

ATERRO DE RESÍDUOS URBANOS E A SUA SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

ESTRATÉGIAS PARA REDUZIR EMISSÕES A LONGO PRAZO

JOANA MARGARIDA LALANDA MARTINS
DOS SANTOS SOBRAL

Mestre em Engenharia do Ambiente

DOUTORAMENTO EM AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE

Universidade NOVA de Lisboa

Outubro, 2023

ATERRO DE RESÍDUOS URBANOS E A SUA SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

ESTRATÉGIAS PARA REDUZIR EMISSÕES A LONGO PRAZO

JOANA MARGARIDA LALANDA MARTINS DOS SANTOS SOBRAL

Mestre em Engenharia do Ambiente

Orientadora: Maria da Graça Madeira Martinho,
Professora Associada com Agregação, Universidade NOVA de Lisboa

Coorientadora: Leonor Miranda Monteiro do Amaral,
Professora Associada, Universidade NOVA de Lisboa

Júri:

Presidente: Maria Paula Baptista da Costa Antunes,
Professora Catedrática, Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade NOVA de Lisboa

Arguentes: Manuel Guilherme Caras Altas Duarte Pinheiro,
Professor Catedrático, Instituto Superior Técnico da Universidade de
Lisboa
António João Carvalho de Albuquerque,
Professor Associado, Faculdade de Engenharia da Universidade da
Beira Interior

Coorientadora: Leonor Miranda Monteiro do Amaral,
Professora Associada, Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade NOVA de Lisboa

Membros: Maria Paula Baptista da Costa Antunes,
Professora Catedrática, Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade NOVA de Lisboa
Ana Isabel Espinha da Silveira,
Professora Auxiliar, Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade NOVA de Lisboa
Susana Sá e Melo Rodrigues,
Diretora do Departamento de Qualidade da Entidade Reguladora de
Águas e Resíduos

DOUTORAMENTO EM AMBIENTE E SUSTENTABILIDADE

Universidade NOVA de Lisboa
Outubro, 2023

Aterro de resíduos urbanos e a sua sustentabilidade ambiental: Estratégias para reduzir emissões a longo prazo

Copyright © Joana Margarida Lalandia Martins dos Santos Sobral, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade NOVA de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Este documento foi criado com o processador de texto Microsoft Word e o template NOVAThesis Word [11].

Ao Francisco, Ao Luís, À minha família, Às minhas amigas, Aos meus amigos.

AGRADECIMENTOS

Esta dissertação só foi possível graças ao apoio da Professora Doutora Graça Martinho, quer pela orientação durante o decurso do trabalho, quer pela compreensão, consideração, força e amizade demonstradas desde o início e, nos momentos mais difíceis. Agradeço ainda à Professora Doutora Leonor Amaral não só pela coorientação e apoio, mas também pelo encorajamento e amizade demonstrados durante este trabalho.

Um agradecimento especial também ao Eng.º Artur Cabeças pelo apoio, aconselhamento e força dado para o desenvolvimento deste estudo e revisão do trabalho. Agradeço ainda aos Sistemas de Gestão de Resíduos Urbanos que forneceram dados para este estudo, sem os quais não seria possível o seu desenvolvimento.

Agradeço ao MARE - Marine and Environmental Sciences Centre e à Fundação para a Ciência e Tecnologia, através da qual esta investigação foi financiada, com a Bolsa de Investigação com a referência SFRH/BD/60344/2009.

Os agradecimentos à minha família, em especial à minha mãe, ao meu pai, aos meus avós e ao meu marido, bem como aos amigos chegados e, ainda à Doutora Elsa Lara, são especialmente relevantes e importantes para o decurso deste trabalho e sem os quais não seria possível ter realizado este estudo.

“Because we don't think about future generations,
they will never forget us.”

(Henrik Tikkanen).

RESUMO

Numa ótica da sustentabilidade ambiental de aterros de resíduos urbanos, é fundamental controlar as suas emissões a longo prazo, pois a produção de lixiviados e biogás gerados podem prolongar-se por várias décadas. O tempo de vida das barreiras e sistemas artificiais de proteção poderão revelar-se mais curtos, pelo que, após o período previsto de monitorização pós-encerramento, existe uma forte probabilidade de ocorrer contaminação ambiental do ar, do solo e, das águas subterrâneas e superficiais. Deste modo, os encargos ambientais e económicos de remediação ambiental afetarão e terão de ser custeados pelas gerações seguintes.

Para controlar e reduzir as emissões a longo prazo, importa acelerar a biodegradação dos resíduos e, assim, diminuir o tempo de estabilização do aterro de resíduos urbanos. Várias soluções têm sido investigadas e implementadas a nível internacional que incluem quer a introdução controlada de líquidos quer a introdução de ar no aterro.

Para avaliar o comportamento daqueles aterros, em Portugal, utilizou-se um conjunto de dados históricos para analisar os efeitos de parâmetros associados à idade, ao clima, à dimensão e à recirculação de concentrado de osmose inversa, através de análise estatística e modelos de aprendizagem automática. Identificaram-se as variáveis ambientais e económicas que conduzem às melhores soluções operacionais e desenvolveu-se um potencial modelo conceptual (MaterS), que permite simular de forma probabilística as opções de intervenção no aterro de RU, durante o seu ciclo de vida. Os resultados desta investigação são um importante contributo para os gestores e decisores (nacionais e internacionais) na análise prévia das medidas operacionais e ambientais mais sustentáveis de longo prazo a tomar e, numa perspetiva mais ampla, no contexto da avaliação da legislação de aterro de resíduos urbanos.

Palavas chave: Aterro, Resíduos Urbanos, Aterro Sustentável, Qualidade Final de Armazenamento, Biorreator, Lixiviados, Biogás, Concentrado, Osmose Inversa, Análise estatística, Modelos, Aprendizagem Automática.

ABSTRACT

From the point of view of the environmental sustainability of urban waste landfills, it is essential to control their emissions over the long term, as the production of leachate and biogas can last for several decades. The lifespan of barriers and artificial protection barriers may be shorter, so that after the aftercare period, there is a high probability of environmental contamination of air, soil, groundwater, and surface water. Thus, the environmental and economic burden of environmental remediation will affect and must be borne by subsequent generations.

To control and reduce emissions in the long term, it is important to accelerate the biodegradation of waste and thus reduce the stabilisation time of the urban waste landfill. Various solutions have been investigated and implemented internationally that include both the controlled introduction of liquids and the introduction of air into the landfill.

To assess the behaviour of these landfills in Portugal, a set of historical data from was used to analyse the effects of parameters associated with age, climate, size, and the recirculation of reverse osmosis concentrate, using statistical analysis and machine-learning models. The environmental and economic variables that lead to the best operational solutions have been identified, and a potential conceptual model (MaterS) has been developed, to probabilistically simulate the intervention options for the urban waste landfill during its life cycle. The results of this research are an important contribution to managers and decision-makers (national and international) in analysing the most sustainable long-term operational and environmental options to be taken and, from a broader perspective, in the context of evaluating landfill legislation.

Keywords: Landfills, Urban Waste, Sustainable Landfill, Final Storage Quality, Bioreactor, Leachate, Biogas, Concentrate; Reverse Osmosis; Statistical analysis; Models; Machine learning.

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Enquadramento.....	1
1.2	Relevância.....	8
1.3	Objetivos.....	10
1.4	Metodologia geral.....	12
1.5	Organização da dissertação.....	12
2	REVISÃO DA LITERATURA	15
2.1	Aterro de resíduos urbanos e sustentabilidade ambiental.....	15
2.1.1	Contexto histórico e legal	15
2.1.2	Características ambientais e tipologias dos aterros sanitários	21
2.1.3	Problemática da sustentabilidade ambiental dos aterros de resíduos urbanos ...	22
2.2	O sistema aterro e suas componentes	23
2.2.1	Resíduos urbanos e sua estabilização.....	27
2.2.2	Gestão e tratamento de lixiviados	31
2.2.3	Gestão da escorrência superficial.....	42
2.2.4	Sistemas de gestão e tratamento de biogás	42
2.2.5	Assentamentos.....	49
2.2.6	Tipologias de aterros e sustentabilidade.....	50
2.3	Modelos de previsão de emissões e avaliação ambiental e económica	54
2.3.1	Biogás.....	54
2.3.2	Lixiviados.....	62
2.3.1	Aprendizagem automática.....	73
2.3.2	Avaliação ambiental e económica	75
2.3.3	Análise de sensibilidade e incerteza.....	78

2.4	Enquadramento legislativo	78
2.4.1	Europa	78
2.4.2	Portugal	84
3	METODOLOGIA.....	111
3.1	Avaliação de aterros de resíduos urbanos	111
3.1.1	Recolha de dados	112
3.1.2	Variáveis de classificação.....	113
3.1.3	Parâmetros dos lixiviados.....	114
3.1.4	Preparação dos dados.....	115
3.1.5	Análise estatística.....	117
3.1.6	Aprendizagem automática.....	118
3.2	Tecnologias de aterros ambientalmente sustentáveis.....	125
3.3	Desenvolvimento conceptual de um potencial modelo de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade ambiental de aterro de resíduos urbanos.....	126
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	127
4.1	Avaliação dos aterros de resíduos urbanos.....	127
4.1.1	Análise estatística.....	128
4.1.2	Correlações.....	150
4.1.3	Aprendizagem automática.....	155
4.2	Tecnologias sustentáveis de operação em aterros.....	163
4.2.1	Aterro de resíduos urbanos	163
4.2.2	Avaliação da finalização do período pós-encerramento.....	166
4.2.3	Redução de resíduos biodegradáveis no aterro.....	170
4.2.4	Aterro de resíduos urbanos biorreatores.....	174
4.2.5	Comparação entre tecnologias e sustentabilidade.....	191
4.2.6	Aterros biorreatores e Landfill mining.....	193
4.3	Desenvolvimento conceptual de um modelo de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterro de resíduos urbanos	196
4.4	Síntese dos Resultados e Discussão.....	201
4.4.1	Revisão e análise das tecnologias sustentáveis e dos modelos na gestão de aterro de resíduos urbanos.....	201
4.4.2	Avaliação dos aterros de resíduos urbanos em Portugal.....	209
4.4.3	Tecnologias sustentáveis para aterros de RU.....	213

4.4.4	Desenvolvimento conceptual do Potencial Modelo de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterro de resíduos urbanos	215
5	CONCLUSÕES	219
5.1	Conclusões.....	219
5.2	Limitações do estudo	225
5.3	Linhas futuras de investigação.....	226
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	227
	ANEXO A - CONDIÇÕES E PROCESSOS DE ACOMPANHAMENTO DE ATERROS PREVISTOS NO RJDRA.....	261
	ANEXO B - INFORMAÇÃO DE APOIO À METODOLOGIA DE ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	273
	ANEXO C - INFORMAÇÃO DE APOIO AOS RESULTADOS DA ANÁLISE ESTATÍSTICA E CORRELAÇÕES	279
	ANEXO D - INFORMAÇÃO DE APOIO AOS RESULTADOS DA APRENDIZAGEM AUTOMÁTICA	289

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 - Percentagem do total RU gerados que são depositados ou queimados em lixeiras controladas ou não controladas (topo) e taxa de reciclagem (baixo) no mundo..	17
Figura 2.2 - Principais componentes e medidas de proteção ambiental de um aterro moderno.	24
Figura 2.3 - Fases do ciclo de vida de um aterro de resíduos.	25
Figura 2.4 - Variação das emissões de GEE desde 1990 e 2020 por sector.	45
Figura 2.5 - Variação da quantidade de resíduos urbanos tratada por tipo de tratamento na EU-27 entre 1995 e 2021.	46
Figura 2.6 - Diagramas de aterros bioreatores híbrido (topo) e facultativo (baixo).	53
Figura 2.7 - Localização geográfica dos aterros e condições climáticas.	60
Figura 2.8 - Esquema do balanço hídrico num aterro sanitário encerrado com sistema de recolha de lixiviados.	63
Figura 2.9 - Padrão de movimento de água num aterro.	68
Figura 2.10 - Produção de resíduos em 2006 e 2021 por países, EU-27 (kg per capita).	79
Figura 2.11 - Composição média de resíduos urbanos na Europa e Ásia Central.	80
Figura 2.12 - Tratamento de resíduos entre 1995 e 2021, EU-27 (kg per capita).	82
Figura 2.13 - Taxa de deposição de resíduos em aterro excluindo resíduos minerais maioritários em 2010 e 2020 por países, EU-27 (kg per capita).	83
Figura 2.14 - Mapa da distribuição dos SGRU em alta e das instalações de tratamento, por região, em Portugal Continental – dezembro de 2019.	88
Figura 2.15 - Caracterização física dos RU produzidos em Portugal Continental, no ano de 2021 (%)	89
Figura 2.16 - Evolução do destino direto dado aos RU em Portugal continental	92

Figura 2.17 - Taxas de deposição de resíduos em aterro e percentagem de resíduos depositados em aterro, por país, em 2012.....	102
Figura 3.1 - Processo metodológico de avaliação dos efeitos da idade, clima, dimensão e recirculação de CM em aterros de resíduos urbanos de Portugal continental....	116
Figura 4.1 - Variação de parâmetros de qualidade com a idade do aterro e tratamento de concentrado.....	144
Figura 4.2 - Dendrogramas das variáveis contextuais e ambientais (a) e dos parâmetros de qualidade de lixiviado apenas (b).....	156
Figura 4.3 - Árvore de decisão obtida para todos os dados.....	160
Figura 4.4 - Esquema do processo proposto por Cossu e Privato (2019) para avaliar a Qualidade de Armazenamento to Final de um aterro.....	170
Figura 4.5 - Diagrama da estrutura do método de Fukuoka.	187
Figura 4.6 - Resumo do modelo conceptual do MaterS.	199

