 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
- (80) ZHANG, Q.; TIAN, B.; ZHANG, X.; GHULAM, A.; FANG, C.; HE, R. Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. *Waste Management*. China: Elsevier, v. 33, p. 2277 – 2286, 2013.
- (81) OTITOLOJU, A. A.; Relevance of joint action toxicity evaluations in setting realistic environmental safe limits of heavy metals. *Journal of Environmental Management*. Nigéria: Elsevier, v. 67, n. 2, p. 121-128, 2003.
- (82) MARTINS, C. R.; SILVA, L. A.; ANDRADE, J.B.. Sulfetos: por que nem todos são insolúveis ? *Química Nova*. São Paulo: [s.n], v. 33, n. 10, p. 2283-2286, 2010.
- (83) ONAY, T. T.; COPTY, N. K.; DEMIREL, B.; BACIOGLU, A. Impact of food waste fraction in municipal solid waste on sorption of heavy metals. *Waste Management & Research*. Turkey: Sage, v. 28, p. 936 – 943, 2010.
- (84) ERSES, A. S.; ONAY, T. T. In situ heavy metal attenuation in landfills under methanogenic conditions. *Journal of Hazardous Materials*. Turkey: Elsevier, v. 99, n. 2, p. 159 – 175, 2003.
- (85) HYPOLITO, R.; EZAKI, S. Íons de metais pesados em sistema solo-lixo-lixiviado-água de aterros sanitários da região metropolitana de São Paulo-SP. *Águas Subterrâneas*. São Paulo: [s.n], v. 20, n. 1, p. 99 – 114, 2006.
- (86) SHALINI S. S; KARTHIKEYAN O. P.; JOSEPH, K. Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment. *Bioresource Technology*. Índia: Elsevier, v. 101, p. 845-852, 2010
- (87) RUSSO, Mário Augusto Tavares. Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário. 2005. 298 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia, Universidade do Minho. Braga. 2005.
- (88) HE, X. S.; XI, B. D.; WEI, Z. M.; JIANG, Y.H.; GENG, C. M.; YANG, Y.; YUAN, Y.; LIU, H.L. Physicochemical and spectroscopic characteristics of dissolved organic matter extracted from municipal solid waste (MSW) and their influence on the landfill biological stability. *Bioresource Technology*. China: Elsevier, v. 102, n. 3, p. 2322- 2327, 2011.
- (89) SAID-PULLICINO, D.; ERRIQUENS, F. G.; GIGLIOTTI, G. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technology*. Italy: Elsevier, v. 98, p. 1822 – 1831, 2007.
- (90) HOGLAND, W. Remediation of an old landfill site: soil analysis, leachate quality and gas production. *Environmental Science and Pollution Research International*. (S.I): ESPR, v. Special, n.1, p. 49 – 54, 2002.

-
- (91) KÖCHLING, T.; SANZ, J. L.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L. Analysis of microbial community structure and composition in leachates from a young landfill by 454 pyrosequencing. *Environmental biotechnology*. Pernalbuco: Springer, v. 99, n. 13, p. 5657 – 5668, 2015.
- (92) SOUTO, Gabriel D' Arrigo de Brito. Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”). 2009, 371 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2009.
- (93) BAUN, A.; LEDIN, A.; REITZEL, L. A.; BJERG, P. L.; CHRISTENSEN, T. H. Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills—chemical analysis and toxicity tests in *Water Research*. (S.I): Elsevier, v. 38, p. 3845-3858, 2004
- (94) MONTEIRO, J.H.P.; MANSUR, G.L. Manual de gestión integrada de resíduos sólidos municipais em ciudades de America Latina y el Caribe. Rio de Janeiro: IBAM. 2006. 264 p.
- (95) BILA, D. M.; MONTALVÃO, F. A.; SILVA, A. C.; DEZOTTI, M. Ozonation of a landfill leachate: Evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. *Journal of hazardous materials*. Rio de Janeiro: Elsevier, v. 117, n. 2-3, p. 235 -242, 2005.
- (96) FERREIRA, J. A. et al. *Reestruturação do sistema de tratamento de lixiviado no aterro sanitário de Piraí – resultados iniciais*. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. *Anais...* Mato Grosso do Sul.
- (97) CLARETO, C. R. Tratamento biológico de líquidos lixiviados gerados em aterros sanitários utilizando reator anaeróbio compartimentado, 1997, 118 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1997.
- (98) GIORDANO, G.; FILHO, O. B.; CARVALHO, R. J. Processos físico-químicos para tratamento do lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: COAMB/FEN/UERJ, 2011. 178 p.
- (99) RAMAKRISHNAN, A.; BLANEY, L.; KAO, J. T. R.; ZHANG, T.; SURAMPALLI, R. Emerging contaminants in landfill leachate and their sustainable management. *Environmental earth sciences*. [S.I]: Springer, v. 73, n. 3, p. 1357-1368, 2015.
- (100) BUSCH, J.; AHRENS, L.; STURM, R.; EBINGHAUS, R. Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates. *Environmental Pollution*. [S.I]: [s.n], v. 158, n. 5, p. 1467–1471, 2010.
- (101) EGGEN, T.; MOEDER, M.; ARUKWE, A. Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants. *Science of the Total Environment*. [S.I]: [s.n], v. 408, n. 21, p. 5147 – 5157, 2010.
- (102) RENOVA, S.; GIVAUDAN, J.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous materials*. [S.I]: [s.n], v. 150, n. 3, p. 468 -493, 2008.

(103) MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. MCT. *Segundo Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa: Relatório de Referência. Emissões de gases do efeito estufa no tratamento e disposição de Resíduos*. Brasília. DF. 2010. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0219/219301.pdf>. Acesso em: 18 mai. 2016.

(104) MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. MCTI. *Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa: Relatório de Referência. Setor de Tratamento de Resíduos*. Brasília. DF. 2015. Disponível em: <http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706163/RR_Tratamento+de+Res%C3%ADduos_III+Invent%C3%A1rio.pdf/a4edb776-2971-4b84-8030-153ee290f0cb>. Acesso em: 18 mai. 2016.

(105) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13133: 1994 - Execução de Levantamento Topográfico. [Rio de Janeiro], 1994. 35 p.

(106) INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. 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. 2016.

(107) INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Modelo de Ondulação Geoidal. (2015). Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geodesia/modelo_geoidal.shtm>. Acesso em: 20 abr. 2016.

(108) PALERMO, Rodrigo de Avila. 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.

(109) INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Noções Básicas de Cartografia. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/manual_nocoas/processo_cartografico.html>. Acesso em: 20 abr. 2016.

(110) AGISOFT PHOTOSCAN. User Manual: Professional Edition, Version 1.0.0. (S.I.): Copyright©Agisoft LLC, 2013. Disponível em: <http://downloads.agisoft.ru/pdf/photoscan-pro_1_0_0_en.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2016.

(111) 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 jul. 2016.

(112) MEDEIROS, A. *Criar TIN no ArcGIS e sobrepor imagem ao TIN no ArcScene*. Disponível em: <<http://andersonmedeiros.com/arcgis-fazer-tin-sobrepor-imagem-arcscene/>>. Acesso em: 15 jul. 2016.

-
- (113) ESRI. ArcGIS 9.2 Desktop Help. Surface Volume (3D Analyst). 2010. Disponível em: <[http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.2/index.cfm?id=986&pid=981&topicname=Surface_Volume_\(3D_Analyst\)](http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.2/index.cfm?id=986&pid=981&topicname=Surface_Volume_(3D_Analyst))>. Acesso em: 15 jul. 2016.
- (114) MARTINS, P. A. C. *Análise Espacial de Bacias Hidrográficas*. Rio de Janeiro: UERJ, 2014. 85 p.
- (115) 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.
- (116) MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. MMA. *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.
- (117) UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA. Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide. 2005. 48 p.
- (118) INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. IPCC. *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual*. Chapter 6. [S.I]: [s.n], 1996, 20 p.
- (119) 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.
- (120) COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. CETESB. *Manual do usuário do programa de computador Biogás: geração e uso energético – aterros – versão 1.0*. São Paulo: SMA. 2006. 65 p.
- (121) TOZETO, Carolina Morsoleto. Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica da geração de lixiviado: estudo de caso do aterro sanitário de Curitiba. 2008. 154 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2008.
- (122) PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. *Meteorologia Agrícola*. Piracicaba: USP. 2007. 202 p.
- (123) INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. INMET. *Excedente hídrico para aterros sanitários: Parâmetros adotados no aplicativo*. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/mma>>. Acesso em: 25 jan. 2016.
- (124) SALASSIER, B.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. *Manual de Irrigação*. Viçosa: UFV, 2006. 625 p.
- (125) MATEUS, M. S. C. S.; MACHADO, S. L.; BARBOSA, M. C. An attempt to perform water balance in a Brazilian municipal solid waste landfill. *Waste Management*. Salvador: Elsevier, v. 32, p. 471-481, 2012.