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 - Estimativas da produção anual e composição física de resíduos por nível de rendimentos	18
Tabela 2.2 - Resumo das características gerais de infraestruturas de confinamento	51
Tabela 2.3 - Composição de lixiviados de aterros jovens e antigos e de aterros de RU em Portugal.	69
Tabela 2.4 - Qualidade do lixiviado com a idade de aterro em aterros europeus.	70
Tabela 2.5. Compostos Orgânicos Xenobióticos frequentemente encontrados em lixiviados de aterros de resíduos.....	72
Tabela 2.6 - Composição de RU na Europa (%).....	81
Tabela 2.7 - Quantitativos de RU produzidos (103 t) entre 2014 e 2021.	89
Tabela 2.8 - Número de infraestruturas de gestão de RU existentes e respetiva capacidade, em Portugal Continental, em dezembro de 2019.....	89
Tabela 2.9 - Aterros de RNP de origem urbana em exploração, em dezembro de 2022..	91
Tabela 2.10 - Soluções de tratamento de águas lixivantes existentes nos aterros sanitários em Portugal Continental, por sistema de gestão de resíduos urbanos (SGRU).	93
Tabela 2.11 - Evolução da quantidade remanescente em aterro considerando o cenário de cumprimento de metas, por Região.	97
Tabela 2.12 - Requisitos mínimos dos sistemas de proteção ambiental a que os aterros devem obedecer.....	99
Tabela 2.13 - Controlo dos lixiviados na fase de exploração.	104
Tabela 2.14 - Controlo de águas subterrâneas na fase de exploração.	105
Tabela 2.15 - Avaliação do estado inicial do solo na fase de exploração.	106
Tabela 2.16 - Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais	106

Tabela 2.17 - Processos de acompanhamento e controlo nas fases de exploração e após encerramento, Anexo III da Diretiva Aterros.	108
Tabela 2.18 - Período mínimo de manutenção após o encerramento de aterros, por países, EU (anos).....	109
Tabela 3.1 – Estrutura de uma matriz de confusão.....	123
Tabela 4.1 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados por idade do aterro.....	132
Tabela 4.2 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados por dimensão do aterro.....	133
Tabela 4.3 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados por clima do aterro.	134
Tabela 4.4 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados por semestre hidrológico.	135
Tabela 4.5 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados por tratamento de concentrado.....	136
Tabela 4.6 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em climas Csa por idade do aterro.....	139
Tabela 4.7 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em climas Csb por idade do aterro.	139
Tabela 4.8 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros de pequena dimensão (<100 000 t/a) por idade do aterro.....	140
Tabela 4.9 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros de média dimensão (100 000 – 200 000 t/a) por idade do aterro.....	140
Tabela 4.10 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros de grande dimensão (> 200 000 t/a) por idade do aterro.....	141
Tabela 4.11 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros novos (< de 5 anos) por tratamento do concentrado.....	141
Tabela 4.12 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros intermédios (5 - 10 anos) por tratamento do concentrado.....	142

Tabela 4.13 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros antigos (> 10 anos) por tratamento do concentrado.....	142
Tabela 4.14 - Matriz de coeficientes de correlação de Pearson para variáveis de contexto e ambientais.....	152
Tabela 4.15 - Importância das características no modelo de AD (a) e com variância no modelo de FA (b).....	162
Tabela 4.16 – Parâmetros significativos e respectivos valores propostos para a avaliação do grau de estabilização e verificação se foi atingida a QAF por Cossu e Pivato (2019)	169
Tabela 4.17 - Qualidade de lixiviados de aterros com diferentes quantidades depositadas de resíduos provenientes de TMB.	173
Tabela 4.18 - Análise qualitativa de diferentes tipos de aterros biorreatores em comparação com o aterro de RU.	191

GLOSSÁRIO

Resíduos Urbanos	Resíduos de recolha indiferenciada e de recolha seletiva das habitações, incluindo papel e cartão, vidro, metais, plásticos, biorresíduos, madeira, têxteis, embalagens, resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos, RPA, bem como resíduos volumosos, incluindo colchões e mobiliário e, de recolha indiferenciada e de recolha seletiva provenientes de outras origens, caso sejam semelhantes aos resíduos das habitações, na sua natureza e composição.
Resíduos biodegradáveis, ou Biorresíduos	Resíduos de jardins e parques, os resíduos alimentares e de cozinha das habitações, dos escritórios, dos restaurantes, dos grossistas, das cantinas, das unidades de catering e retalho e os resíduos similares das unidades de transformação de alimentos, sujeitos a decomposição anaeróbia ou aeróbia.
Resíduos inertes	Os resíduos que não sofrem transformações físicas, químicas ou biológicas importantes, que não sejam solúveis nem inflamáveis, nem tenham qualquer outro tipo de reação física ou química e não sejam biodegradáveis, nem afetem negativamente outras substâncias com as quais entrem em contacto, de forma suscetível a aumentar a poluição do ambiente ou prejudicar a saúde humana, devendo a lixiviabilidade total e o conteúdo poluente dos resíduos e a ecotoxicidade do lixiviado ser insignificantes e, em especial, não pôr em perigo a qualidade das águas, quer superficiais, quer subterrâneas.
Tratamento de Resíduos	Os processos físicos, térmicos, químicos ou biológicos, incluindo a separação, que alteram as características dos resíduos de forma a reduzir

o seu volume ou perigosidade, a facilitar a sua manipulação ou a melhorar a sua valorização.

Aterro	A instalação de eliminação de resíduos através da sua deposição acima ou abaixo da superfície natural, com as características técnicas estabelecidas no Regime Jurídico de Deposição de Resíduos em Aterro.
Lixiviados	Os efluentes líquidos que percolam através dos resíduos depositados arrastando contaminantes, que efluem do aterro ou nele estão contidos.
Biogás	Efluente gasoso gerado em meio anaeróbio a partir da decomposição/digestão da fração biodegradável dos resíduos urbanos, constituído essencialmente por metano (CH ₄) e dióxido de carbono (CO ₂) em proporções que vão variando ao longo do tempo. É um biocombustível passível de aproveitamento energético, sendo uma fonte alternativa de energia renovável.
Relação CBO₅/CQO	Relação entre a carência bioquímica e química de uma água. No caso dos lixiviados, permite ter uma indicação da biodegradabilidade do lixiviado e do estado de estabilização de um aterro de resíduos urbanos. Rácios inferiores a 0.1 indicam baixa biodegradabilidade, e correspondem a aterros antigos estabilizados. Valores entre 0.1 e 0.4 indicam biodegradabilidade média e aterros moderadamente estáveis. Valores maiores que 0.4 indicam biodegradabilidade alta, ocorrendo em aterros novos e pouco estabilizados.
Qualidade de Armazenamento Final	Condições finais em que um aterro de resíduos já não promove impactos negativos ou as emissões ainda geradas são consideradas aceitáveis para a saúde pública e o ambiente.
Aterro Sustentável	A capacidade de atingir, no tempo de uma geração, um estado de estabilidade biológica e inorgânica da massa de resíduos urbanos depositada, na qual os lixiviados e biogás produzidos não representam mais riscos significativos para a saúde pública e o ambiente.

SIGLAS

AA	Aprendizagem Automática.
AC	Análise de Clusters.
ACB	Análise de Custo-Benefício.
ACP	Análise de Componentes Principais.
ACV	Análise de Ciclo de Vida.
AD	Árvores de Decisão.
AE	Análise Económica.
AF	Ácidos Fúlvicos.
AGV	Ácidos Gordos Voláteis.
AH	Ácidos Húmicos.
AKT	Azoto Kjeldahl Total.
AOX	Compostos Organo-halogenados Adsorvíveis.
APA	Agência Portuguesa do Ambiente.
AR	Avaliação de Risco.
As	Arsénio.
AT	Azoto Total.
BPA	Bisfenol A.
CA	Clima do Aterro.
Ca	Cálcio.

CBO₅	Carência Bioquímica de Oxigênio a Cinco Dias.
Cd	Cádmio.
CDE	Compostos Desreguladores Endócrinos.
CDR	Combustíveis Derivados de Resíduos.
CE	Condutividade Elétrica.
CH₃COOH	Ácido acético.
CH₄	Metano.
Cl	Cloro.
CO	Monóxido de Carbono.
Co	Cobalto.
CO₂	Dióxido de Carbono.
COT	Carbono Orgânico Total.
COVNM	Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos.
COX	Compostos Orgânicos Xenobióticos.
CQO	Carência Química de Oxigênio.
Cr	Crômio.
Cu	Cobre.
DA	Dimensão do Aterro.
DPO	Decomposição de Primeira Ordem.
DQR	Diretiva Quadro Resíduos.
EG	Entidade Gestora.
ELM	Enhanced Landfill Mining.
ERSAR	Entidade Reguladora de Águas e Resíduos.
ETAL	Estação de Tratamento de Águas Lixiviantes.
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais.
FA	Florestas Aleatórias.

Fe	Ferro.
GEE	Gases de Efeito de Estufa.
H₂	Hidrogénio.
H₂S	Sulfito de Hidrogénio.
HCO₃	Hidrogenocarbonatos.
HELP	Hydrologic Evaluation of Landfill Performance.
Hg	Mercúrio.
IA	Idade do Aterro.
ICV	Inventário do Ciclo de Vida.
IPL	Índice de Poluição de Lixiviados.
IVE	Incineração com Valorização Energética.
IVF	Imputação de Valores em Falta.
K	Potássio.
kNN	K vizinhos mais próximos.
LM	Landfill Mining.
Mn	Manganês.
MAterS	Modelo de Avaliação ambiental e económica da Sustentabilidade de Aterros.
N₂	Azoto.
Na	Sódio.
NH₃	Amónia.
NH₄-N	Azoto Amoniacal.
Ni	Níquel.
NO₂-N	Nitritos.
NO₃-N	Nitratos.
O₂	Oxigénio.

PAE	Esteres de Ácido Ftálico.
Pb	Chumbo.
PPE	Período de Pós-Encerramento.
QAF	Qualidade de Armazenamento Final.
RGGR	Regime Geral de Gestão de Resíduos.
RI	Resíduos Industriais.
RJDR	Regime Jurídico da Deposição de Resíduos em Aterro
RNA	Redes Neurais Artificiais.
RNP	Resíduos Não Perigosos.
RP	Resíduos Perigosos.
RU	Resíduos Urbanos.
RUB	Resíduos Urbanos Biodegradáveis.
SGRU	Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos.
SH	Substâncias Húmicas.
SO₄	Sulfatos.
SPA	Saúde Pública e o Ambiente.
SST	Sólidos Suspensos Totais.
TC	Tratamento do Concentrado de osmose inversa.
TM	Tratamento Mecânico.
TMB	Tratamento Mecânico Biológico.
UE	União Europeia.
VLE	Valores Limite de Descarga.
VLL	Valor Limite Legislativo.
VLU	Volume de Lixiviados Unitário.
VO	Valorização Orgânica.
Zn	Zinco.

INTRODUÇÃO

Neste capítulo introdutório é feito um enquadramento à problemática associada à gestão de aterros de resíduos urbanos (RU) e respetiva sustentabilidade ambiental, com uma revisão breve das matérias relevantes para os objetivos principais deste estudo. Definem-se os objetivos e é descrita a metodologia geral adotada para a sua concretização. Por último, é apresentada a organização da dissertação.

1.1 Enquadramento

A deposição de resíduos urbanos no solo, em lixeiras ou com queima a céu aberto, há muito que é a opção mais utilizada em comunidades e países onde o seu controlo técnico e ambiental não dispõe de legislação. Naqueles onde essa legislação é exigente, as soluções ambientalmente corretas de 1ª geração são os aterros sanitários de RU (Cabeças, 2020). A construção destes aterros deverá obedecer a um alargado conjunto de exigências técnicas, construtivas e ambientais em conformidade com a legislação nacional em vigor, considerando que ocorrem no seu interior e ao longo do tempo diferentes reações físico-químicas e biológicas, relacionadas com a degradação dos resíduos biodegradáveis depositados (Cabeças, 2020). Neste sentido, estas infraestruturas compreendem sistemas de proteção ambiental exigentes que impedem a contaminação do ambiente envolvente pelos efluentes residuais líquidos (águas lixiviantes) e gasosos (biogás) produzidos durante a decomposição da massa biodegradável depositada (Cabeças, 2020). São obras de engenharia sanitária legisladas, aprovadas, licenciadas e monitorizadas ao nível do tratamento e gestão das emissões, sujeitas a fiscalização ao nível da Saúde Pública e Ambiente (SPA) local. São concebidas, projetadas e ponderadas sobre todos os fatores que condicionam o seu dimensionamento, procurando garantir o equilíbrio dos compromissos de índole técnico,

estrutural, ambiental, económico, funcional, sanitário e social e não podem ser confundidas com lixeiras, vazadouros ou aterros não controlados sem sistemas de proteção ambiental. No âmbito da cadeia de valor intrínseca às soluções de tratamento de um Sistema de Gestão Integrada de Resíduos Urbanos, os aterros sanitários são infraestruturas "Omnipresentes" (Cabeças, 2020). Com efeito, os aterros sanitários terão sempre de ser construídos, pois têm de se posicionar sempre, quer no fim de linha como "fusível" de outros processos de tratamento de resíduos urbanos (para paragens preditivas ou de emergência e/ou para a deposição dos rejeitados/refugos de centrais de compostagem, incineração e, outras), quer como solução de "confinamento" ou "destino final" de resíduos biorresíduos excedentes, até um limite máximo de 10% por deposição direta em aterro de RU, já a garantir dentro do período 2030/2035 e, no pós 2035 (Cabeças, 2020).

Os RU depositados em aterro sofrem durante a sua decomposição, sucessivas reações biológicas, químicas e físicas ao longo do tempo, com a libertação de compostos gasosos e dissolvidos (biogás e lixiviados), ou seja, durante a decomposição da fração biodegradável ocorre: em condições anaeróbias a produção de gases de efeito de estufa (GEE), nomeadamente o metano (CH_4) e, através das reações químicas mais relevantes, a dissolução e suspensão de materiais e produtos da degradação biológica, constituindo as águas lixivantes ou lixiviados, que percola através da massa de resíduos lixiviando/arrastando diferentes contaminantes (Tchobanoglous et al., 1993).

Neste sentido a problemática dos RU depositados em aterro está relacionada com:

- As emissões de gases de efeito de estufa (GEE), a qualidade dos efluentes e os consequentes efeitos para a SPA, estando diretamente ligada à quantidade da fração biodegradável existente nos RU depositados em aterro e, a sua sustentabilidade a longo prazo (CE, 1999).

Para controlar e reduzir as emissões nos aterros, soluções como a redução da quantidade de RU e da fração biodegradável depositados, bem como a aceleração da sua biodegradação, têm vindo a ser investigadas e implementadas a nível internacional e nacional.

A melhoria das condições de biodegradação da massa de resíduos permite um aumento da produção e controlo da qualidade das emissões de biogás, bem como uma qualidade de lixiviados compatível com os limites regulatórios, que permite reduzir o tempo de estabilização do aterro e o respetivo período de monitorização pós-encerramento. No caso de aterros com uma cobertura estanque após o seu encerramento, as condições de humidade e consequente biodegradação de resíduos e emissões são reduzidas significativamente (i.e., "dry tomb" ou

“aterro mumificado”). Todavia, soluções como a infiltração controlada de lixiviados ou líquidos, e/ou arejamento *in situ* da massa de resíduos, permitem transformar um aterro anaeróbio seco (i.e., “dry tomb” ou “aterro mumificado”) num biorreator anaeróbio e/ou aeróbio, acelerando os processos de biodegradação da massa de resíduos (Hupe et al., 2003; Stegmann et al. 2005; Cestaro et al., 2007a; Ritzkowski e Stegmann, 2012).

Diversas abordagens e critérios específicos têm vindo a ser desenvolvidos para se atingir uma qualidade de armazenamento final (QAF) dos aterros onde os efeitos negativos sejam reduzidos ou, as emissões sejam consideradas aceitáveis para a SPA, (Scharff et al., 2011; Laner et al., 2012; Morris et al., 2012). Numa perspetiva atual de aterro RU onde os conceitos de sustentabilidade ambiental e de sumidouro geológico final são abordados, Cossu (2012) afirma que o papel do aterro na gestão de resíduos poderá ser sugerido como um sumidouro geológico sustentável.

A capacidade de atingir, no tempo de uma geração, um estado de estabilidade biológica e inorgânica da massa de RU depositada, na qual os lixiviados e biogás produzidos não representam mais riscos significativos para a SPA, é o principal conceito dos aterros sustentáveis (Kok et al., 2007).

Na Europa, a perspetiva de estabilização biológica dos aterros pretende ser atenuada gradualmente até 2035, com a redução da fração biodegradável depositada através da imposição de metas temporais para a deposição direta de biorresíduos, bem como a reabilitação ou construção de instalações de tratamento e valorização da fração biodegradável, com novas tecnologias a implementar.

As medidas impostas pela Diretiva Aterros (CE, 1999) e as alterações impostas pela Diretiva (EU) 2018/50 (CE, 2018a), no seguimento da redução da deposição em aterro de RU através da recolha seletiva de biorresíduos, obriga a concretizar a implantação de unidades de tratamento de RU previamente à deposição em aterro, tal como o tratamento mecânico (TM), o tratamento mecânico biológico (TMB), a valorização orgânica (VO) por compostagem caseira e, ainda, a incineração com valorização energética (IVE).

No que se refere ao período pós-encerramento (PPE) dos aterros de RU, o período regulatório imposto para a monitorização e manutenção das condições finais executadas, varia entre países, estados e regiões.

O período de monitorização pós-encerramento mais comum nos países desenvolvidos e em desenvolvimento, encontra-se entre os 30 a 40 anos (Scharff et al., 2011). Para alguns países o período de monitorização está dependente do cumprimento de vários critérios que podem, por sua vez, tornar-se perpétuos em conceito. Porém, aquele período pode ainda ser

avaliado com o recurso a valores limite, avaliação de risco/ambiental específica do local ou através de indicadores de desempenho, que garantam emissões aceitáveis para a SPA (Scharff et al., 2011; Laner et al., 2012; Morris et al., 2012).

No caso europeu, para aterros de RU, a Diretiva Aterros (CE, 1999) e mais recente atualização (CE, 2018a) impõe que os custos de monitorização e manutenção do aterro após o seu encerramento, sejam previstos desde logo no licenciamento, para um período mínimo de 30 anos. Em condições de operação convencional do aterro de RU, o período necessário para monitorização pós-encerramento pode prolongar-se devido ao complexo desenvolvimento das reações biológicas e químicas dos RU por várias décadas (Belevi e Baccini, 1989; Kruempelbeck e Ehrig, 1999). Não obstante, o tempo médio de vida das barreiras de proteção ambiental utilizadas nas últimas décadas também pode ser mais curto (e.g. 30 anos), por razões associadas às características dos materiais de proteção colocados, bem como, se após o término do período de monitorização e manutenção da cobertura final executada, esta for abandonada, ocorre o risco de ruturas com os consequentes impactes ambientais e económicos negativos, com consequências que terão de ser solucionadas e suportadas pelas gerações seguintes (Allen, 2000; Blakey et al., 2007).

O funcionamento do aterros de RU como biorreator tem sido sugerido como uma alternativa mais sustentável relativamente à operação convencional (Reinhart e Townsend, 1998; Berge, et al., 2005). A introdução controlada de humidade na massa de RU pode aumentar a decomposição dos resíduos maximizando a produção do biogás, melhorar o tratamento de lixiviados e reduzir o tempo e custos de monitorização pós-encerramento (Erses et al., 2008; Berge et al. 2009). Em condições aeróbias é ainda possível minimizar as emissões de GEE, melhorando a qualidade dos lixiviados produzidos e aumentando os assentamentos observados, numa ótica de controlo das emissões a médio prazo e economia de espaço do aterro (Hupe et al., 2003; Stegmann et al., 2005; Cestaro et al., 2007a; Cestaro et al., 2007b; Ritzkowski e Stegmann, 2012).

No caso de antigas lixeiras, para reduzir as emissões de biogás e minimizar as emissões de lixiviados, soluções adicionais para a estabilização biológica e redução da contaminação de lixiviados, como o arejamento forçado da massa de resíduos, têm vindo a ser investigadas. Em ambos os casos (i.e., aterros e lixeiras), estas técnicas podem ser utilizadas para remediação ambiental do local e/ou reclamação de material numa perspetiva do seu papel como sumidouros geológicos sustentáveis (Ritzkowski e Stegmann, 2012; Cossu, 2012; Raga e Cossu, 2014).

No que respeita aos modelos e programas disponíveis para realizar uma avaliação ambiental de aterros, Butt et al. (2008) concluíram que não existe uma abordagem holística relativamente à avaliação de risco (AR) sobre os lixiviados, que permita ajudar a realizar este processo de avaliação do início ao fim, considerando um cenário base. Por outro lado, os modelos existentes para quantificação das emissões de biogás e lixiviados durante as diferentes fases do aterro, desde a operação à gestão a médio e longo prazo, são na maioria específicas na avaliação geotécnica, lixiviados e biogás, quer individualmente quer parcialmente conectadas nessa avaliação. Diferentes âmbitos e aplicabilidade reduzem, assim, a possibilidade dos gestores de aterros, reguladores, investigadores e avaliadores terem uma visão holística, mais atempada e uma avaliação probabilística do comportamento do aterro (Butt et al., 2008, 2014).

A propósito das diferentes formas de operação nos aterros de RU, modelos de avaliação têm vindo a ser desenvolvidos para a comparação entre estas várias opções; uns económicos, outros ambientais, com recurso a análise de ciclo de vida (ACV) e análise económica (AE) (Berge et al., 2009; Manfredi e Christensen, 2009; Damgaard et al. 2011; Laurent et al., 2014), ou seja:

- *Não existe um modelo único, de modelação das emissões e avaliação económica e ambiental durante o ciclo de vida do aterro, que auxilie as entidades de gestão e regulação na decisão, fornecendo uma visão holística entre alternativas e previsão da qualidade de armazenamento final (QAF) dos aterros que gerem e regulam.*

Na Europa, o problema da estabilização dos aterros será gradualmente atenuado no tempo face às metas de redução da fração biodegradável a depositar em aterro de RU impostas pela Diretiva Aterro. Contudo, o problema reside ainda nos milhares de lixeiras e aterros não controlados atualmente encerrados ou ainda em operação a nível mundial nos diferentes países, estados e regiões. As soluções de estabilização biológica que permitam reduzir o período de monitorização dos aterros e a sua estabilização pós encerramento de forma a atingir uma qualidade de emissões aceitável para o meio envolvente, são opções que têm de ser consideradas.

A situação nacional nesta matéria é bastante relevante. Até 1995, a gestão de RU em Portugal restringia-se principalmente às operações de recolha e à deposição destes em inúmeras lixeiras a céu aberto existentes de norte a sul do país (INR, 2000). A necessidade de criar novas unidades de tratamento e destino final tornou-se prioritária e essencial, tendo o Ministério do Ambiente privilegiado duas componentes fundamentais da estratégia traçada:

encerramento e recuperação ambiental das 341 lixeiras identificadas e o lançamento das bases da recolha seletiva e triagem, que proporcionasse a reciclagem dos materiais constituintes dos resíduos. Assim, por imposição política, todas as lixeiras foram encerradas até ao final de 2001, tendo sido progressivamente substituídas por aterros sanitários. Devido à reduzida reciclagem e a valorização energética, encontravam-se nas lixeiras todo o tipo de materiais, incluindo papel, plástico, madeira, metais, matéria orgânica e têxteis (INR, 2000).

Portugal dispõe desde 1997 de Planos Estratégicos para os Resíduos Urbanos (PERSU), com graus de concretização distintos. O primeiro PERSU, aprovado em 1997, caracterizou-se como um instrumento de planeamento de referência na área dos RU, proporcionando a implementação de um conjunto de ações fundamentais na concretização da política de RU então preconizada (APA, 2023a). Em 2007, foi aprovado o PERSU II através da Portaria n.º 187/2007, de 12 de fevereiro, para o período de 2007 a 2016, dando continuidade ao plano anterior e tendo em conta as metas exigidas a nível nacional e europeu, nomeadamente no desvio de RUB em aterro e de reciclagem e valorização de resíduos de embalagens (APA, 2023a). Em complemento deste, foi ainda aprovada a Estratégia para os Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR). A revisão do PERSU II foi realizada para fazer face às alterações ocorridas a nível dos sistemas de gestão de resíduos, à estratégia, objetivos e metas comunitárias entretanto definidas e, à necessidade de alinhamento da política nacional de RU com a referida estratégia para cumprimento das metas (APA, 2023a). Este realinhamento foi preconizado pela aprovação, para o período 2014-2020, do PERSU 2020 pela Portaria n.º 187-A/2014, de 17 de setembro, com as linhas estratégicas que permitam contribuir para o cumprimento dos compromissos assumidos (APA, 2023a). Tendo em conta os desafios de elevada complexidade colocados a Portugal, ao nível de ambição colocada nas novas metas europeias relativas à deposição de resíduos em aterro, preparação para reutilização e reciclagem de RU, reciclagem de embalagens e de redução do plástico, bem como nova meta para a deposição em aterro, tornou-se inadiável a tomada de medidas para realinhar as linhas estratégicas que permitam contribuir para o cumprimento dos compromissos assumidos (APA, 2023a). Este novo realinhamento foi conseguido através do PERSU 2020+, aprovado pela Portaria n.º 241-B/2019, de 31 de julho (APA, 2023a). Na sequência deste, foi elaborado o PERSU 2030 pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, de 24 de março, que constitui atualmente a reflexão estratégica e um ajustamento às medidas vertidas no PERSU 2020+ (APA, 2023a).

Neste contexto, verificou-se que nas últimas décadas a percentagem da fração biodegradável nos RU atingiu, em 2014, 54% face aos valores de 1995, valor para o qual

contribuíram as instalações de TM e TMB que entraram em funcionamento para este efeito. Dos 63% de resíduos urbanos depositados diretamente em aterro em 2010, em 2014 esse valor foi reduzido para 43%, e para 31% em 2021 (APA, 2015, 2023c). No entanto, considerando o destino final efetivo dos mesmos, por via direta e indireta, na qual são contabilizados os refugos e rejeitados dos processos de tratamento, verifica-se que foram enviados para aterro cerca de 56% dos resíduos produzidos em 2021 (APA, 2023c). Saliente-se que os biorresíduos constituem a parte mais significativa dos RU, com 45,5% em 2021, comparativamente com países de média riqueza (Silpa, 2018).

Existem atualmente 32 aterros de RU em exploração, 341 lixeiras encerradas e 16 aterros encerrados, principalmente operados de forma convencional, sem recirculação de lixiviados ou arejamento (APA, 2023c; Ambirumo, 2022).

Sobre aos problemas de gestão e tratamento de lixiviados em Portugal continental, para os técnicos e responsáveis pela gestão dos aterros de RU, de acordo com Martinho et al. (2008), devem-se principalmente à insuficiente capacidade de armazenamento dos lixiviados e às baixas eficiências de remoção pelas estações de tratamento de lixiviados (ETAL). Os autores apontam como causas destes problemas o facto dos modelos gerais de previsão de produção de lixiviados, utilizados na fase de projeto de aterro, não estarem adaptados às condições nacionais e locais. Os problemas identificados representam custos elevados na remodelação das ETAL (Martinho et al., 2008). É ainda referido neste estudo que o tratamento por membranas de osmose inversa, que permite a descarga em linha de água, os custos são mais elevados, gerando dois subprodutos finais; o "*concentrado*" que tem de ser tratado e, o "*permeado*" que representa água destilada que pode ser utilizada para diversos fins. Todavia, estes subprodutos representam custos acrescidos. A recirculação dos concentrado em aterro é a opção amplamente utilizada para o seu tratamento (Martinho et al., 2008).