-
- (126) BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ANA. *Indicadores de qualidade - índice de qualidade das águas (IQA)*. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 24 jul. 2016
- (127) LAMPARELLI, Marta Condé. (2004) Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2004.
- (128) DELMAS, F. VILLAESCUSA, I. ; WOO, N.Y.S. ; SOLEILHAVOUP, J.P. ; MURAT, J.C. Cellular method for evaluation of noxiousness of inorganic pollutants in industrial wastes: Calculation of a safety index for monitoring sludge discharge. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. (S.I): Elsevier, v. 45, n. 3, p. 260 -265, 2000.
- (129) POYATOS, J. M.; MUÑO, M.; ALMECIJA, M.; TORRES, J.; HONTORIA, E.; OSORIO, F. Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: State of the Art. *Water, air and soil pollution*. Spain: Springer Link, v. 205, n. 1-4, p. 187 -204, 2010.
- (130) XI, B.; GENG, C.; ZHAO, Y.; WEI, Z.; HE, X. Interaction of phenanthrene with dissolved organic matter and its fractions from leachate of different landfill ages. *Environmental earth sciences*. China: Springer Link, v. 67, n. 7, p. 1861 -1867, 2012.
- (131) HAM, S. Y.; KIM, Y. J.; LEE, D. H. Leaching characteristics of PCDDs/DF and dioxin-like PCBs from landfills containing municipal solid waste and incineration residues. *Chemosphere*. Republic of Korea: Elsevier, v. 70, n. 9, p. 1685 -93, 2008.
- (132) VON SPERLING, M. *Princípios de Tratamento Biológico de águas Residuárias: Princípios de Tratamento de Esgotos*. Belo Horizonte: DESA/UFMG. 1996. 211 p.
- (133) UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO. *Centro experimental de Saneamento Ambiental – Unidades de Tratamento de Esgoto*. Disponível em: <<http://www.saneamento.poli.ufrj.br/site/pt-br/ute/>>. Acesso em: 07 out. 2014.
- (134) ECOSAN. *Equipamentos para Tratamento de Efluentes. Peneira Estática Autolimpante*. Disponível em: <http://www.ecosan.com.br/pt/br/produtos_servicos/equipamento_tratamento_efluentes/peneiras/>. Acesso em: 07 out. 2014.
- (135) DEZOTTI, M.; BASSIN, J. P.; BILA, D. M.; AZEVEDO, E. B.; VALENTIM, A. C. S. *Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos*. Rio de Janeiro: E-papers, 2008. 360 p.
- (136) DOSAQ. *Peneira estática e peneira rotativa*. Disponível em: <<http://www.dosaq.com.br/formulario.asp?produto=peneiras>>. Acesso em: 07 out. 2014.
- (137) FERNADES, J.G.S. Utilização da respirometria no controle operacional de sistemas aeróbios de tratamento de águas residuárias - a experiência da Cetrel. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. [S.I]: [s.n], v. 6, n. 3 e 4, p. 131 – 137, 2001.

-
- (138) BABATOLA, J. O.; OLADEPO, K. ; LUKMAN, S. ; OLARINOYE, N. ; OKE, I. Failure Analysis of a Dissolved Air Flotation Treatment Plant in a Dairy Industry. *Journal of failure analysis and prevention*. (S.I): ASM International, v. 11, n. 2, p. 110 – 122. ,2011.
- (139) CHANG, C.T.; LI, B.H. Optimal design of wastewater equalization systems in batch processes. *Computers & chemical engineering*. [S.I]: Elsevier, v. 30, n. 5, p. 797 -806, 2006.
- (140) CHRITENSEN, D. R.; GERICK, J. A. Understanding primary clarifiers for plant wastewater systems. *Plant Engineering*. [S.I]: Academic OneFile, v. 40, p. 39, 1986
- (141) ROSTAMI, F.; SHAHROKHI, M.; MD SAID, M. A.; ABDULLAH, R.; SYAFALNI, R. Numerical modeling on inlet aperture effects on flow pattern in primary settling tanks. *Applied Mathematical Modelling*. Malaysia: Elsevier, v. 35, n. 6, p. 3012 – 3020, 2010
- (142) MORAES, P. B. Departamento de Tecnologia em Saneamento Ambiental. Centro Superior de Educação Tecnológica. *Decantação primária e sedimentação*. Disponível em: < http://webensino.unicamp.br/disciplinas/ST503293205/apoio/3/decanta__o_prim_ria_e_prci_pita__o_alunos.pdf>. Acesso em: 07 out. 2014.
- (143) TAMAYOL, A; FIROOZABADI, B; AHMADI, G. Effects of inlet position and baffle configuration on hydraulic performance of primary settling tanks. *Journal of Hydraulic Engineering*. (S.I): (s.n), v. 134, n. 7, p. 1004–1009, 2008.
- (144) SHAHROKHI, M.; ROSTAMI, F.; MD SAID, M. A.; SABBAGH, Y.; SAEED, R. S. The effect of number of baffles on the improvement efficiency of primary sedimentation tanks. *Applied Mathematical Modelling*. [S.I]: Elsevier, v. 36, n. 8, p. 3725 – 3735, 2011.
- (145) HUGGINS, D.L.; PIEDRAHITA, R.H.; RUMSEY, T. Analysis of sediment transport modeling using computational fluid dynamics (CFD) for aquaculture raceways. *Aquacultural Engineering*. USA: Elsevier, v. 31, n. 3-4, p. 277 – 293, 2005.
- (146) FLORE-ALSINA, X. Balancing effluent quality, economic cost and greenhouse gas emissions during the evaluation of (plant-wide) control/operational strategies in WWTPs. *Science of the total environment*. (S.I): Elsevier, v. 466-467, p. 616-624, 2014.
- (147) MORAIS, J. L. Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário. 2005. 185 f. Tese (Doutorado em Química) - Setor de Ciências Exatas - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2005.
- (148) TREBOU, D.; SCHLUMPF, J.P.; JAOUEN, P. ; QUEMENEUR, F. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical nanofiltration processes. *Water Research* . France: Elsevier, v. 35, n. 12, p. 2935–2942, 2001.

-
- (149) TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. Coagulation flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*. Greece: Elsevier, v. 53, n. 7, p. 737 -744, 2003
- (150) AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON J. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation .*Water Research*. France: Elsevier, v. 31, n. 11, p. 2775 – 2782, 1997
- (151) SYAFALN, S. Treatment of landfill leachate by using lateritic soil as a natural coagulant. *Journal of environmental management* . Malaysia: Elsevier, v. 112, p. 353 -359, 2012
- (152) AL-HAMADANI, Y. A. J.; YASIR A.J.; YUSOFF, M. S.; UMAR, M.; BASHIR, M. J.K.; ADLAN, M. N. Application of psyllium husk as coagulant and coagulant aid in semi-aerobic landfill leachate treatment. *Journal of Hazardous Materials*. Malaysia: Elsevier, v. 190, n. 1, p. 582 – 587, 2001.
- (153) ZAZOULI, M. A.; YOUSEFI, Z. Removal of heavy metals from solid wastes leachates coagulation-flocculation process. *Journal of Applied Sciences*. Irã: Elsevier B. V., v. 8, n. 11, p. 2142 – 2147, 2008.
- (154) ZOUBOULIS, A. I.; CHAI, X.; KATSOYIANNIS, I. A. The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. *Journal of Environmental Management*. (S.I): Elsevier, v.70, n. 1, p. 35 – 41. 2004.
- (155) KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y. Repeated fed-batch biological treatment of pre-treated landfill leachate by powdered activated carbon addition. *Enzyme and Microbial Technology*. Turkey: Elsevier, v. 34, n. 5, p. 422 – 428, 2004.
- (156)KARGI, F.; PAMUKOGLU, M. Y. Adsorbent supplemented biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation. *Bioresource Technology*. Turkey: Elsevier, v. 94, n. 3, p. 285 – 291, 2004.
- (157) LI, W.; HUA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, S.; LI, F. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination*. China: Elsevier, v. 264, n. 1-2, p. 56 – 62, 2010.
- (158) LIYAN, S. Hydrophobic organic chemicals (HOCs) removal from biologically treated landfill leachate by powder-activated carbon (PAC), granular-activated carbon (GAC) and biomimetic fat cell (BFC). *Journal of hazardous materials*. (S.I): Elsevier, v. 163, n. 2-3, p. 1084 -1089, 2009
- (159) AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; BASHIR, M. J.K. Landfill leachate treatment using powdered activated carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: Optimization by response surface methodology. *Journal of hazardous materials*. Malaysia: Elsevier, v. 189, n. 1 – 2, p. 404 – 413, 2011.