A recirculação do concentrado de osmose inversa, adiante referenciado como concentrado, para o aterro tem as suas vantagens e desvantagens, não sendo ainda conhecidas as consequências no que respeita a estabilização de aterros a longo prazo ou, em aterros em larga escala. Investigações à escala real e em laboratório sobre a recirculação de concentrado em aterro de RU foram desenvolvidas nos últimos anos, com resultados não convergentes (Calabrò et al., 2010, 2018; He et al., 2015; Talalaj, 2015; Talalaj e Biedka, 2015; Morello et al., 2016; Chamem et al., 2020; de Almeida et al., 2022).

Tendo em conta o número significativo de aterros de RU em Portugal, a recirculação do concentrado para o aterro, através de uma análise estatística e multivariada com dados de

aterros à escala real, pode permitir complementar e validar os efeitos do concentrado na produção, características e qualidade dos lixiviados produzidos e captados para tratamento.

1.2 Relevância

Os problemas principais da deposição em aterro de RU estão relacionados com a fração dos resíduos biodegradáveis, da fração mínima de resíduos perigosos (RP) e de compostos orgânicos persistentes, com as consequentes emissões de biogás e de lixiviados, em especial o metano e o azoto amoniacal.

Este fatores relacionam-se ainda com o armazenamento seguro da fração não-móvel quando se referencia o conceito de sumidouro à deposição de resíduos em aterro (Cossu, 2012). Esta problemática é de elevada relevância, em maior extensão quando se consideram as milhares de lixeiras e de aterros encerrados, mas também para os aterros que venham a ser construídos e em operação nas próximas décadas.

Sobre os aterros de RU encerrados, em especial os casos em que existem projetos de recuperação energética do biogás, o encerramento deste com uma cobertura constituída por geomembrana com soldadura entre as partes de ligação deste geossintético, a infiltração de água e respetiva humidade reduz-se significativamente, reduzindo ao limite a produção de biogás. Ora, tendo em consideração os benefícios da infiltração controlada de humidade, através de lixiviados, águas pluviais ou de efluentes resultantes do tratamento de lixiviados, e/ou o arejamento forçado da massa de resíduos, a sua aplicação em aterros de RU encerrados ou em operação, poderá resolver ambos os problemas, ou seja, o tratamento das emissões e a estabilização dos aterros. A estabilização dos aterros ocorrerá assim num espaço de tempo mais curto do que o previsto ou legalmente imposto.

No que concerne à modelação das emissões de lixiviados e biogás, diversos modelos e aplicações de gestão e avaliação ambiental de aterros têm vindo a ser desenvolvidos. Estes modelos têm maioritariamente como base os dados de aterros obtidos nas últimas décadas.

O dimensionamento e a previsão da quantidade e qualidade das emissões de biogás e lixiviados, de assentamentos e, no âmbito da sustentabilidade de aterros, a previsão do final do período de monitorização pós-encerramento, são elementos relevantes para o projeto e gestão de um aterro.

Revisões e orientações sobre a modelação de biogás publicadas nos anos recentes têm vindo a ser aprofundadas (Sharff e Jacobs, 2006; Thompson et al., 2009; Kamalan et al., 2011; Amini et al., 2012; Emkes et al., 2015; Mohsen, 2020; Manasaki et al., 2021). De acordo com

Sharff e Jacobs (2006) e as análises realizada por Thompson et al. (2009) e Kamalan et al. (2011), os modelos de biogás são maioritariamente criticados pela pobre precisão e insuficiente validação.

A razão principal destas condicionantes relaciona-se com o fato de que, na maioria dos modelos, os resultados não são confrontados com os dados reais de metano recolhido nos aterros estudados. Neste seguimento, os autores concluem que existe a necessidade de harmonização dos modelos, em especial para obter uma melhor representação de dados de emissões futuras a reportar e para comparabilidade. Dada a incerteza nos parâmetros, as previsões dos modelos são, em média, inferiores à recolha real, ocorrendo ainda um aumento de incerteza com o tempo de análise considerado (Kamalan et al., 2011; Amini et al. 2012).

Em Portugal, das 32 ETAL existentes em 2006, 10 (31%) utilizavam tratamento de lixiviados por osmose inversa. Este processo apresenta elevados custos de investimento e operacionais, nos quais se incluem o tratamento e destino final do concentrado resultantes do tratamento, em geral a recirculação para o aterro. De acordo com estudos realizados, o volume de lixiviado não parece ser afetado pela recirculação ou injeção de concentrado, com os aterros mantendo uma capacidade tampão até certo ponto (Calabrò et al., 2010; He et al., 2015; Morello et al., 2016). A qualidade do lixiviado é marcada pelo aumento da concentração de azoto amoniacal e cloro, juntamente com uma capacidade de adsorção dos resíduos e de atenuação que, quando esgotados, podem levar à lixiviação descontrolada a longo prazo desses contaminantes (Talalaj, 2015; Morello et al., 2016).

Nesta perspetiva, e tendo em conta a realidade local do comportamento dos aterros de RU, é relevante saber quais os efeitos da idade, dimensão, clima e tratamento dos lixiviados, em particular a recirculação do concentrado nas emissões dos aterros nacionais. A recolha de dados históricos de aterros permite usar dados multivariados para categorizar e inferir diferenças estatísticas significativas no volume e qualidade dos lixiviados entre categorias, bem como correlações, interações e efeitos dentro das mesmas. A utilização complementar de metodologias de aprendizagem automática (AA) permite compreender melhor padrões e correlações entre variáveis, bem como a possível classificação dos aterros de acordo com as características dos lixiviados, melhorando a compreensão da geração e qualidade dos lixiviados de aterros de RU no clima mediterrânico.

A ACV, AE e AR são ferramentas de decisão para análise de cenários de diferentes opções de gestão numa ótica ambiental e económica. Vários modelos e programas de ACV, com ou sem avaliação do custo de ciclo de vida (ACCV), foram desenvolvidos para aplicação

especificamente no sector de resíduos (Winkler e Bilitewsky, 2007; Manfredi e Christensen, 2007; Berge et al., 2009; Damgaard et al., 2011).

No que concerne aos aterros de RU, as diferentes tecnologias de gestão são, em grande parte, analisadas num âmbito alargado de opções de gestão de resíduos (Manfredi e Christensen, 2007; Berge et al., 2009; Damgaard et al., 2011) ou, em casos mais específicos, para avaliação de técnicas de gestão de aterros. Esta aplicabilidade desafia a utilidade e relevância da ACV, considerando a forte dependência de contexto e especificidades locais dos aterros.

Neste âmbito, a possibilidade de reproduzir condições locais e de contabilizá-las na quantificação do desempenho ambiental do aterro, fortalece os resultados obtidos na ACV (Laurent et al., 2014).

A avaliação a longo prazo dos custos e benefícios ambientais e económicos das diferentes opções de gestão de aterros na ótica de sustentabilidade não é fácil, dada a complexidade do sistema aterro e sua envolvente, a disponibilidade de dados, em especial da caracterização de resíduos e sua representatividade, e a incerteza inerente e crescente dos dados com a idade do aterro. A incerteza dos processos de modelação como ferramentas de suporte à decisão é de elevada importância para fornecer aos gestores de aterros e decisores uma base probabilística sólida para avaliação de projetos sustentáveis no âmbito dos aterros de RU. De resto, não se encontra disponível uma ferramenta integrada para realizar tal avaliação probabilística, que possa obter uma análise anual do comportamento de aterros e a avaliação ambiental e económica de opções de gestão durante as fases de operação e encerramento do aterro.

Para fazer face aos problemas relacionados às condições locais e incerteza da modelação a médio e longo prazo das emissões dos aterros, propôs-se avaliar os efeitos de parâmetros relevantes na estabilização dos aterros, identificar as variáveis ambientais e económicas que conduzem às melhores soluções operacionais e o desenvolvimento de uma estrutura conceptual de um potencial modelo que auxilie os gestores e decisores com uma avaliação ambiental e económica probabilística de diferentes opções de gestão de aterro com vista à promoção da sua sustentabilidade.

1.3 Objetivos

Atendendo à importância da sustentabilidade dos aterros de RU, no que concerne à sua estabilização num período temporal aceitável, a utilização de tecnologias de intensificação dos

processos biológicos e redução de emissões têm vindo a ser implementadas. Para além da redução da deposição da fração de resíduos biodegradáveis a longo prazo, para aterros existentes e encerrados, essas tecnologias consistem principalmente na infiltração controlada de humidade e/ou a introdução forçada de ar nos aterros. O conhecimento mais detalhado dos efeitos da idade, dimensão, clima e tratamento de lixiviados nas emissões dos aterros é uma forma de melhor prever o comportamento dos aterros quer a curto prazo como a longo prazo na estabilização dos mesmos. As condições locais são também relevantes para a modelação das emissões de gás e lixiviados, na medida de redução da incerteza associada. Para além do conhecimento da realidade nacional, constatou-se ainda uma lacuna na revisão da informação sobre os parâmetros económicos e ambientais relevantes para a decisão entre as opções melhoria da estabilização dos aterros de resíduos urbanos, bem como a inexistência de um modelo integrado probabilístico de apoio a essa decisão. Neste âmbito, definiu-se como principais objetivos desta investigação os seguintes:

1. Rever e analisar as tecnologias e os modelos disponíveis na gestão de aterros de resíduos urbanos, numa perspetiva de sustentabilidade e regulação, identificando as lacunas e os problemas associados com os modelos de avaliação ambiental e económica existentes;
2. Avaliação e caracterização da situação portuguesa no que se refere à deposição de resíduos urbanos em aterro;
 - a. Determinar os efeitos da idade, dimensão e clima nas emissões de lixiviados dos aterros;
 - b. Determinar os efeitos da infiltração controlada do concentrado proveniente do tratamento de lixiviados por membranas de osmose inversa nas emissões de lixiviados dos aterros;
3. Identificar e avaliar os custos e benefícios económicos e os impactes ambientais relativos à operação dos aterros em exploração e encerrados, para estabilização em tempo sustentável, através da introdução controlada de líquidos e/ou arejamento;
4. Desenvolvimento conceptual de uma estrutura de base para um potencial modelo económico-ambiental que permita a simulação, comparação e avaliação probabilística a curto, médio e longo prazo de diferentes tipos de operação e gestão de aterros de resíduos.

Para a concretização destes objetivos apresenta-se de seguida a metodologia geral adotada.

1.4 Metodologia geral

Face aos objetivos propostos nesta dissertação, a metodologia geral é definida de acordo com cada objetivo.

Primeiramente foi feita uma revisão das tecnologias e dos modelos disponíveis na gestão de aterros de resíduos urbanos, numa perspetiva de sustentabilidade e regulação.

No que concerne à avaliação da situação nacional, a metodologia compreendeu a recolha dos dados necessários e respetiva validação, nomeadamente com a seleção dos aterros a utilizar como casos de estudo, definição das variáveis, a dimensão temporal da amostragem e a respetiva recolha dos dados disponíveis em estudos e relatórios ambientais das entidades gestoras, das entidades reguladoras e ambientais. Para a avaliação histórica dos aterros foi realizada uma análise estatística com recurso a ANOVA e técnicas de AA nomeadamente análise por clusters (AC), árvores de decisão (AD) e florestas aleatórias (FA).

Sobre a identificação das variáveis ambientais e económicas que levam a melhores soluções operacionais foi feita uma revisão da literatura no que concerne à avaliação da finalização do período pós-encerramento, às características das emissões e diferentes tecnologias de gestão, sistemas de recolha e tratamento e opções de operação e estabilização. Esta revisão do estado de arte permite definir o procedimento e o desenvolvimento do modelo conceptual a ser proposto.

1.5 Organização da dissertação

Considerando os objetivos propostos neste trabalho de investigação, a dissertação foi organizada em cinco partes, seguidamente definidas.

O primeiro capítulo é um capítulo introdutório onde é feito um enquadramento do tema, com uma abordagem à problemática internacional da sustentabilidade da gestão de aterros de resíduos. Define-se a relevância e contribuição deste trabalho para um melhor conhecimento do estado da arte e obtenção de uma ferramenta de apoio à decisão na utilização de práticas mais sustentáveis de gestão dos aterros. É feita uma breve abordagem desta problemática à situação nacional neste domínio. Definem-se ainda os objetivos, a metodologia geral utilizada e a forma como se encontra organizada a dissertação.

No segundo capítulo apresenta-se a revisão da literatura sobre o estado de arte da gestão de aterros de resíduos. Inicialmente é feita uma abordagem ao tema dos aterros de

resíduos e sua sustentabilidade, com um enquadramento histórico e legal, seguido das características ambientais e tipologias da deposição de resíduos no solo, dum enquadramento internacional e principais modelos de previsão e avaliação de aterros, finalizando com uma perspetiva holística sobre a sustentabilidade de aterros. Seguidamente é feita uma descrição detalhada do sistema aterro e suas componentes, realiza-se uma revisão dos modelos existentes de quantificação e de qualidade das emissões dos aterros de RU, dos modelos de avaliação ambiental e económica e de análise de incerteza. Por fim, é feita uma caracterização da situação europeia e portuguesa sobre a deposição de resíduos em aterro.

No terceiro capítulo é definida a metodologia utilizada para a análise história dos aterros de resíduos urbanos em Portugal continental, da identificação das variáveis ambientais e económicas que conduzem às melhores soluções operacionais e o desenvolvimento conceptual de um potencial modelo de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterros.

O Capítulo 4 é referente à análise e discussão dos resultados. Tendo em conta os objetivos deste trabalho e a metodologia adotada procede-se à análise e discussão dos resultados obtidos sobre os efeitos da idade, clima, dimensão e recirculação de concentrado de osmose inversa nos aterros nacionais. É feita uma avaliação da finalização do período pós-encerramento, uma descrição das tecnologias e das condições ambientais e económicas relacionadas com a redução da fração de resíduos biodegradáveis em aterro, a introdução controlada de humidade e arejamento nos aterros, bem como uma comparação entre tecnologias. De seguida descreve-se o modelo conceptual definido relativamente à ferramenta proposta para avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterros. Por fim, faz-se uma síntese dos resultados para cada objetivo desta investigação.

No Capítulo 5, são apresentadas as conclusões obtidas neste estudo. São também indicadas as limitações do estudo e fornecidas linhas de investigação futuras.

REVISÃO DA LITERATURA

Neste capítulo é feita a revisão da literatura sobre o estado da arte dos aterros de resíduos e sua sustentabilidade. Inicia-se com um capítulo dedicado à problemática da estabilidade e sustentabilidade dos aterros de resíduos, onde se apresenta um contexto histórico e legal da evolução da deposição de resíduos em aterro, de um enquadramento internacional, seguido de uma descrição das características ambientais e tipologias dos aterros sanitários. Finaliza-se com uma abordagem holística à problemática da sustentabilidade dos aterros de resíduos urbanos. De seguida, faz-se uma descrição detalhada do sistema aterro e suas componentes, e respetiva gestão e práticas e tecnologias sustentáveis em aterros de resíduos urbanos. Posteriormente, revêem-se os modelos de produção e composição de biogás e lixiviado e de assentamentos, a utilização de modelos de aprendizagem automática no âmbito de aterros de resíduos urbanos, bem como dos modelos e investigações respeitantes à avaliação ambiental e económica da gestão sustentável de aterros de resíduos urbanos e necessária análise de incerteza. Por fim, realiza-se uma análise da situação europeia e portuguesa sobre a gestão de aterros de resíduos urbanos e sua integração em matéria de sustentabilidade ambiental.

2.1 Aterro de resíduos urbanos e sustentabilidade ambiental

2.1.1 Contexto histórico e legal

Em 2020, a produção de RU a nível mundial foi de aproximadamente 2,24 mil milhões de toneladas por ano, sendo esperada aumentar 73% dos níveis de 2020 para 3,88 mil milhões

de toneladas por ano em 2050 (World Bank, 2023). A nível do destino dado aos resíduos, cerca de 70% dos RU recolhidos são depositados em aterros ou lixeiras, 19% reciclados ou recolhidos e 11% vão para IVE (World Bank, 2023). As diferenças entre países de rendimentos mais altos e os de baixos rendimentos são claras. Apesar de representarem apenas 16% da população mundial, os países de maior rendimentos produzem cerca de 34% dos RU a nível mundial (World Bank, 2023).

Enquanto nos países mais desenvolvidos os aterros e incineração são as tecnologias mais utilizadas, nos países de baixos e médios rendimentos são utilizadas principalmente lixeiras ou vazadouros controlados, maioritariamente sem sistemas de proteção ambiental, para a deposição ou queima de resíduos (Hoorneweg e Bhada-Tata, 2012; D-Waste, 2013). Este tipo de deposição insustentável de resíduos acontece sobretudo em áreas onde vivem mais de dois terços da população mundial, designadamente em África, América Latina, Caraíbas, Índia e China (Figura 2.1).

Os problemas principais do confinamento de resíduos, ou da deposição de resíduos no solo, estão diretamente relacionados com as frações de resíduos biodegradáveis, de RP e de compostos orgânicos persistentes (Cossu, 2012). A composição dos resíduos é deste modo um fator crítico quando se considera a operação de aterros, uma vez que os principais impactes resultam da fração biodegradável dos resíduos (Townsend et al., 2015). Esta percentagem contrasta com a composição observada nos restantes níveis de rendimento onde, por um lado, a produção de resíduos é significativamente inferior, em especial nos países menos desenvolvidos e, por outro lado, é maioritariamente constituída por resíduos orgânicos. Como constatado por Cossu (2009a), a composição de resíduos é o maior indicador de diferenças sociais e culturais, de guerra e de desequilíbrios económicos.

As perspetivas de produção e composição de resíduos a nível mundial para 2025 indicam um aumento significativo da produção de resíduos nos países de médio-baixo rendimento, correspondentes a cerca de metade da população urbana, nos quais se incluem a China e a Índia, de 369 milhões de toneladas para 956 milhões de toneladas. Um mundo onde a composição de resíduos é semelhante, mas variante na diversidade dos produtos (Cossu, 2009a) será uma perspetiva que através da consciencialização individual e coletiva crescentemente global sobre os outros e cada um, eventualmente se tornará real.

O destino dado aos RU nestes países é maioritariamente a deposição em lixeiras (Hoorneweg e Bhada-Tata, 2012). Com a evolução tecnológica e consciencialização ambiental, é previsível que a modernização das instalações de deposição e aumento dos processos de recolha seletiva e reciclagem também sejam incrementados.

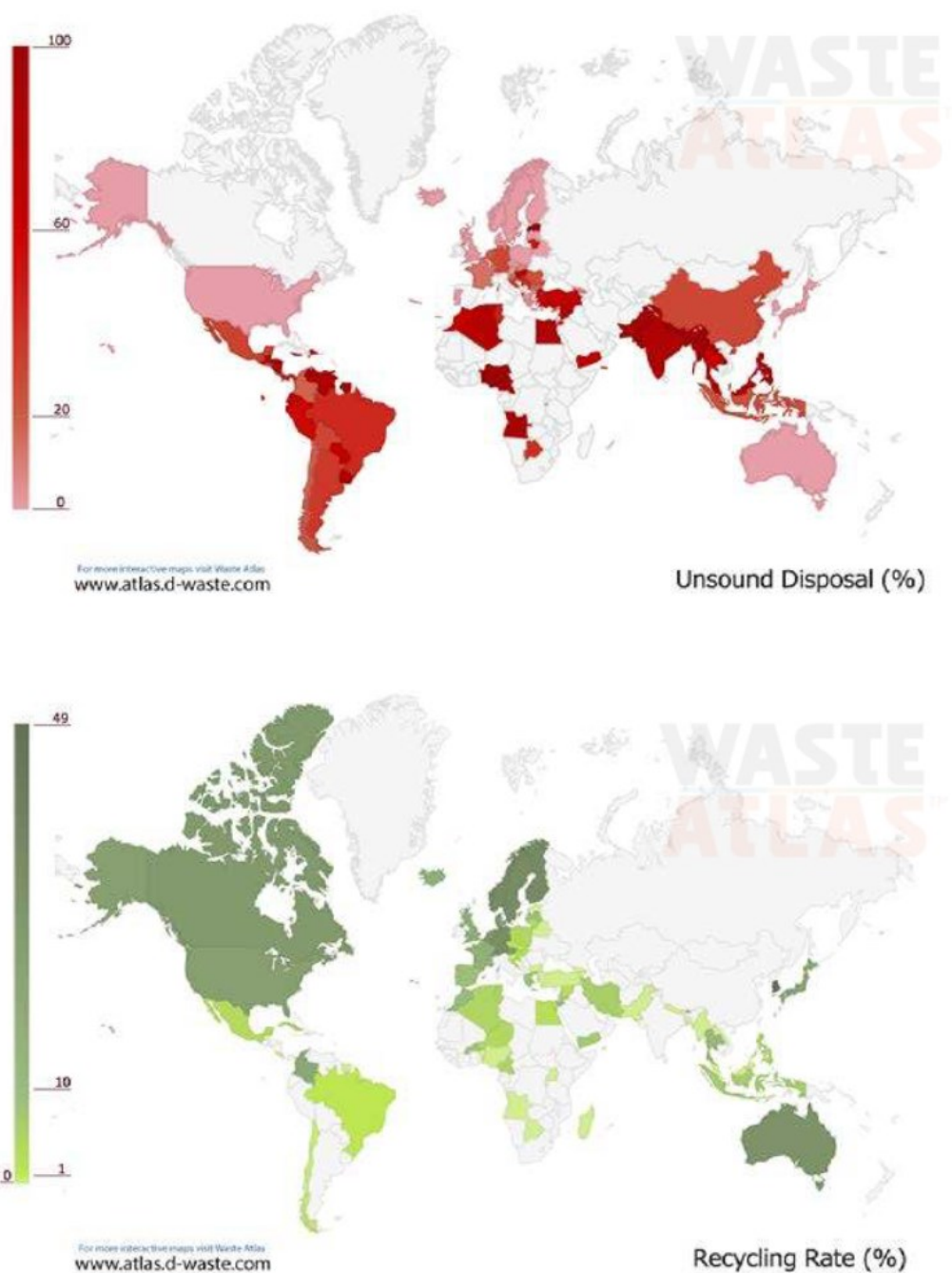


Figura 2.1 - Percentagem do total RU gerados que são depositados ou queimados em lixeiras controladas ou não controladas (topo) e taxa de reciclagem (baixo) no mundo (D-Waste, 2013).

A composição de resíduos é influenciada por vários fatores nos quais se incluem o nível de desenvolvimento económico, normas culturais, localização geográfica, fontes de energia e clima (Hoorneweg e Bhada-Tata, 2012). De acordo com Hoorneweg e Bhada-Tata (2012), a composição de resíduos nos países de menores rendimentos é maioritariamente constituída por resíduos orgânicos, como se pode observar na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Estimativas da produção anual e composição física de resíduos por nível de rendimentos (Adaptado de Hoorneweg e Bhada-Tata, 2012)

Nível de rendimentos	Produção anual (Mt)	Orgânicos (%)	Papel (%)	Plástico (%)	Vidro (%)	Metal (%)	Outros (%)
Baixo	75	64	5	8	3	3	17
Médio Baixo	369	59	9	12	3	2	15
Médio Alto	243	54	14	11	5	3	13
Alto	602	28	31	11	7	6	17
Global	1289	45	17	10	5	4	18

Os aterros que gerem qualquer das composições estimadas de resíduos requerem práticas sustentáveis que promovam a segurança das populações e do meio ambiente, para que ocorra uma estabilização segura e o controlo das suas emissões (Townsend et al., 2015). Apesar da forma de operação dos aterros poder ser diferente, os aterros em que uma maior quantidade de papel é depositada necessitam de uma humidade superior para promover a estabilização biológica, comparativamente aos aterros cuja principal componente são resíduos orgânicos, nos quais as condições de humidade no interior deste poderão ser já suficientes (Townsend et al., 2015).

Com as consequentes emissões de biogás e lixiviados, em termos de GEE e qualidade dos lixiviados, a ausência de sistemas de proteção ambiental, de recolha e tratamento das emissões relevam riscos elevados com efeitos negativos para a SPA.

Para além da poluição crónica das águas e solos, os “catadores” de lixo em cidades de baixo rendimento e a falta de gestão e proteção adequadas na deposição de resíduos no solo, podem resultar em condições catastróficas, como o deslizamento de resíduos devido à instabilidade da massa de resíduos ou, explosões resultantes da migração do biogás, explosivo em mistura rápida com o oxigénio (Tchobanoglous et al., 1993; Townsend et al., 2015).

Com o crescimento da produção de resíduos nos países de médio-baixo rendimentos, como a China e a Índia, é espectável o aumento da construção de infraestruturas seguras de deposição resíduos nos grandes centros urbanos, em alternativa às lixeiras ou vazadouros (Waste Atlas, 2023). Neste sentido, com a intensificação dos impactes ambientais e de saúde pública junto das comunidades, foram implementadas nos países economicamente mais desenvolvidos, com o objetivo de reduzir a poluição libertada e procurando a sua contenção e mudança para deposição em aterros sanitários devidamente licenciados, o encerramento e de lixeiras e vazadouros e a aplicação de legislação específica para a operação, monitorização e controlo do tratamento ambientalmente adequado nas instalações aprovadas.

Na Europa, a Diretiva Aterro foi implementada (CE, 1999) com consequentes atualizações (CE, 2018a) e definiu diferentes categorias de resíduos: RP, Resíduos Não-Perigosos (RNP) e Resíduos Inertes (RI) para todos os aterros. A Diretiva Aterro define os aterros como infraestruturas de deposição de resíduos no solo e divide-os em três classes (CE, 1999; CE, 2018a):

- Aterros para RP
- Aterros para RNP
- Aterros para RI

Para fazer face às emissões de GEE produzidos nos aterros de RNP, principalmente resultantes dos resíduos urbanos e equiparados, com a decomposição de resíduos biodegradáveis, a Diretiva Aterros obrigou os Estados-membros, em 2016, a reduzir a quantidade de biorresíduos depositados em aterro para 35% dos níveis de 1995 ou, para alguns países, até 2020. Para além do licenciamento das instalações e medidas a aplicar a locais existentes, são definidos nesta Diretiva (CE, 1999) critérios para a localização de aterros, procedimentos e critérios de receção de resíduos, medidas de proteção ambiental do solo e água, implementadas através de barreiras e tecnologias de recolha e tratamento de biogás e lixiviados, controlo de odores e riscos, estabilidade dos aterros, custos e responsabilidade financeiras, condições de selagem dos aterros e monitorização das instalações após encerramento.

Em 2018, 24% dos RU produzidos na União Europeia (UE) foram depositados em aterro (CE, 2018b). De acordo com a proposta de alteração da Diretiva Aterros (CE, 2015a), apenas uma percentagem dos RU produzidos em 2013 na União Europeia foi reciclada (i.e. 43%), tendo 31% sido depositados em aterro ou incinerados (i.e. 26%).