-
- (160) HALIM, A. A. Comparison study of ammonia and COD adsorption on zeolite, activated carbon and composite materials in landfill leachate treatment. *Desalination*. Malaysia: Elsevier, v. 262, n. 1-3, p. 31 -35, 2010.
- (161) WANG, G.; FAN, Z.; WU, D.; QIN, L.; ZHANG, G.; GAO, C.; MENG, Q. Anoxic/aerobic granular active carbon assisted MBR integrated with nanofiltration and reverse osmosis for advanced treatment of municipal landfill leachate. *Desalination*. China: Elsevier, v. 349, p. 136 – 144, 2014.
- (162) HABERT, A.C., BORGES, C. P., NOBREGA, R.. Processos de Separação por Membranas. *E-papers*, 1ª ed. Rio de Janeiro. 2006. 180 p.
- (163) WGM. Sistemas de Membranas – Filtração tangencial (Cross-flow). Disponível em: <<http://www.wgmsistemas.com.br/p1.asp>>. Acesso em: 25 jan. 2016.
- (164) MARIAM, T.; NGHIEM, L. D. Landfill leachate treatment using hybrid coagulation-nanofiltration processes. *Desalination*. (S.I): Elsevier, v. 250, n. 2, p. 677 -681, 2010
- (165) INSEL, G.; DAGDAR, M.; DOGRUEL, S.; DIZGE, N.; UBAY, C. E.; KESKINLER, B. Biodegradation characteristics and size fractionation of landfill leachate for integrated membrane treatment. *Journal of hazardous materials*. Turkey: Elsevier, v. 260, p. 825-832, 2013.
- (166) ZHANG, G.; QIN, L.; MENG, Q.; FAN, Z.; WU, D. Aerobic SMBR/reverse osmosis system enhanced by Fenton oxidation for advanced treatment of old municipal landfill leachate. *Bioresource technology*. China: Elsevier, v. 142, p. 261 -268, 2013.
- (167) WANG, G.; FAN, Z.; WU, D.; QIN, L.; ZHANG, G.; GAO, C.; MENG, Q. Anoxic/aerobic granular active carbon assisted MBR integrated with nanofiltration and reverse osmosis for advanced treatment of municipal landfill leachate. *Desalination*. China: Elsevier, v. 349, p. 136 -144. 2014.
- (168) HENZE, M. et al. Biological wastewater treatment; principles, modelling and design. *SciTech Book News*. London: IWA, Publishing, v. 33, n. 3, 2009.
- (169) NORMA, D.; FERNANDES, A.; CIRÍACO, L.; PACHECO, M. J.; LOPES, A. Electrocoagulation and anodic oxidation as a complement of biological treatment of sanitary landfill leachates. *Portugaliae electrochimica acta*. Portugal: (s.n), v. 30, n. 4, p. 281 -294, 2012.
- (170) ILHAN, F.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M. T. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. *Journal of hazardous materials*. Turkey: Elsevier, v. 154, n. 1-3, p. 381 -389, 2008.
- (171) TOP, S.; SEKMAN, E.; HOŞVER, S.; BILGILI, M. S. Characterization and electrocaogulative treatment of nanofiltration concentrate of a full-scale landfill leachate treatment plant. *Desalination*. Turkey: Elsevier, v. 268, p. 158 – 162, 2011.

-
- (172) BOUHEZILA, F.; HARITI, M.; LOUNICI, H.; MAMERI, N. Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. *Desalination*. Algeria: Elsevier, v. 280, p. 347 – 353, 2011.
- (173) FERNANDES, A.; SPRANGER, P.; FONSECA, A. D.; PACHECO, M. J. ; CIRÍACO, L.; LOPES, A. Effect of electrochemical treatments on the biodegradability of sanitary landfill leachates. *Applied Catalysis B: Environmental*. Portugal: Elsevier, v. 144, p. 514 – 520, 2014.
- (174) MILLER, D. E.; EMGE, S. M. Enhancing landfill leachate recirculation system performance. *Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management*. (S.I): ©ASCE, v. 1, n. 3, p. 113- 119, 1997.
- (175) BIRCHLER, D. R.; MILKE, M.; MARKS, A.; LUTHY, R. B. D. Landfill leachate treatment by evaporation. *Journal of Environmental Engineering*. (S.I): ©ASCE, v. 120, n. 5, p. 1109 – 1131, 1994.
- (176) ETTALA, M. Full-scale leachate treatment using new evaporation technology. *Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management*. (S.I): ©ASCE, v. 2, n. 2, p. 86 – 87, 1998.
- (177) BILGILI, M. S.; DEMIR, A.; ÖZKAYA, B. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of hazardous materials*. Turquia: Elsevier, v. 143, n. 1, p. 177 – 183, 2007.
- (178) RENO, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous materials*. França: Elsevier, v. 150, n. 3, p. 468 – 493, 2008.
- (179) CHEUNG, K. C.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water, air and soil pollution*. Holanda: Kluwer Academic Publishers, v. 94, n. 1-2, p. 209 – 221, 1997.
- (180) QUEIROZ, L.M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S.C.; SOBRINHO, P.A. Physical-chemical processes as an alternative to pre-and post-treatment of landfill leachate. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Brasil: (s.n), v. 16, n. 4, p. 403 – 410, 2011.
- (181) GUO, J. et al. Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process. *Journal of Hazardous Materials*. China: Elsevier, v. 178, p. 699 – 705. 2010.
- (182) HASAR, H.; ABBAS, A. A.; CHEN, Y. P.; LIU, Z. P.; FANG, F.; CHEN, P. Stripping/flocculation/membrane bioreactor/reverse osmosis treatment of municipal landfill leachate. *Journal of hazardous materials*. Turquia: Elsevier, v. 171, n. 1-3, p. 309 – 317, 2009.

(183) FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – FEAM. *Orientações básicas para operação de estações de tratamento de esgoto - ETES*. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2006. 52 p.

(184) ROBISON, H. D.; BARR, M. J. Aerobic biological treatment of landfill leachates. *Waste Management & Research*. Uk: [s.n], v. 17, n. 6, p. 478 – 486, 1999.

(185) MEHMOOD, M. K.; ADETUTU, E.; NEDWELL, D. B.; BALL, A.S. In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons. *Bioresource technology*. (S.I): Elsevier, v. 100, n. 10, p. 2741 – 2744, 2009.

(186) BAE, B. U.; JUNG, E. S.; KIM, Y. R.; SHIN, H. S. Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electron-beam radiation. *Water research*. Coréia do Sul: Elsevier, v. 33, n. 11, p. 2669 – 2673, 1999.

(187) DROPELMANN C. V.; OETTINGER, M. Treatment of Landfill Leachate using Activated Sludge. *Información Tecnológica*. On-line version: Scielo, v. 20, n. 1, p. 11- 19, 2009.

(188) GUIGUE, J.; MATHIEU, O.; LÉVÊQUE, J.; DENIMAL, S.; STEINMANN, M.; MILLOUX, M. J.; GRISEY, H. Dynamics of copper and zinc sedimentation in a lagooning system receiving landfill leachate. *Waste management*. França: Elsevier, v. 33, n. 11, p. 2287 – 2295, 2013.

(189) BULL, P. S.; EVANS, J. V.; WECHSLER, R. M.; CLELAND, K. J. Biological technology of the treatment of leachate from sanitary landfills. *Water Research*. Great Britain: Pergamon Press, v. 17, n. 11, p. 1473 – 1481, 1983.

(190) JOKELA, J.P.Y; KETTUNEN, R.H.; SORMUNEN, K.M.; RINTALA, J.A. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification. *Water Research*. Finland: Elsevier, v. 36, n. 16, p. 4079-4087, 2002.

(191) LI, X. Z.; ZHAO, Q. L. Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment. *Chemosphere*. Hong Kong: Elsevier, v. 44, n. 1, p. 37 – 43, 2001.

(192) POBLETE, R.; PRIETO-RODRÍGUEZ, L.; OLLER, I.; MALDONADO, M.; MALATO, S.; OTAL, E.; VILCHES, L. F.; FERNÁNDEZ-PEREIRA, C. Solar photocatalytic treatment of landfill leachate using a solid mineral by-product as a catalyst. *Chemosphere*. Seville: Elsevier, v. 88, n. 9, p. 1090 – 1096, 2012.

(193) VILAR, V. J. P.; ROCHA, E. M. R.; MOTA, F. S.; FONSECA, A.; SARAIVA, I.; BOAVENTURA, R. A. R. Treatment of a sanitary landfill leachate using combined solar photo-Fenton and biological immobilized biomass reactor at a pilot scale. *Water research*. [S.I]: Elsevier, v. 45, n. 8, p. 2647 – 2658, 2011.

-
- (194) TEIXEIRA, C. P. A. B.; JARDIM, W. F. Caderno temático volume 3: Processos Oxidativos Avançados. São Paulo: UNICAMP. 2004.
- (195) VILAR, V. J. P.; CAPELO, S. M. S.; SILVA, T. F. C. V.; BOAVENTURA, R. A. R. Solar photo-Fenton as a pre-oxidation step for biological treatment of landfill leachate in a pilot plant with CPCs. *Catalysis today*. Portugal: Elsevier, v. 161, n. 1, p. 228 – 234, 2011.
- (196) MORAVIA, W. G.; AMARAL, M. C. S.; LANGE, L. C. Evaluation of landfill leachate treatment by advanced oxidative process by Fenton's reagent combined with membrane separation system *Waste management*. Belo Horizonte: Elsevier, v. 33, n. 1, p. 89 – 101, 2013.
- (197) ZHANG, H.; RAN, X.; WU, X. Electro-Fenton treatment of mature landfill leachate in a continuous flow reactor. *Journal of hazardous materials*. China: Elsevier, v. 241 – 242, p. 259 – 266, 2012.
- (198) ALTIN, A. An alternative type of photoelectro-Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Separation and purification technology*. Turkey: Elsevier, v. 61, n. 3, p. 391 -397, 2008.
- (199) CORTEZ, S.; TEIXEIRA, P.; OLIVEIRA, R.; MOTA, M. Evaluation of Fenton and ozone-based advanced oxidation processes as mature landfill leachate pre-treatments. *Journal of environmental management*. Portugal: Elsevier, v. 92, n. 3, p. 749 -755, 2011.
- (200) SINGH, S.K; MOODY, C. M. TOWNSEND, T. G. Ozonation pretreatment for stabilized landfill leachate high-pressure membrane treatment. *Desalination*. Elsevier: USA, v. 344, p. 163 -170, 2014.
- (201) 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.
- (202) ALMEIDA, F. F. M.; CARNEIRO, C. D. R. Origem e evolução da Serra do Mar. *Revista Brasileira de Geociências*. [S.I]: [s.n], v. 28, n. 2, p. 135 – 150, 1998.
- (203) DEPARTAMENTO DE RECURSOS MINERAIS DO RIO DE JANEIRO. DRM. *Projeto Caminhos Geológicos: Sítios geológicos em Volta Redonda*. Disponível em: <http://www.portalvr.com/ippu/mod/patrimonio_historico/sitio/sitios.pdf> . Acesso em: 20 jan. 2016.
- (204) SANT' ANNA, L. G.; RICCOMINI, C. Cimentação Hidrotermal em Depósitos Sedimentares Paleogênicos do Rift Continental do Sudeste do Brasil: Mineralogia e Relações Tectônicas. *Revista Brasileira de Geociências*. [S.I]: [s.n], v. 31, n. 2, p. 231 – 240, 2001.
- (205) DIAS, J. E.; GOMES, O. V. O.; RODRIGUES, A. F.; GOES, M.H.B.; PEREIRA, M.G. Aplicação do Mapa Digital Expedido de Solos no Planejamento Ambiental do Município de Volta Redonda (RJ). In: Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto,

n. 1, 17 e 18 de outubro de 2002, Aracaju/SE. Anais. Aracaju: Embrapa Tabuleiro Costeiros, 2002, p. 9- 12.

(206) DIAS, J. E.; GARCIA, J. M. P. Aplicação do mapa de unidades geomorfológicas para fins de planejamento de uso e ocupação de territórios por meio da ferramenta de geoprocessamento: estudo de caso no município de Volta Redonda, RJ. *Revista Eletrônica Geoaraguaia*. [S.I]: [s.n], v. 4, n. 2, p. 97 – 112, 2014.

(207) INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. *Manual Técnico de Pedologia*. 3 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015. 430 p.

(208) DIAS, J. E. Áreas críticas de erosão do solo no município de Volta Redonda – RJ. *Caminhos de Geografia*. [S.I]: [s.n], v. 21, n. 16, p. 235 – 241, 2005.

(209) SILVA, M. S. L.; NETO, M. B. O. Argissolos Vermelhos-Amarelos. Agência EMBRAPA de Informação Tecnológica. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CO NT000gt7eon7k02wx7ha087apz2axe8nfr.html>. Acesso em: 20 jan. 2016.

(210) ARAÚJO, Adriana de Souza Fortes. Estudo experimental e numérico da migração de íons no solo do Aterro Municipal de Volta Redonda. 2010. 200 f. Tese (Doutorado em Engenharia Metalúrgica) – Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica, Universidade Federal Fluminense. 2010.

(211) ASSOCIAÇÃO PRÓ-GESTÃO DAS ÁGUAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL. AGEVAP. *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Resumo. Diagnóstico dos Recursos Hídricos: Relatório final*. Rio de Janeiro: Fundação COPPETEC. Disponível em: < <http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-010-R0.pdf> >. Acesso em: 20 jan. 2016.

(212) INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. INEA. Elaboração do plano estadual de recursos hídricos do estado do Rio de Janeiro R3-B – temas técnicos estratégicos RT-06 - Avaliação do Potencial Hidrogeológico dos Aquíferos Fluminenses. Revisão 05. Rio de Janeiro: Fundação COPPETEC. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mdyy/~edisp/inea0062144.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2016.

(213) MARTINS, A. M. Hidrogeologia do Estado do Rio de Janeiro. Síntese do estágio atual do conhecimento. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, n. 14. 7 a 10 de novembro de 2006, Curitiba/PR. Congresso. Curitiba: ABAS, 2006.

(214) BARBOZA, A. C. L.; SILVA, G. C.; MELLO, C. L. Caracterização de parâmetros hidráulicos em depósitos fluviais paleogênicos na Bacia de Volta Redonda, RJ. *Anu. Inst. Geocienc. (online)*. v. 30, n. 2, p. 118-132, 2007.

(215) PINTO, S. T.; PEIXOTO, M. N.; MELLO, E. V.; MOURA, J. R. Análise temporal de feições erosivas e escorregamentos no município de Volta Redonda (RJ). In: Simpósio Nacional de Geomorfologia, n. 6, 6 a 10 de setembro de 2006. Goiânia/GO. Simpósio. 2006.

-
- (216) EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. EMBRAPA. *Zoneamento Agroecológico do Estado do Rio de Janeiro - Ano 2003*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2003. 113 p.
- (217) INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. INEA. Relatório Anual de Qualidade do Ar do estado do Rio de Janeiro - 2009. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/@inter_dimfis_gear/documents/document/zwff/mde3/~edisp/inea_017061.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2015
- (218) SILVEIRA, Ana Maria de Miranda. Estudo de peso específico de resíduos sólidos urbanos, 2004, 106 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.
- (219) INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Contagem da população 2007 e estimativas da população 2007. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/RJ.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2016.
- (220) INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Estimativas das populações residentes, em 1º de julho de 2008, segundo os municípios. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2008/POP2008_DOU.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2016.
- (221) INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Estimativas das populações 2009. Disponível em: <http://www.portalvr.com/ippu/mod/informacoes/logradouros/mapa_tabela_bairros_setores.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2016.
- (222) INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. Sinopse do censo demográfico 2010: Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?uf=33&dados=29>>. Acesso em: 20 fev. 2016.
- (223) VOLTA REDONDA. Prefeitura municipal. Anexo II.1 – Informações sobre a Cidade e seu Serviço de Transporte Coletivo Atual. Disponível em: <<http://www.portalvr.com/suser/images/Bilheteunico/Anexo%20II.1.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2016.
- (224) SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO, ENERGIA, INDÚSTRIA E SERVIÇOS. Dados Socioeconômicos de Regiões do Estado do Rio de Janeiro: Região do Médio-Paraíba. Maio 2003. Disponível em: <<http://download.rj.gov.br/documentos/10112/157736/DLFE1056.pdf/SEDEISGovERJMedioParaiba.pdf>>. Acesso em: 20 fev. 2016.
- (225) SECRETARIA DE ESTADO DO AMBIENTE. SEA. Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro: Relatório Síntese – 2013. Disponível em: <<http://download.rj.gov.br/documentos/10112/1941396/DLFE->

66812.pdf/PLANOESTADUALDERESIDUOSSOLIDOSDORIODEJANEIRO.pdf >.
Acesso em: 21 fev. 2016

(226) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2007. São Paulo: Abrelpe. Disponível em: < <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2007.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2016.

(227) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2008. São Paulo: Abrelpe. Disponível em: < <http://www.globalgarbage.org/Panorama2008.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2016.