Neste contexto, a UE considera que são desperdiçadas oportunidades de aumentar a eficiência na utilização de resíduos e na criação de uma economia mais circular. A perspetiva europeia de estabilização biológica de aterros pretende assim ser atenuada gradualmente com a redução da fração biodegradável depositada, através da redução da deposição direta de RU em aterros e utilização de outras tecnologias de tratamento.

As medidas impostas pela Diretiva Aterros (CE, 1999; CE, 2018a), no seguimento da redução da deposição de resíduos em aterros, será colmatada com a implementação de outras tecnologias de tratamento de RU previamente à deposição em aterro como o TM, o TMB e a VO através da recolha seletiva de RUB. As atualizações impostas pela atualização da Diretiva Aterros incluem:

- restrições à deposição em aterro de todos os resíduos adequados para reciclagem ou outro material ou valorização energética a partir de 2030;
- limite à fração de RU depositados em aterros para 10% até 2035;
- introdução de regras sobre o cálculo do cumprimento das metas de RU e exige que os países da UE que implementem um sistema eficaz de controle de qualidade e rastreabilidade para RU depositados em aterros;
- exige que a Comissão Europeia, com a Agência Europeia do Ambiente, elabore relatórios de alerta precoce três anos antes de cada prazo para identificar deficiências no cumprimento das metas e recomendar medidas a tomar;
- permite que os países da UE usem instrumentos económicos e outras medidas para incentivar a aplicação da hierarquia de resíduos.

Estas medidas são mais restritivas e pretendem melhorar as perspetivas de deposição de RU em aterro na UE para o horizonte de 2030 -2035.

No caso dos EUA, cerca de 50% dos resíduos produzidos tiveram como destino final o aterro em 2018 (EPA, 2018). Apesar de o número de aterros ter diminuído e os objetivos de recolha e reciclagem serem significativos, o destino final dos resíduos continua a ser a deposição no solo. Os aterros de resíduos encontram-se legislados dentro das regulações federais, em especial as regulações do RCRA (Resource Conservation and Recovery Act) *Subtitle D* de aterros, dentro da regulação 40 CFR 258 (US Government, 2012; Townsend et al., 2015). Para além dos RU, os aterros de RNP podem receber lamas não perigosas, resíduos industriais e resíduos de construção e demolição. Tal como na UE, todos os aterros têm de cumprir com as regulamentações que incluem: restrições de localização, requerimentos de barreiras de proteção do solo e águas subterrâneas, sistemas de recolha de lixiviados e biogás, práticas de operação, requerimentos de monitorização de águas subterrâneas, de encerramento e de PPE e provisões para ações corretivas e financeiras.

Do mesmo modo que na Europa e EUA, legislação sobre os aterros tem sido implementada noutros países, no âmbito da construção de estruturas de proteção da SPA de deposição de resíduos no solo, nomeadamente no Canadá, Austrália, Nova Zelândia e Japão.

2.1.2 Características ambientais e tipologias dos aterros sanitários

As diferentes modalidades de deposição de resíduos e sua evolução têm acompanhado a modernização dos tecnossistemas de gestão de resíduos. Neste âmbito, encontram-se os aterros sanitários de RNP, onde se inserem os aterros de RU, nos quais as condições de humidade, com a consequente biodegradação de resíduos e de emissões, são reduzidas significativamente após o seu encerramento, sendo inexistentes operações de intensificação da degradação biológica dos resíduos (Townsend et al., 2015).

Para controlar e reduzir as emissões dos aterros de RU, em contraste com a exigência de recolha seletiva dos biorresíduos e a redução da sua deposição em aterros operados na Europa, outras soluções como a aceleração da biodegradação de resíduos têm vindo a ser investigadas e implementadas internacionalmente (CE, 1999; Environment Agency, 2009; Ritzkowski e Stegmann, 2012; Townsend et al., 2015).

Desde os anos 70 do século passado que a recirculação de lixiviados e o arejamento da massa de resíduos tem vindo a ser implementadas como técnicas e práticas de operação de aterros de RU com o objetivo de promoverem a sua estabilização biológica (Environment Agency, 2009; Ritzkowski e Stegmann, 2012). Atualmente, conjuntamente com a adição de humidade por meio de infiltração de águas pluviais ou efluentes de tratamento de ETAL nos aterros de RU, a recirculação de lixiviados tem sido considerada como uma forma de melhorar a sustentabilidade de aterros, uma vez que permite a aceleração da produção de biogás, lixiviação dos contaminantes da massa de resíduos e redução do tempo e dos custos de monitorização pós-encerramento (Environment Agency, 2009; Berge et al., 2009). Noutro âmbito, o arejamento da massa de resíduos permite a redução da produção de metano, e a consequente emissão deste GEE, em especial quando as condições de aproveitamento energético não são viáveis, simultaneamente tratando os lixiviados produzidos no aterro em condições aeróbias (Hupe et al., 2003; Stegmann et al., 2005; Ritzkowski e Stegmann, 2012).

Em contraste com os aterros convencionais, os aterros operados nestas condições são denominados aterros biorreatores (Reinhart e Townsend, 1998; Erses et al., 2008; Berge et al., 2009; Townsend et al., 2015). O funcionamento de aterros como biorreatores tem sido sugerido como uma alternativa mais sustentável em oposição aos aterros de RU anaeróbios (Reinhart e Townsend, 1998; Berge, et al., 2005).

Quatro tipos de tecnologias de aterros biorreatores têm vindo a ser estudadas de forma intensiva e implementadas à escala real: anaeróbios, aeróbios, híbridos e facultativos, e ainda os semi-aeróbios praticados no Japão e em outros países asiáticos (Reinhart e Townsend, 1998; Berge et al., 2005; Ritzkowski e Stegmann, 2007; Erses et al., 2008; Ritzkowski e Stegmann, 2012, Townsend et al., 2015).

A nível de restrições na regulamentação no que respeita à deposição de resíduos líquidos, quer na Europa, quer nos EUA, esta deposição foi proibida, nomeadamente de lamas líquidas e de águas residuais, mesmo com o objetivo de aumentar a estabilização da massa de resíduos (CE, 2018a; Townsend et al., 2015). Não obstante, a introdução de águas pluviais e outras fontes de água poderão ser implementadas. Por outro lado, a recirculação de lixiviados pode ser considerada como recirculação de efluentes resultantes do próprio aterro e não como um resíduo em si mesmo. Neste âmbito, alguns Estados-Membros especificaram medidas na legislação nacional, permitindo a recirculação de lixiviados (MM, 2013) ou a deposição de resíduos líquidos, nos quais se incluem o concentrado, lamas e afluentes da ETAL e lixiviados desde que os potenciais impactes adversos sobre o ambiente sejam minimizados (RJDRA, 2021) e, ainda, o arejamento da massa de resíduos como forma de aumentar a estabilização biológica da massa de resíduos (BBUNR, 2001). Da mesma forma, a regulamentação nas regras do *Subtitle D* nos EUA, permitem a recirculação de lixiviados e/ou de condensados provenientes do tratamento de biogás com o objetivo de aumentar a estabilização biológica do aterro, desde que os requerimentos das barreiras de proteção sejam cumpridos (Townsend et al., 2015).

2.1.3 Problemática da sustentabilidade ambiental dos aterros de resíduos urbanos

Apesar das medidas de proteção ambiental existentes nos aterros de RNP, com barreiras de proteção ambiental e recolha e tratamento de emissões, investigações apontam para a libertação de emissões em aterros convencionais por várias décadas (Belevi e Baccini, 1989; Kruempelbeck e Ehrig, 1999). Também o risco potencial de rutura dos materiais constituintes dos sistemas de proteção ambiental provocados por acidentes geotécnicos do solo de fundação ou, pela degradação dos materiais de proteção dos sistemas de proteção ambiental dos aterros mal colocados ou dimensionados, podem provocar impactes ambientais e

económicos negativos, que terão de ser suportados pelas gerações seguintes (Allen, 2000a, 2000b; Blakey et al., 2007). Por outro lado, sendo o tempo médio de vida dos sistemas de proteção ambiental estimado nas últimas décadas de cerca de 30 anos, o risco pode existir.

A nível mundial, o período regulatório imposto para o PPE é variado entre países, estados e regiões. Diversas abordagens e critérios específicos para atingir uma QAF do aterro de RNP, na qual um aterro não impõe mais efeitos negativos ou cujas emissões são consideradas aceitáveis para a SPA, têm vindo a ser desenvolvidas (Scharff et al., 2011, Laner et al., 2012, Morris et al., 2012). A capacidade de atingir, no tempo de uma geração, um estado de estabilidade biológica e inorgânica da massa de resíduos, na qual os lixiviados e biogás produzidos não representam mais riscos significativos para a SPA, é o conceito principal dos aterros sustentáveis (Kok et al., 2007).

Neste contexto, o conceito de aterros sustentáveis ou da sustentabilidade ambiental dos aterros tem vindo a ser debatido. De acordo com Woelders et al. (2005) e atendendo à problemática que pode ocorrer nos sistema de proteção ambiental em aterros de RNP, para que este possa ser considerado sustentável, o mesmo deverá estar em equilíbrio com o ambiente envolvente dentro do tempo de uma geração. Numa perspetiva de aterro sustentável, o aterro deverá assim estar em conformidade, o mais rápido possível, com uma qualidade de lixiviados ao nível de aterros de RI, tal como definido nos regulamentos europeus, em qualquer dos casos dentro de 30 anos (Woelders et al., 2005). As emissões destes aterros serão, desta forma, consideradas baixas, de tal forma que nenhuma cobertura será requerida ou necessária de manutenção, deixando de ser exigida a continuação da monitorização, finalizando então o PPE e atingida a QAF (Woelders et al., 2005).

A problemática da deposição de resíduos em lixeiras ou aterros é, portanto, de grande relevância. Para além das lixeiras atualmente ativas nos países em desenvolvimento, a pertinência da sustentabilidade dos aterros de RNP encerrados e em operação, revela-se em maior dimensão quando se observa a existência destas soluções por uma larga maioria de países a nível mundial.

2.2 O sistema aterro e suas componentes

No conceito de sistemas de confinamento atual de resíduos resultantes de processos de reciclagem e tratamento prévio de resíduos, os aterros de RNP são infraestruturas sanitárias com componentes que permitem o armazenamento seguro dos RU depositados, de forma a

não apresentarem riscos de contaminação ambiental do meio envolvente durante o ciclo de vida da instalação (Tchobanoglous et al, 1993).

Na Figura 2.2 é ilustrado de forma simplificada as componentes adequadas de um aterro de RU, com os principais sistemas de proteção ambiental e de captação, transporte e aproveitamento energético das emissões de biogás, quando existe potencial para a sua valorização. As fases do ciclo de vida de um aterro incluem as fases de planeamento e dimensionamento, de construção, de operação, de encerramento e monitorização pós-encerramento e, ainda, de armazenamento final (Christensen, 1989). Na Figura 2.3 apresenta-se uma síntese das principais particularidades de cada fase assinalada.

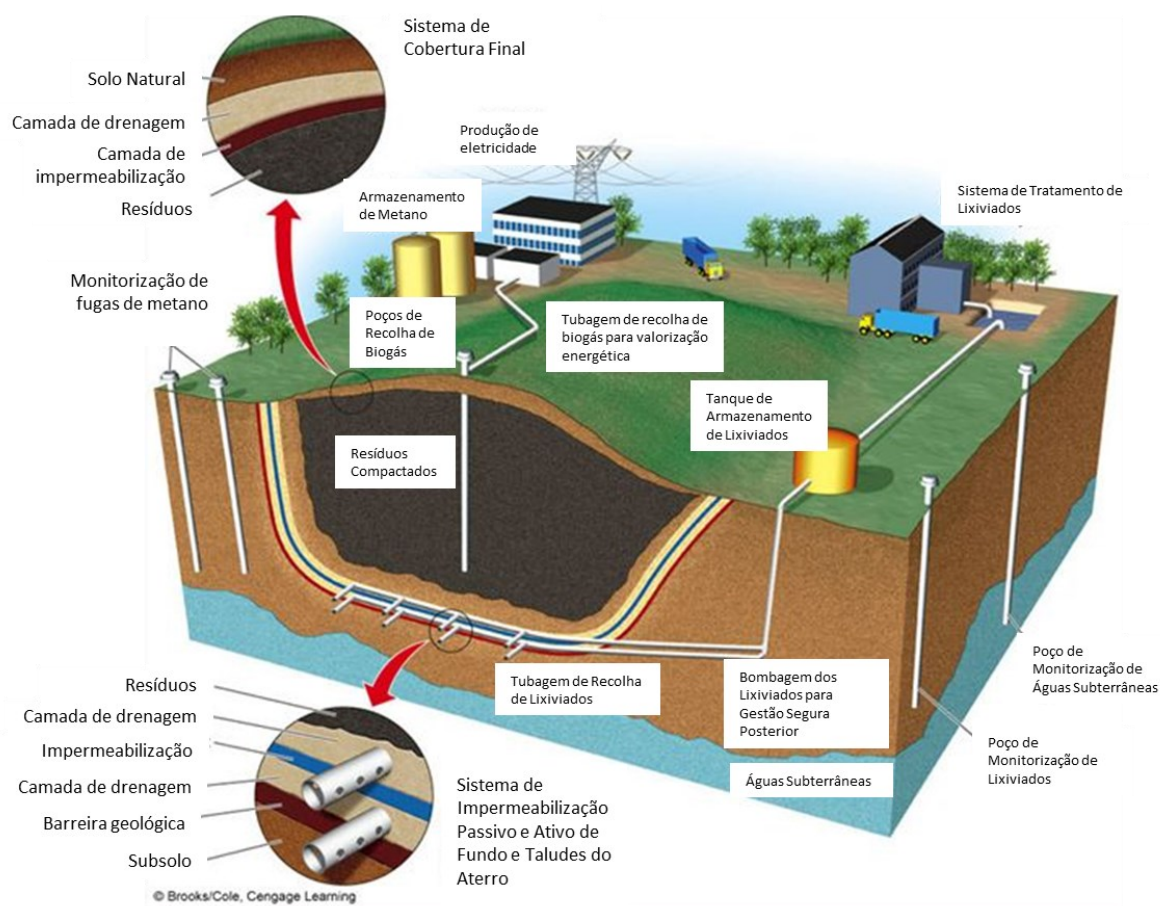


Figura 2.2 - Principais componentes e medidas de proteção ambiental de um aterro moderno (Adaptado de @Brooks/Cole).