(228) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2009. São Paulo: Abrelpe. Disponível em: < http://www.wtert.com.br/home2010/arquivo/noticias_eventos/Panorama2009.pdf>. Acesso em: 22 fev. 2016.

(229) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2010. São Paulo: Abrelpe. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2010.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2016.

(230) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2011. São Paulo: Abrelpe. Disponível em: < <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2011.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2016.

(231) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2012. São Paulo: Abrelpe. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2012.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2016.

(232) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2013. São Paulo: Abrelpe. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2013.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2016.

(233) ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA. ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2014. São Paulo: Abrelpe. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>>. Acesso em: 22 fev. 2016.

(234) INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. IPEA. Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos: Relatório de Pesquisa - 2012. Disponível em: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf&gws_rd=cr&ei=RzIuV8y5EcmawgTbxprYCw>. Acesso em: 22 fev. 2016.

(235) MINISTÉRIO DA SAÚDE. DATASUS. Informações de Saúde: População residente segundo município. Município: 330630 Volta Redonda. Disponível em: < <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/tabcgi.exe?ibge/cnv/popprj.def>>. Acesso em: 23 fev. 2016.

-
- (236) SECRETARIA ESPECIAL DE DESENVOLVIMENTO URBANO DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA. SEDU. *Manual de Gerenciamento de Integrado de Resíduos Sólidos*. Rio de Janeiro: IBAM. 2001. 200 p.
- (237) EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. EPE. *Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Nota Técnica DEA 18/14. Rio de Janeiro: EPE. 2014.
- (238) CHRISTENSEN, T.H.; KJELDSEN, P. Basic Biochemical Process in Landfills. *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Cap. 2.1. Academic Press. London, 1989.
- (239) COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. CETESB. *Inventário Estadual de resíduos sólidos domiciliares 2010*. São Paulo: CETESB. 2011. 186 p.
- (240) FILHO, Francisco do Espírito Santo. Estimativa do aproveitamento energético do biogás gerado por resíduos sólidos urbanos no Brasil. 2013. 242 f. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Energia) – EP / FEA / IEE / IF da Universidade de São Paulo. 2013.
- (241) MEBARKI, B.; ADOUANE, B.; KHALDI, F.; DEHIMI, S.; HADDAD, D. Theoretical estimation of the production of biogas from the landfill of Batna city and its electrical conversion by a SOFC. *Int. J. Hydrogen Energ.* [S.I]: [s.n], v. 40, n. 39, p. 13799-13805, 2015.
- (242) AGUILAR-VIRGEN, Q.; GONZALEZ, P. T.; BENÍTEZ, S. O. Analysis of the feasibility of the recovery of landfill gas: a case study of Mexico. *Journal of Clean Production*. [S.I]: [s.n], v. 79, p. 53-60, 2014.
- (243) SIL, A.; KUMAR, S.; WONG, J. W. C. Development of correction factors for landfill gas emission model suiting Indian condition to predict methane emission from landfills. *Bioresource Technology*. [S.I]: [s.n], v. 168, p. 97 – 99, 2014.
- (244) SRIVASTAVA, V.; ISMAIL, S. A.; SINGH, P.; SINGH, R. P. Urban solid waste management in the developing world with emphasis on India: challenges and opportunities. *Reviews Environmental Science Biotechnology*. [S.I]: [s.n], v. 14, n. 2, p. 317-337, 2015.
- (245) ZAIRI, M.; AYDI, A.; DHIA, H. N. Leachate generation and biogas energy recovery in the Jebel Chakir municipal solid waste landfill. *J. Mater. Cycles Waste*. Tunisia: [s.n], v. 16, n. 1, p. 141-150, 2014.
- (246) CHAKRABORTY, M.; SHARMA, C.; PANDEY, J.; GUPTA, P. K. Assessment of energy generation potentials of MSW in Delhi under different technological options. *Energ. Conversion and Management*. [S.I]: [s.n], v. 75, p. 249-255, 2013.
- (247) CAPELO, J.; CASTRO, M. A. H. Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste – A new experimental approach. *Waste Management*. Fortaleza: Elsevier, v. 27, n. 6, p. 811 – 819, 2007.

(248) 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*. [S.I]: Elsevier, v. 31, n. 5, p. 966 – 977, 2011.

(249) Ranil, K. A. K. A case study on anticipated leachate generation from a semiaerobic sanitary landfill at Aruwakkalu (Puttalam District) and its impacts. *Environmental. Earth Science*. [S.I]: [s.n], v. 73, n. 11, p. 7255-7274, 2015.

ANEXO 1 – Análise comparativa entre os padrões de qualidade ambiental e o lixiviado de Volta Redonda

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Efeito Tóxico crônico	Não verificacao de efeito tóxico segundo órgão ambiental ou instituições renomadas	Teste de ecotoxicidade; Fator de Toxicidade; Concentração de efeito não observado	Eliminação do perigo	Teste de toxicidade	-	SA
Odor ou gosto	Virtualmente ausentes	-	-	-	-	SA
Corantes	Virtualmente ausentes	-	-	-	-	SA
Resíduos sólidos objetáveis:	Virtualmente ausentes	-	-	-	-	SA
Materiais sedimentáveis – mL.L ⁻¹	-	Até 1; Virtualmente ausentes em ambientes lênticos.	-	-	Até 1; Virtualmente ausentes em ambientes lênticos.	< 0,3
Materiais Flutuantes	Virtualmente ausentes	Ausentes	-	-	Virtualmente ausentes	Ausentes
Turbidez – UNT	Até 40 unidades	-	-	5	-	SA
Cor - mg Pt/L	Nível de cor natural do corpo de água	-	-	-	Virtualmente ausentes	Ausentes
Ph	6,0 – 9,0	5,0-9,0	-	Monitoramento	5,0 – 9,0	9,0
Temperatura °C	-	< 40	-	-	<40	23

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Óleos e graxas (mineral) - mg/L	Virtualmente ausentes	Até 20	-	-	Até 20	< 5
Óleos e graxas (veg/anim) - mg/L	Virtualmente ausentes	Até 50	-	-	Até 30	< 5
Alumínio total - mg/L	-	-	-	0,2	3,0	0,315
Alumínio dissolvido -mg/L	0,1	-	-	-		SA
Antimônio mg/L	0,005	-	10	0,005		SA
Arsênio total - mg/L	0,01	0,5	55	0,01	0,1	< 0,01
Bário total - mg/L	0,7	5,0	500	0,7	5,0	0,203
Berílio mg/L	0,04	-	-	0,004		SA
Boro total - mg/L	0,5	5,0	-	0,5	5,0	1,1
Cádmio total - mg/L	0,001	0,2	8	0,005	0,1	< 0,001
Cloreto total - mg/L	250	-	-	250		SA
Chumbo total - mg/L	0,01	0,5	300	0,01	0,5	< 0,01
Cobalto total - mg/L	0,05	-	65	-	1,0	0,031
Cobre total - mg/L	-	-	400	2,0	0,5	0,025
Cromo total (Cr III + Cr VI)- mg/L	0,05	-	300	0,05	0,5	0,220
Ferro - mg/L	-	-	-	2,45		SA
Estanho total - mg/L	-	4,0	-	-	4,0	0,108
Lítio total - mg/L	2,5	-	-	-		SA
Ferro dissolvido- mg/L	0,3	15,0	-	0,3	15,0	4,2
Manganês dissolvido - mg/L	-	1,0	-	-	1,0	0,532
Mercurio - mg/L	0,0002	0,01	36	0,001	0,01	< 0,00025

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Manganês total- mg/L	0,1	-	-	0,4	-	0,567
Molibdênio mg/L	-	-	100	0,07	-	SA
Níquel total- mg/L	0,025	2,0	100	0,02	1,0	0,085
Nitrato (expresso em N) mg/L	10	-	-	10,0	-	SA
Nitrito (expresso em N) mg/L	1,0	-	-	1,0	-	SA
Prata total - mg/L	0,01	0,1	50	0,1	0,1	< 0,01
Sódio mg/L	-	-	-	200	-	SA
Selênio total - mg/L	0,01	0,30	-	0,01	0,05	< 0,008
Vanádio total - mg/L	0,1	-	-	0,05	4,0	< 0,01
Zinco total - mg/L	0,18	5,0	1000	5	1,0	0,053
Amônia (NH ₃) - mg/L	-	-	-	-	5,0	238
Cloro residual total - mg/L	0,01	-	-	-	5,0	< 0,01
Cianeto total- mg/L	0,005	1,0	-	0,07	0,2	< 0,05
Fenóis- mg/L	0,003	0,5	10	0,140	0,2	0,022
Fluoreto total- mg/L	1,4	10,0	-	1,5	10,0	0,3
Sulfeto- mg/L	0,002	1,0	-	-	1,0	< 1
Sulfito- mg/L	-	-	-	-	1,0	40
Sulfato total - mg/L SO ₄	250	-	-	250		SA
Acrilamida - mg/L	0,0005	-	-	0,0005	0,0005	SA
Alacloro	0,02	-	-	-	-	
Antraceno	-	-	0,039 (Prevenção)	-	-	SA
Benzo antraceno - mg/L	0,00005	-	20	0,000005	-	SA