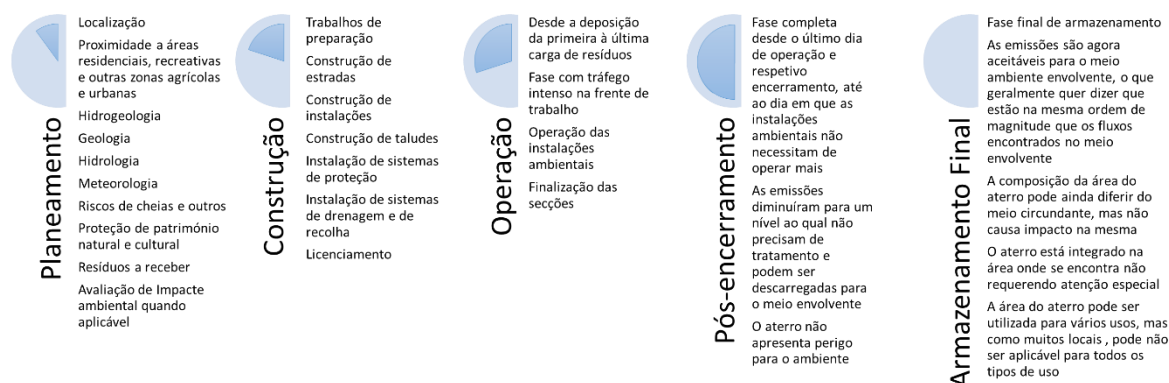


Figura 2.3 - Fases do ciclo de vida de um aterro de resíduos (Adaptado de Christensen, 1989).

De acordo com Christensen (1989) os aspetos ambientais das fases de planeamento e de construção, apesar de importantes, não diferem dos de outras instalações, sendo as fases de maior problemática ambiental as fases de operação e de encerramento e pós-encerramento. Contudo, numa lógica funcional, a fase de planeamento ou dimensionamento e a fase de construção sobrepõem-se à fase operacional, bem como, em certa medida, à fase de pós-encerramento, contrastando com a generalidade das instalações.

Estas condicionantes colocam o aterro de RNP como uma obra de engenharia singular no universo de infraestruturas.

Conforme adiante descritos e a título de exemplo, o dimensionamento das instalações de tratamento de lixiviados em aterros de RNP que contêm resíduos biodegradáveis, como os aterros de RU, envolve a sua modificação ou alteração durante a fase operacional e até na fase de pós-encerramento. As modificações necessárias estão dependentes da alteração da composição dos lixiviados com o tempo e da eficiência dos sistemas de tratamento para descarga dos efluentes em meio hídrico. Estas modificações resultam muitas vezes das dificuldades de previsão dos parâmetros necessários para um dimensionamento eficaz.

Modificações sucedem também no sistema de aproveitamento energético de biogás, se presente, quando a produção de biogás deixa de ser economicamente viável. Neste ponto, outros sistemas de tratamento de biogás, como queimadores ou sistemas de arejamento passivos, têm de ser ampliados ou implementados de forma a mitigar as emissões de GEE. Ainda mais, de forma transversal a todos os aterros, o sistema de impermeabilização de taludes, de recolha de biogás, quando presente, e ainda o sistema de cobertura final, são

construídos à medida que os resíduos são depositados no aterro, durante a fase operacional e, no último caso, aquando do encerramento do aterro.

No que respeita à fase de armazenamento final, o fato de o aterro se encontrar integrado no ambiente circundante permite que se dispense uma preocupação relativamente à SPA (Christensen, 1989). Todavia, para um aterro de RI, resíduos estes que, por definição, não sofrem transformações físicas, químicas e biológicas importantes (CE, 1999), atingir a fase de armazenamento final poderá ser conseguido passado alguns anos após o encerramento.

Para um aterro de RNP com uma quantidade significativa de resíduos biodegradáveis, se as condições de humidade forem reduzidas após o encerramento, o tempo para atingir a fase de armazenamento final estável pode demorar várias décadas (Belevi e Baccini, 1989).

O aterro como solução para a deposição dos resíduos foi criada nos anos 70 do século passado. Porém, apesar dos dados disponíveis e da experiência obtida desde então, não existe ainda uma previsão precisa do tempo que demora a fase de pós-encerramento. Sabe-se, no entanto, que demorará várias décadas, sendo incerto o tempo em que se prolonga (Christensen, 1989, Scharff et al., 2013).

A fase de operação pode geralmente demorar entre 5 e 20 anos ou mais, dependente do dimensionamento da capacidade do aterro, da produção, composição e características reais dos resíduos depositados e das condições de operação. Durante esta fase inicia-se a produção de lixiviados e, nos casos em que a composição de resíduos inclui a fração biodegradável, a formação de biogás (Christensen, 1989). Atendendo à atividade intensa durante esta fase, esta é também, a que acarreta maiores impactes potenciais, como impactes visuais, de ruído, de odores e de lixo e poeiras levados pelo vento para as imediações do aterro (Christensen, 1989; Tchobanoglous et al, 1993). Se não forem operados de forma correta, as consequências poderão ser significativas, quer na fase de operação, quer na fase de pós-encerramento, com a contaminação das águas subterrâneas e das águas superficiais, emissões de GEE e deslizamento de terras ou explosões devido à migração de gases. O objetivo fundamental do dimensionamento, operação e manutenção de um aterro de RU é exatamente minimizar e eliminar os impactes associados a estes problemas e preocupações (Tchobanoglous et al, 1993; Townsend et al., 2015).

Os principais impactes para a SPA decorrentes da fase de operação e pós-encerramento dos aterros de RU e respetivos meios de proteção são adiante brevemente apresentados.

2.2.1 Resíduos urbanos e sua estabilização

A composição química e física dos RU e suas características físicas como a densidade, porosidade, humidade e grau de compactação com que são confinados, entre outros, influenciam o comportamento de degradação e estabilização química e biológica da massa de resíduos, quando exposta às condições no aterro. Os processos de degradação que ocorrem dentro dos aterros são a chave para compreender e controlar os impactos ambientais que advêm da deposição de resíduos (Christensen e Kjeldsen, 1989). Os processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem na massa de resíduos resultam na libertação de compostos dissolvidos e gasosos em termos de biogás e lixiviados. Na maioria dos aterros, assumindo que recebem resíduos orgânicos, os processos microbiológicos dominam a estabilização dos resíduos e, deste modo, governam a produção de biogás e a composição de lixiviados (Christensen e Kjeldsen, 1989).

Os processos de biodegradação dos resíduos biodegradáveis num aterro de RU é um processo complexo realizado por um coletivo de microrganismos, que em condições anaeróbias conduzem à formação de gases, o metano e o dióxido de carbono, que devem ser recolhidos, aproveitados e/ou tratados antes de serem libertados para a atmosfera. As conversões biológicas e condições de pH na massa de resíduos também condicionam a solubilidade dos constituintes inorgânicos e a sua remoção nos lixiviados, se forem produzidos, exigindo flexibilidade no respetivo de sistema de tratamento.

A produção dos principais gases e parâmetros de lixiviados produzidos em aterros de RU é teorizada numa sequência de cinco ou, sete fases, com base em experiências reais e informação recolhida em digestores anaeróbios (El-Fadel et al., 1997), provenientes dos processos de degradação anaeróbia e as suas consequências na composição do biogás e lixiviados, conforme se descreve de seguida (Christensen e Kjeldsen, 1989; Tchobanoglous et al, 1993; ; Kjeldsen et al., 2002; Renou et al., 2008; Townsend et al., 2015; Ehrig e Stegmann, 2019):

- *Fase I – Fase de Ajuste Inicial:* a fase de ajuste que começa logo após a deposição dos resíduos, consiste numa fase aeróbia de curto prazo na qual os resíduos orgânicos rapidamente biodegradáveis são aerobiamente degradados, dado aos espaços formados entre os resíduos. A fonte principal de microrganismos, aeróbios e anaeróbios, são o solo utilizado como cobertura diária ou final. Lamas de tratamento de ETAR ou lixiviado recirculado poderão ser outras fontes de organismos. A colocação da

cobertura diária, de mais resíduos e a compactação dos mesmos podem limitar a transferência de oxigênio, diminuindo a decomposição aeróbia dos resíduos. Desta forma, a Fase I é uma parte diminuta da estabilização biológica dos resíduos. Os componentes principais desta fase são o oxigênio (O_2), o azoto (N_2) (encapsulado da atmosfera) e o dióxido de carbono (CO_2) como um produto da decomposição aeróbia;

- *Fase II – Fase de Transição:* à medida que o oxigênio na massa de resíduos é consumido, as condições no aterro podem mudar para uma fase intermédia anaeróbia. Com a falta de oxigênio, os resíduos podem ser decompostos por bactérias que utilizam o N_2 e o sulfato (em vez de O_2) como recetores de eletrões, sendo muitas vezes reduzidos a gás de N_2 e sulfeto de hidrogénio (H_2S). Num primeiro passo no processo de produção de metano (CH_4), os compostos orgânicos dissolvidos, sólidos e complexos, como a celulose e proteínas são hidrolisados e fermentados por microrganismos fermentadores a ácidos gordos voláteis (AGV), álcoois, hidrogénio (H_2) e CO_2 . Esta acumulação de ácidos orgânicos e CO_2 , como produto da degradação dos resíduos, diminui o pH do aterro. Na Fase II, o pH do lixiviado, se presente, começa assim também a decrescer. O lixiviado ácido pode conter concentrações elevadas de AGV, cálcio (Ca), ferro (Fe), manganês (Mn), metais pesados e azoto amoniacal (NH_4-N). O último, em particular, devido à hidrólise e fermentação de compostos proteicos. O conteúdo de N_2 no gás é reduzido devido à produção de CO_2 e H_2 . O sulfeto produzido pode precipitar o ferro, manganês e metais pesados que estariam dissolvidos na parte inicial desta fase;

- *Fase III – Fase ácida:* nesta segunda fase intermédia anaeróbia ocorre uma aceleração da atividade microbiana iniciada na Fase II, com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e CO_2 como principal gás, assim como menores quantidades de H_2 . O segundo passo (acidogénese) no processo de três passos de formação de metano iniciado na Fase II, envolve a conversão dos compostos resultantes da hidrólise, em compostos de massa molecular intermédia como o ácido acético (CH_3COOH) e concentrações baixas de ácidos fúlvicos (AF) e ácidos húmicos (AH). Os microrganismos envolvidos nesta conversão, descritos coletivamente como não metanogénicos, consistem em bactérias obrigatoriamente facultativas anaeróbias. O pH do lixiviado, se formado, poderá baixar até valores de cinco ou inferiores, devido à presença de ácidos orgânicos e elevadas concentrações de CO_2 nos resíduos. A carência bioquímica de oxigénio (CBO_5), a carência química de oxigénio (CQO) e a condutividade elétrica (CE) dos lixiviados vão aumentar de forma significativa durante esta fase devido à dissolução dos ácidos orgânicos. Os baixos valores de pH irão causar a solubilização

de muitos constituintes inorgânicos, principalmente metais pesados, assim como de nutrientes. Neste último caso, se ocorrer produção de lixiviados e não houver recirculação de volta para o aterro, os nutrientes essenciais para os processos de degradação biológica serão removidos do sistema. Na parte final desta fase observa-se o começo do crescimento de bactérias metanogénicas, iniciando o passo três no processo de produção de metano. O azoto amoniacal continua, no entanto, a ser libertado nos lixiviados uma vez não que é convertido no ambiente anaeróbio;

- *Fase IV – Fase de Fermentação de Metano:* à medida que o potencial redox no aterro diminui, o crescimento de microrganismos metanogénicos aumenta. Nesta fase, o segundo grupo de microrganismos responsáveis pela conversão de ácido acético e H_2 , formado pelos microrganismos produtores de ácidos na fase anterior, em CO_2 e CH_4 , tornam-se predominantes. As bactérias responsáveis por esta conversão são estritamente anaeróbios e denominam-se de metanogénicas ou microrganismos formadores de metano. Na Fase IV, ambas as produções de ácidos e metano ocorrem. No entanto, a produção de ácidos é consideravelmente reduzida, o que reduz de forma significativa as concentrações de AGV e de H_2 no biogás produzido. Uma vez que os ácidos orgânicos e o H_2 produzidos são convertidos em CH_4 e CO_2 , o pH na massa de resíduos continua a aumentar até atingir níveis de neutralidade, com valores entre os 6,8 e 8. Desta forma, também o pH dos lixiviados, se formados, aumenta e a concentração de CBO_5 e CQO , começa a decrescer. Com o aumento do pH verifica-se igualmente um decréscimo na solubilidade de constituintes inorgânicos como metais pesados e nutrientes e, consequentemente, das respetivas concentrações nos lixiviados produzidos. A Fase IV é caracterizada por uma produção bastante estável de metano, com concentrações que variam entre 50-65%, providenciando a melhor quantidade e qualidade de biogás no que concerne o aproveitamento energético. Durante esta fase, a matéria orgânica vai sendo consumida e a sua concentração na massa de resíduos decresce. É ainda observada a maior parte dos assentamentos, em termos de perda de volume do aterro;

- *Fase V – Fase de Maturação:* com a fração rapidamente biodegradável dos resíduos consumida, à medida que a humidade continua a percolar pela massa de resíduos, porções de resíduos biodegradáveis que estavam indisponíveis serão convertidas. A fase metanogénica estável ocorre em aterros antigos, geralmente com mais de dez anos. A taxa de produção de metano diminui significativamente nesta fase, uma vez que a maioria dos nutrientes foram removidos no lixiviado durante as fases

anteriores e os substratos, ou a maioria dos resíduos orgânicos que ficaram, são lentamente biodegradáveis. Com a formação de caminhos preferenciais de percolação de humidade ou água no aterro, a formação de bolsas podem evitar a humedificação dos resíduos rapidamente biodegradáveis que permaneceram e assim a sua biodegradação. Quando apenas carbono orgânico refratário permanecer, a taxa de produção de CH_4 será tão baixa que o N_2 começará a aparecer no biogás novamente, devido a difusão da atmosfera. Durante a fase de maturação, os lixiviados geralmente contêm AF e AH, que são de difícil tratamento através de processos biológicos, normalmente exigindo alterações ao sistema de tratamento de lixiviados, quando presente. Os metais pesados e outros inorgânicos são, nesta fase, menos móveis. Uma fase intermediária ocorre em aterros sanitários quando uma mistura de diferentes qualidades de lixiviado de diferentes seções dentro do aterro estão em diferentes fases de degradação.