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Benzo fluoranteno- mg/L	0,00005	-	-	0,000005	-	SA
Benzo (K) fluoranteno - mg/L	0,00005	-	0,38 (Valor de Prevenção)	0,000005	-	SA
Benzo pireno-mg/L	0,00005	-	1,5	0,000005	-	SA
Benzo (g,h,i) pirileno	-	-	0,57 (Valor de Prevenção)	-	-	SA
Carbaril - µg/L	0,02	-	-	-	-	SA
Cloreto de vinila - mg/L	-	-	0,003	0,005	-	SA
Dibenzo antraceno- µg/L	0,05	-	0,6	0,05	-	SA
Criseno - mg/L	0,00005	-	8,1 (Valor de Prevenção)	0,00005	-	SA
Carbendazim + benomil - µg/L	-	-	-	-	-	SA
Fenantreno - mg/L	-	-	40	0,14	-	SA
Indeno (1,2,3-c,d) pireno- µg/L	0,05	-	25	0,17	-	SA
Naftaleno- mg/L	-	-	0,12 (Valor de Prevenção)	0,14	-	SA
Dietilexil ftalato - mg/L	-	-	4	0,008	-	SA
Dimetil ftalato- mg/L	-	-	1,6	0,014	-	SA
Di-n-butil ftalato- mg/L	-	-	0,7 (VP)	-	-	SA
PCB's (somatório) ¹ mg/L	0,001(não identifica os tipos)	-	0,03 (não identifica os tipos)	0,0005	-	SA
Alactor - µg/L	-	-	-	20 µg/L	50	< 0,1

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Aldicarb + ald. sulfona + ald. Sulfóxido mg/L	-	-	-	0,01	-	SA
Aldrin + Dieldrin- µg/L	0,005	-	0,61	0,03	100	< 0,1
Atrazina- mg/L	0,002	-	-	0,002	-	SA
Bentazona- mg/L	-	-	-	0,3	-	SA
Carbofurano- mg/L	-	-	-	0,007	-	SA
Clordano - µg/L	0,04	-	-	0,0002	100	< 0,4
Clorotalonil- mg/L	-	-	-	0,03	-	SA
Clorpirifós - mg/L	-	-	-	0,03	-	SA
2-Clorofenol- µg/L	0,1	-	1,5	0,015	50	< 2,0
2,4-D- µg/L	4,0	-	-	30	50	< 0,1
Demeton (Demeton- O e Demeton-S) - µg/L	0,1	-	-	-	100	< 1,2
2,4-Diclorofenol- µg/L	0,3	-	4	0,0105	50	< 2,0
3,4-Diclorofenol- µg/L	-	-	3	0,0105	-	SA
p,p'-DDT + p,p'- DDD + p,p'-DDE- µg/L	0,002	-	6	0,002	150	< 0,04
Diuron - µg/L	-	-	-	-	-	SA
Dodecacloro pentaciclododecano- µg/L	0,001	-	-	40	50	< 0,02
Endossulfan (a, b e sulfato) - µg/L	0,056	-	-	-	150	< 0,18

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Endrin- µg/L	0,004	-	1,5	0,6	50	< 0,06
Glifosato + Ampa – mg/L	0,065	-	-	0,5		SA
Gution- µg/L	0,005	-	-	-	100	< 0,08
Heptacloro Epóxido- µg/L	0,01	-	-	-	100	< 0,2
Lindano (g-HCH) - µg/L	0,02	-	0,07	4	50	<0,06
Mancozebe - µg/L	-	-	-	-	-	SA
Metamidofos - µg/L	-	-	-	-	-	SA
Malation- µg/L	0,1	-	-	190	100	< 0,2
Metoxicloro- µg/L	0,03	-	-	20	50	< 0,2
Metolacloro- µg/L	10,0	-	-	10	50	< 1,0
Paration- µg/L	0,04	-	-		100	< 0,8
Parationa Metílica - µg/L	-	-	-	-	-	SA
Pendimentalina - µg/L	-	-	-	-	-	SA
Molinato- µg/L	-	-	-	6	-	SA
Pendimetalina- µg/L	-	-	-	20	-	SA
Permetrina- µg/L	-	-	-	20	-	SA
Profenofós - µg/L	-	-	-	-	-	SA
Tebuconazol- µg/L	-	-	-	-	-	SA
Terbufós- µg/L	-	-	-	-	-	SA
Propanil- µg/L	-	-	-	20	-	SA
Ácidos haloacéticos total – mg/L	-	-	-	-	-	SA
Bromato – mg/L	-	-	-	-	-	SA
Clorito – mg/L	-	-	-	-	-	SA

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Cloraminas Total – mg/L	-	-	-	-	-	SA
Trihalometanos Total – mg/L	-	-	-	-	-	SA
Simazina- µg/L	2,0	-	-	2	-	SA
Pentaclorofenol- µg/L	9,0	-	1,3	9	50	< 0,01
2,4,5-T- µg/L	2,0	-	-	-	50	< 0,005
2,4,5-TP- µg/L	10,0	-	-	-	50	< 0,005
Tributilestanho- µg/L	0,063	-	-	-	-	SA
2,4,5-Triclorofenol - mg/L	-	-	0,11 (Valor de Prevenção)	0,0105	-	SA
2,4,6-Triclorofenol - mg/L	0,01	-	10	0,2	50	< 1,0
2,3,4,5 Tetraclorofenol - mg/L	-	-	25	0,0105	-	SA
2,3,4,6 Tetraclorofenol - mg/L	-	-	3,5	0,0105	-	SA
Cresóis - mg/L	-	-	14	0,175	-	SA
Trifluralina - µg/L	0,2	-	-	20	50	< 1
Hexaclorobenzeno- µg/L	0,0065	-	0,1	1,0	50	< 0,1
1,1,1–Tricloroetano mg/L	-	-	11	0,28	0,1	< 0,001
Diclorometano mg/L	0,02	-	-	0,02	0,1	< 0,001
1,1,2 Tricloroetano mg/L	0,03	-	7	0,07	-	< 0,001

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Tricloroeteno mg/L	-	1,0	-	-	0,1	0,1
Tetracloroeteno mg/L	0,01	-	5	0,04	0,1	< 0,001
1,1,1,2- Tetracloroetano mg/L	-	-	-	-	0,1	< 0,001
1,1-Dicloroetano mg/L	-	-	20	0,28	0,1	< 0,001
1,2-Dicloroetano mg/L	0,01	-	0,25	0,01	0,1	SA
1,1-Dicloroeteno mg/L	0,003	-	3	0,03	0,1	< 0,001
1,1-Dicloropropeno mg/L	-	-	-	-	-	< 0,001
1,2,3- Triclorobenzeno - µg/L	-	-	15	-	-	< 1
1,3,5- Triclorobenzeno	-	-	15	-	-	SA
1,2,3- Tricloroprapano mg/L	-	-	-	-	0,1	< 0,005
1,2,4- Triclorobenzeno µg/L	-	-	20	-	-	< 1
Triclorobenzenos (1,2,4 TCB + 1,3,5 TCB + 1,2,3 TCB) mg/L	0,02 (Apenas 1,2,3 TCB e 1,2,4 TCB)	-	-	0,02	-	SA

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
1,2,3,4 Tetraclorobenzeno	-	-	0,16 (Valor de Prevenção)	-	-	SA
1,2,3,5 Tetraclorobenzeno	-	-	0,01 (Valor de Prevenção)	-	-	SA
1,2,4,5 Tetraclorobenzeno	-	-	0,01 (Valor de Prevenção)	-	-	SA
1,2-Dibromo-3- Cloropropano- mg/L	-	-	-	-	0,1	< 0,005
1,2-Dicloropropano- mg/L	-	-	-	-	0,1	< 0,001
1,2-Diclorobenzeno- µg/L	-	-	200	1000 µg/L	-	SA
1,3-Diclorobenzeno- µg/L	-	-	0,39 (Valor de Prevenção)	-	-	< 1
1,3-Dicloropropano- mg/L	-	-	-	-	0,1	< 0,005
1,4-Diclorobenzeno- µg/L	-	-	70	300 µg/L	-	< 1
2,2-Dicloropropano- mg/L	-	-	-	-	0,1	< 0,001
Bromodiclorometano - mg/L	-	-	-	-	0,1	< 0,001
Cis-1,2- Dicloroetano- mg/L	-	-	2,5	-	0,1	< 0,001
Cis-1,3- Dicloropropeno- mg/L	-	-	-	-	0,1	< 0,001
Clorobenzeno- mg/L	-	-	45	0,7	0,1	< 0,001

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Cloreto de metileno- mg/L	-	-	9	0,0 2	-	SA
Clorofórmio- mg/L	-	1,0	5	0,2	0,1	< 0,001
Clorometano- mg/L	-	-	-		0,1	< 0,01
Dibromoclorometano - mg/L	-	-	-		0,1	< 0,001
HCH beta-µg/L	-	-	0,1	0,07	-	SA
Dissulfeto de Carbono- mg/L	-	-	-	-	1,0	< 0,001
Surfactantes (como LAS) - mg/L	0,5	-	-	-	2,0	5,5
Fósforo total - mg/L	-	-	-	-	-	SA
Fósforo total - mg/L (ambiente lêntico) - mg/L	0,02	-	-	-	1,0	5,8
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico) - mg/L	0,025	-	-	-	-	SA
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários) - mg/L	0,1	-	-	-	-	SA

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Nitrogênio total (ambientes lênticos)- mg/L	1,27	-	-	-	10,0	362
Nitrogênio total (ambientes lóticos)- mg/L	2,18	-	-	-	-	SA
DQO- mg/L	-	-	-	-	-	1802
DBO- mg/L	-	-	-	-	-	442
DBO ₅ - mg/L de O ₂	Até 3	Remoção mínima de 60%.	-	-	-	442 consideran do a DBO normal
OD mg/L de O ₂	>6,0	-	-	-	-	SA
Cianeto livre- mg/L	-	0,2	-	-	-	< 0,01
Cobre dissolvido- mg/L	0,009	1,0	-	-	-	0,021
Cromo hexavalente- mg/L	-	0,1	-	-	-	< 0,01
Cromo trivalente- mg/L	-	1,0	-	-	-	0,22
Nitrogênio Amoniacal total - mg/L	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5	20,0	-	-	5,0	196
Benzeno - µg/L	5	1200	0,08	5	-	< 1
Benzidina - µg/L	0,001	-	-	-	-	SA

Parâmetro	CONAMA 357 (classe 1 e 2)	CONAMA 430	CONAMA 420 (mg/kg) (Valor de Investigação em Zonas residenciais)	CONAMA 396	NT 202.R-10	Lixiviado do aterro de VR
Dicloroetano Total - mg/L	-	1,0	-	-	-	< 0,003
Estireno - µg/L	20	70	35	0,02	-	< 1
Etilbenzeno mg/L	0,09	84	40	0,2	-	< 0,001
Tetracloroeto de Carbono - µg/L	2	1000	0,7	0,002	-	< 1
Tolueno- mg/L	0,002	1,2	30	0,17	-	< 0,001
Toxafeno- µg/L	0,01	-	-	-	-	SA
Xilenos - mg/L	0,3	1,6	25	0,3	-	< 0,003
Sólidos totais - mg/L	-	-	-	-	-	5928
Sólidos totais dissolvidos - mg/L	500	-	-	1000	-	SA
E.Coli	-	-	-	Ausentes em 100 ml	-	SA
Enterococos	-	-	-	-	-	SA
Coliformes termotolerantes	Limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mL em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante um ano, com frequência bimestral.	-	-	Ausentes em 100 ml	-	SA
Clorofila A µg/L	-	-	-	-	-	SA
Cianobactérias cel/mL	-	-	-	-	-	SA

Notas: não atende aos padrões segundo CONAMA 357; não atende aos padrões segundo CONAMA 430; não atende aos padrões segundo CONAMA 396; não atende aos padrões segundo NT 202 – R10.

Valores máximos permitido no solo segundo Resolução CONAMA 420 - não utilizar para comparação com as outras resoluções.

Não foi realizada análise: SA

Meses	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Janeiro	385,7	116	218,5	498,9	161,9	278	214,5	215,4	232,9	449,2	328,5	184,1	549,7
Fevereiro	235,5	162,4	200,5	59,6	366,3	112,9	325,1	129,5	288,3	330,6	123	82,2	82,5
Março	150,6	182,9	73,9	201,1	103,7	208,3	76	62,6	121	123,4	248,1	142,8	105
Abril	29,6	18,5	40,1	59,4	194,5	151,3	24,2	36,6	123	51,5	64,3	62,7	79,9
Maio	9,4	44,5	81,4	35,4	66,7	69,8	44,3	55,3	25	76,6	30,5	17,6	114,6
Junho	0	0	4	2,9	63	14,1	3,4	5,6	10,2	30,4	10,4	27,9	65,7
Julho	35,7	19,8	26,4	21	49,8	35,5	25,5	37,7	2,8	47,6	52,8	2,2	17
Agosto	47,8	39,1	38,9	31,4	19,2	3,2	31,5	2,1	61	33,9	1	5,3	21
Setembro	106,9	24,7	101,6	45,3	6,8	49	38,5	11	44,4	104	60,1	4,9	50
Outubro	44,8	106,3	120,7	200,7	135,2	61,6	133,4	81	125,1	186,6	87,8	31,8	43
Novembro	156,7	201	191,1	167	177,3	136,8	198,4	174	229,9	245,2	150,2	33,7	111
Dezembro	237	263,4	245,4	132,5	257,7	230,9	136,5	95,4	222,5	364,1	382,9	257,7	202
Nível de consistência	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2

Meses	2013	2014	2015
Janeiro	397,9	113,5	136,3
Fevereiro	241,2	30,7	187
Março	106,5	212,8	267,6
Abril	75	55,3	124
Maiο	62,1	45,5	26,5
Junho	35,3	36,2	31,3
Julho	127,3	18,5	2,8
Agosto	17,3	14,2	22,9
Setembro	53,9	33,2	106,6
Outubro	119,9	55,1	29,4
Novembro	181,3	142,6	245
Dezembro	161,1	192,1	
Nível de consistência	2	2	2

ANEXO 3 - Parâmetros utilizados na calibragem do modelo para o cenário 1

ANO	F	K	T	C	COD _f	FCM	Fator de conversão	COD (ton C. ton ⁻¹ RSU)	Precipitação (mm)	População (hab)	Geração anual (ton.ano ⁻¹)	Porcentagem recolhida	A (fator de normalização para a soma)	Lo(m ³ CH ₄ .ton ⁻¹ RSU)
1987	0	0,060	0	0	0,77	0,4	1,33	0,1725	1375,4	207068	33255	0,88	0,970591107	0
1988	0,5	0,060	1	0	0,77	0,4	1,33	0,1718	1811,4	210362	35811	0,88	0,970591107	49,09
1989	0,5	0,060	2	0	0,77	0,4	1,33	0,171	1521,9	213571	38415	0,88	0,970591107	48,86
1990	0,5	0,060	3	0	0,77	0,4	1,33	0,17	1218,8	216701	41067	0,88	0,970591107	48,58
1991	0,5	0,060	4	0	0,77	0,4	1,33	0,1696	1482,2	220305	43872	0,88	0,970591107	48,46
1992	0,5	0,060	5	0	0,77	0,4	1,33	0,1689	1329,6	222477	47163	0,88	0,970591107	48,26
1993	0,5	0,060	6	0	0,77	0,4	1,33	0,1682	1257	226533	50206	0,88	0,970591107	48,06
1994	0,5	0,060	7	0	0,77	0,4	1,33	0,1675	1401,2	228564	52859	0,88	0,970591107	47,86
1995	0,5	0,060	8	0	0,77	0,4	1,33	0,1668	1571,4	230540	55537	0,88	0,970591107	47,66
1996	0,5	0,060	9	0	0,77	0,4	1,33	0,1661	1973,8	232287	58942	0,88	0,970591107	47,46
1997	0,5	0,060	10	0	0,77	0,4	1,33	0,1654	1421,8	235274	61967	0,88	0,970591107	47,26
1998	0,5	0,060	11	0	0,77	0,4	1,33	0,1647	1337,6	237792	64922	0,88	0,970591107	47,06
1999	0,5	0,060	12	0	0,77	0,4	1,33	0,1639	1261,3	240316	67927	0,88	0,970591107	46,83
2000	0,5	0,060	13	0	0,77	0,4	1,33	0,1632	1439,7	242063	70753	0,88	0,970591107	46,63
2001	0,5	0,060	14	0	0,77	0,4	1,33	0,1625	1178,6	244715	74672	0,88	0,970591107	46,43
2002	0,5	0,060	15	0	0,77	0,4	1,33	0,1618	1342,5	246642	77637	0,88	0,970591107	46,23
2003	0,5	0,060	16	0	0,77	0,4	1,33	0,1611	1455,2	248765	80702	0,88	0,970591107	46,03
2004	0,5	0,060	17	0	0,77	0,4	1,33	0,16044	1602,1	250884	83807	0,88	0,970591107	45,84
2005	0,5	0,060	18	0	0,77	0,4	1,33	0,1597	1351,4	255697	88700	0,88	0,970591107	45,63
2006	0,5	0,060	19	0	0,77	0,4	1,33	0,159	1251,3	258145	92037	0,88	0,970591107	45,43
2007	0,5	0,060	20	0	0,77	0,6	1,33	0,1583	906,2	260570	108423	1	0,970591107	67,85

ANO	F	K	T	C	COD _f	FCM	Fator de conversão	COD (ton C. ton ⁻¹ RSU)	Precipitação (mm)	População (hab)	Geração anual (ton.ano ⁻¹)	Porcentagem recolhida	A (fator de normalização para a soma)	Lo(m ³ CH ₄ .ton ⁻¹ RSU)
2008	0,5	0,060	21	0	0,77	0,6	1,33	0,1575	1486,1	259811	110952	1	0,970591107	67,51
2009	0,5	0,060	22	0	0,77	0,6	1,33	0,1568	2043,1	261404	115449	1	0,970591107	67,21
2010	0,5	0,060	23	0	0,77	0,6	1,33	0,1561	1539,6	257803	116682	1	0,970591107	66,91
2011	0,5	0,060	24	0	0,77	0,6	1,33	0,1554	852,9	258834	119983	1	0,970591107	66,61
2012	0,5	0,060	25	0	0,77	0,6	1,33	0,1547	1441,4	259870	123308	1	0,970591107	66,31

ANEXO 4 - Estimativas de geração de metano para o cenário 1.

ANO	IPCC (m ³ . ano ⁻¹) Decaimento	IPCC Método de projeto (m ³ . ano ⁻¹)	Banco Mundial (m ³ . ano ⁻¹)	LandGEM (m ³ . ano ⁻¹)	CETESB (m ³ . ano ⁻¹)
1987	0	0	0	108000	119720
1988	96415,33	1757989	99336,72	218000	241670
1989	96950,16	1877052	99887,75	330100	365890
1990	97034,53	1994857	99974,67	444300	492420
1991	97397,69	2126140	100348,8	560900	621680
1992	98199,17	2276191	101174,6	681500	755270
1993	98038,8	2412995	101009,4	804900	892020
1994	96803,02	2529910	99736,15	929700	1030370
1995	95384,92	2646997	98275,08	1056000	1170300
1996	94938	2797509	97814,62	1186000	1314340
1997	93601,77	2928689	96437,9	1318000	1460880
1998	91962,94	3055341	94749,42	1452000	1609520
1999	90175,75	3181224	92908,07	1588000	1760330
2000	88080,08	3299437	90748,91	1726000	1912520
2001	87170,12	3467268	89811,38	1868000	2069970
2002	84985,35	3589397	87560,4	2011000	2228910
2003	82836,35	3714977	85346,29	2156000	2389640
2004	80681,89	3842102	83126,55	2303000	2552180
2005	80048,6	4047662	82474,07	2457000	2722880
2006	77879,93	4181516	80239,69	2613000	2895640
2007	129033,6	7356456	132943,3	2813000	3117330
2008	123725,4	7490011	127474,3	3009000	3335220
2009	120703,8	7758936	124361,1	3209000	3556610
2010	114375,3	7806764	117840,9	3401000	3769540
2011	110265,2	7991621	113606,2	3593000	3981960
2012	106241,3	8176125	109460,4	3784000	4193980
2013	-	-	-	3564000	3949740
2014	-	-	-	3356000	3719730
2015	-	-	-	3161000	3503110
2016	-	-	-	2977000	3299100
2017	-	-	-	2803000	3106980
2018	-	-	-	2640000	2926040
2019	-	-	-	2486000	2755640
2020	-	-	-	2342000	2595170
2021	-	-	-	2205000	2444030
2022	-	-	-	2077000	2301700
2023	-	-	-	1956000	2167660
2024	-	-	-	1842000	2041430
2025	-	-	-	1735000	1922550

ANO	IPCC (m ³ . ano ⁻¹) Decaimento	IPCC Método de projeto (m ³ . ano ⁻¹)	Banco Mundial (m ³ . ano ⁻¹)	LandGEM (m ³ . ano ⁻¹)	CETESB (m ³ . ano ⁻¹)
2026	-	-	-	1634000	1810590
2027	-	-	-	1539000	1705140
2028	-	-	-	1449000	1605850
2029	-	-	-	1365000	1512330
2030	-	-	-	1285000	1424260
2031	-	-	-	1210000	1341310
2032	-	-	-	1140000	1263200
2033	-	-	-	1073000	1189640
2034	-	-	-	1011000	1120360
2035	-	-	-	952000	1055120
2036	-	-	-	896600	993670
2037	-	-	-	844400	935800
2038	-	-	-	795200	-
2039	-	-	-	748900	-
2040	-	-	-	705300	-
2041	-	-	-	664200	-
2042	-	-	-	625500	-
2043	-	-	-	589100	-
2044	-	-	-	554800	-
2045	-	-	-	522200	-
2046	-	-	-	492000	-
2047	-	-	-	463400	-
2048	-	-	-	436400	-
2049	-	-	-	411000	-
2050	-	-	-	387100	-
2051	-	-	-	364500	-
2052	-	-	-	343300	-
2053	-	-	-	323300	-
2054	-	-	-	304500	-
2055	-	-	-	286700	-
2056	-	-	-	270000	-
2057	-	-	-	254300	-
2058	-	-	-	239500	-
2059	-	-	-	225600	-
2060	-	-	-	212400	-
2061	-	-	-	200100	-
2062	-	-	-	188400	-
2063	-	-	-	177400	-
2064	-	-	-	167100	-
2065	-	-	-	157400	-
2066	-	-	-	148200	-

ANEXO 5 – Geração de metano para os cenários 1 e 2 utilizando o modelo LandGEM.

Ano	Landgem (cenario1)	Landgem (cenario2)	Ano	Landgem (cenario1)	Landgem (cenario2)	Ano	Landgem (cenario1)	Landgem (cenario2)
1987	0	0	2016	3,162,000	485,000	2045	555,600	85,130
1988	108,300	45,460	2017	2,981,000	456,700	2046	523,200	80,170
1989	218,800	88,270	2018	2,807,000	430,100	2047	492,800	75,500
1990	331,400	128,600	2019	2,644,000	405,100	2048	464,100	71,100
1991	446,400	166,600	2020	2,490,000	381,500	2049	437,000	66,960
1992	563,900	236,000	2021	2,345,000	359,300	2050	411,600	63,060
1993	685,400	267,700	2022	2,208,000	338,400	2051	387,600	59,390
1994	808,600	297,600	2023	2,080,000	318,700	2052	365,100	55,930
1995	933,500	325,700	2024	1,959,000	300,100	2053	343,800	52,670
1996	1,060,000	352,200	2025	1,845,000	286,200	2054	323,800	49,610
1997	1,191,000	377,100	2026	1,737,000	266,200	2055	304,900	46,720
1998	1,323,000	400,600	2027	1,636,000	250,700	2056	287,200	44,000
1999	1,458,000	422,800	2028	1,541,000	236,100	2057	270,400	41,440
2000	1,594,000	443,600	2029	1,451,000	222,300	2058	254,700	39,020
2001	1,733,000	463,200	2030	1,367,000	209,400	2059	239,900	36,750
2002	1,875,000	481,700	2031	1,287,000	197,200	2060	225,900	34,610
2003	2,018,000	499,100	2032	1,212,000	185,700	2061	212,700	32,590
2004	2,163,000	515,500	2033	1,141,000	174,900	2062	200,300	30,700
2005	2,308,000	530,900	2034	1,075,000	164,700	2063	188,700	28,910
2006	2,457,000	545,500	2035	1,012,000	155,100	2064	177,700	27,220
2007	2,607,000	559,200	2036	953,400	146,100	2065	167,300	25,640
2008	2,803,000	572,100	2037	897,900	137,600	2066	157,600	24,150
2009	3,003,000	584,200	2038	845,600	129,600	2067	148,400	22,740
2010	3,206,000	595,600	2039	796,400	122,000	2068	139,800	21,420
2011	3,401,000	606,400	2040	750,000	114,900	2069	131,600	20,170
2012	3,595,000	616,500	2041	706,300	108,200	2070	124,000	18,990
2013	3,790,000	580,600	2042	665,200	101,900	2071	116,800	17,890
2014	3,569,000	546,800	2043	626,400	95,980	2072	110,000	16,850
2015	3,361,000	515,000	2044	590,000	90,390	2073	103,500	15,870