A relação CBO_5/CQO é um indicador de biodegradabilidade, situando-se entre 0,4 e 0,1 na fase de transição entre a fase acética, de maior biodegradabilidade ($\text{CBO}_5/\text{CQO} > 0,4$) e, a metanogénica, a fase de baixa biodegradabilidade ($\text{CBO}_5/\text{CQO} < 0,1$) (Renou et al., 2008; Ehrig e Stegmann, 2019). A sequência de degradação apresentada consiste numa idealização baseada em informação real para um volume homogéneo de resíduos. É conveniente assinalar que num aterro de RU real, onde a composição e a idade dos resíduos depositados nas várias células variam consideravelmente, esta sequência de degradação pode resultar numa visão geral diferente (Christensen e Kjeldsen, 1989). Por outro lado, não são apresentadas estimativas da duração de cada uma das fases, podendo durar dias, como no caso da Fase I, de ajuste inicial, até meses, anos ou décadas para as restantes fases (Christensen e Kjeldsen, 1989). A duração das fases está dependente da distribuição da fração orgânica no aterro, da disponibilidade de nutrientes, da humidade dos resíduos, de caminhos preferenciais de humidade no aterro e do grau de compactação (Tchobanoglous et al., 1993).

Dado o processo complexo de degradação anaeróbia de resíduos orgânicos em aterro, as bactérias produtoras de metano são aparentemente as mais sensíveis no ambiente da massa de resíduos, podendo em alguns casos evitar a formação de quantidades substanciais de gás metano (Christensen e Kjeldsen, 1989). O controlo do pH é um fator fundamental para assegurar a degradação dos resíduos orgânicos. Fatores abióticos como o oxigénio, hidrogénio, sulfato, nutrientes, inibidores e água podem em alguns casos limitar os processos de degradação (Christensen e Kjeldsen, 1989). A influência do aumento da temperatura dentro do aterro para níveis entre os 30 e 40 °C é significativa. As bactérias metanogénicas são

beneficiadas nesta gama de temperaturas. Com o fluxo de energia produzida pelos processos anaeróbios e o poder isolador dos resíduos, em especial em aterros de profundidade substancial e fluxo de água baixo a moderado, é possível o aumento de temperatura no aterro e o benefício do aumento na taxa de conversão de matéria orgânica (Christensen e Kjeldsen, 1989; Townsend et al., 2015).

2.2.2 Gestão e tratamento de lixiviados

Os lixiviados ou águas lixiviantes podem ser definidos como o líquido que percola através dos resíduos quando os mesmos são expostos a água, seja através de precipitação, afluxo de águas subterrâneas ou de humidade contida nos resíduos, e que extrai os materiais dissolvidos ou suspensos da massa de resíduos (Tchobanoglous et al., 1993; Townsend et al., 2015). A produção de lixiviados inicia-se geralmente pouco tempo após a deposição dos resíduos (Tchobanoglous et al., 1993). A quantidade de lixiviado gerado é específica do local e está dependente das condições meteorológicas, no que respeita a disponibilidade de água, assim como das características dos resíduos, a superfície do aterro e do solo subjacente (El-Fadel et al., 1997).

Conforme se assinalou, na maioria dos casos os lixiviados encontram-se extremamente poluídos, o que pode, através de migração subsuperficial, causar contaminação de águas superficiais e de águas subterrâneas caso não existam sistemas de proteção ambiental na base e taludes da instalação onde se depositam resíduos (Christensen, 1989). Dado que a migração subsuperficial pode ser lenta, durando vários anos, as consequências da falta ou da existência de controlos impróprios de lixiviados apenas serão conhecidas quando os lixiviados finalmente aparecerem num ou mais poços de água subterrânea (Christensen, 1989, Ehrig e Stegmann, 2019). De acordo com Christensen (1989), vários países gastam vastas quantidades de recursos na reclamação de aquíferos poluídos por lixiviados de antigos vazadouros, com ou sem controlos de lixiviados. Em vários casos, os esquemas de remediação têm de ser operados por várias décadas de forma a limpar um aquífero poluído.

O conhecimento da composição dos lixiviados é uma indicação do tipo e estado dos processos que ocorrem nos aterros, sendo um fator necessário para um correto dimensionamento e instalação dos processos de tratamento.

A decomposição completa dos resíduos pode durar dezenas de anos, incluindo os mais facilmente biodegradáveis, devido às condições existentes no aterro (e.g. baixa humidade,

taxas de compactação elevadas), pelo que a produção de biogás e lixiviados pode prolongar-se por muitos anos após o seu encerramento.

A complexidade dos lixiviados produzidos nos aterros pode ser caracterizada em termos de quatro grupos principais (Christensen et al., 1994; Christensen et al., 2001; Kjeldsen et al., 2002):

- *Matéria orgânica dissolvida*, cobrindo um variado número de espécies, expressa em termos de CQO, CBO₅ ou carbono orgânico total (COT), como nomeadamente o CH₄, AGV até espécies mais refratárias como os AH e AF;
- *Compostos inorgânicos*, que compõem a parte mais significativa dos lixiviados, nos quais se incluem os iões cálcio (Ca), magnésio (Mn), sódio (Na), cloro (Cl), potássio (K), azoto amoniacal (NH₄-N), ferro (Fe), manganês (Mn), sulfatos (SO₄) e bicarbonatos (HCO₃);
- *Metais pesados*, como o arsénio (As), cádmio (Cd), crómio total (Cr), cobalto (Co), cobre (Cr), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e zinco (Zn) que, associados aos compostos inorgânicos se encontram na forma solúvel a determinadas concentrações, consoante o estado de degradação dos resíduos;
- *Compostos Orgânicos Xenobióticos (COX)*, com origem dos químicos industriais e domésticos presentes nos resíduos, encontrados em quantidades significativas comparativamente às encontradas no meio aquático, nos quais se encontram os Compostos Desreguladores Endócrinos (CDE).

Considerados como compostos emergentes no tratamento de águas residuais e de lixiviados, importa indicar os tipos de CDE que têm vindo a ser identificados e estudados. Para além dos metais pesados, com efeitos tóxicos nos órgãos reprodutores de peixes e outros organismos, os CDE nos lixiviados respeitam outras substâncias com consequências a nível da atividade hormonal dos organismos. Destacam-se as dioxinas (e.g. provenientes dos resíduos de incineração), o bisfenol A (i.e. BPA) e os esteres de ácido ftálico (i.e. PAE) (e.g. provenientes de plásticos e respetivas embalagens), pesticidas (e.g. DDT), compostos surfactantes não-iónicos, alquifenois polietoxilatos (i.e. APEO) (e.g. provenientes de produtos de limpeza e que se podem degradar em nonilfenol (i.e. NP) e octilfenol (i.e. OP), bem como substâncias provenientes da indústria farmacêutica, sobre a forma de medicamentos, nomeadamente as hormonas sintéticas estrogénicas (Asakura et al., 2004; Rosa, 2008; Bolong et al., 2009).

Em todo o caso, o azoto amoniacal, resultante do processo de decomposição, foi demonstrado, através de análises de toxicidade, como o maior contaminante tóxico a longo

prazo, permitindo o aumento do crescimento de algas, a inibição dos processos de degradação e a redução de oxigénio dissolvido através da eutrofização (Berge et al., 2005).

A distribuição espacial, variação e intensificação dos lixiviados dependem de diversas características dos resíduos, de dimensionamento e operação do aterro, sendo estas significativas na decomposição dos resíduos e qualidade dos lixiviados a longo prazo (Reinhart, 2007).

As características dos lixiviados tipicamente utilizadas e melhor representadas são a CBO₅, a CQO, o COT, a relação CBO₅/CQO, o pH, os sólidos suspensos (SST), o NH₄-N, o azoto Kjeldahl Total (AKT), principais inorgânicos, e a quantidade de metais pesados (Reinhart, 2007). Estas características permitem obter uma indicação da previsão da tendência futura da qualidade dos lixiviados e do dimensionamento e operação de instalações de tratamento de lixiviados (Reinhart, 2007).

2.2.2.1 Sistemas de proteção ambiental e recolha de lixiviados

A poluição de águas subterrâneas é o principal problema ambiental dos aterros de RNP, exigindo amplas medidas de controlo. Os engenheiros e operadores de aterros há muito que têm confiado nos sistemas e barreiras de proteção ambiental para prevenir e minimizar a migração de lixiviados para o meio ambiente (Townsend et al., 2015).

Para além das barreiras e sistemas de proteção ambiental, outros sistemas e medidas de proteção como um sistema periférico de valetas, para desvio das águas pluviais, sistemas de drenagem de fundo, sistema de receção e de tratamento de lixiviados, bem como piezómetros para a monitorização e controlo de águas subterrâneas a montante e a jusante do aterro sanitário, fazem parte das medidas de controlo e proteção de um aterro de RNP (Christensen, 1989; Cabeças, 1996).

As barreiras e os sistemas de proteção ambiental representam, em regra, cerca de 30% do investimento efetuado nestas obras. A sua função consiste, em garantir que os lixiviados e o biogás nunca entrem em contacto com o solo de confinamento do aterro (Cabeças, 2020). Assim, são eliminados os riscos associados a eventual pluma de contaminação suscetível de ser gerada pelos lixiviados em lençóis de águas subterrâneas, bem como pelo biogás (em particular o CH₄) que, por ser menos denso que o ar, tem o potencial de migrar e percorrer longas distâncias, ocorrendo o risco de originar situações de autocombustão ou explosões/chama em mistura rápida com o oxigénio (Cabeças, 2020). De acordo com Cabeças

(2020), os Sistemas de Proteção Ambiental exigidos para garantia da proteção da SPA, são em regra os seguintes:

- SISTEMA DE IMPERMEABILIZAÇÃO DA ZONA BASAL E TALUDES
 - *Barreira Passiva* - barreira geológica natural ou, artificialmente colocada sobre o solo de fundação na zona basal e taludes, reforçada superiormente com geocompósito bentonítico;
 - *Barreira Ativa* – colocada sobre a barreira passiva na zona basal e os taludes, constituída por geomembrana HDPE (de 2,0 mm de espessura) protegida superiormente com geotêxtil não tecido, ambos dimensionados para resistência às solicitações mecânicas (mais desfavoráveis) ao Punçoamento, Rasgamento e Tração.
- SISTEMA DE DRENAGEM, CAPTAÇÃO E TRATAMENTO DAS ÁGUAS LIXIVIANTES
 - *Camada Drenante* colocada sobre o sistema de impermeabilização com uma espessura mínima de 0,5 m de espessura e $K = 10^{-4}$ m/s;
 - *Sistema de Drenagem de Fundo* com valas principais e secundárias que permitem captar e drenar todas as escorrências líquidas para um poço de captação a jusante com órgãos de derivação (internos e externos), encaminhando-as para o Sistema de tratamento das águas lixiviantes (ETAL) localizada no aterro, ou, para descarga em estação de tratamento de águas residuais (ETAR) municipal ou industrial se possível.
- SISTEMA SEPARATIVO DE ÁGUAS PLUVIAIS
 - *Conjunto de tubagens/coletores e órgãos hidráulicos* inseridos no interior dos alvéolos que, colocados de forma estratégica separam e encaminham os lixiviados e as águas pluviais de forma diferenciada (conforme o alvéolo que estiver a ser utilizado para a deposição de RU), reduzindo assim o caudal de lixiviados a encaminhar para o sistema de tratamento.
- SISTEMA DE DRENAGEM, CAPTAÇÃO e QUEIMA/APROVEITAMENTO ENERGÉTICO do BIOGÁS
 - *Conjunto de drenos* que acompanham em altura o crescimento da massa de resíduos, terminando nas cabeças de dreno, ligando-se a ramais de transporte, órgãos de regularização de caudais e de varrimento, com posterior entrega do biogás nos módulos do centro electroprodutor, com injeção da energia produzida na REN.

As barreiras e sistemas de proteção ambiental de um aterro de RNP compreendem assim o fundo (zona basal) e taludes (paredes laterais) bem como a cobertura final estabelecida no encerramento do mesmo. As duas principais categorias de materiais utilizados na construção de sistemas de impermeabilização são solos naturais de baixa permeabilidade (e.g. solos argilosos) e materiais geossintéticos (e.g. geocompósito bentonítico), que juntos constituem sistemas de impermeabilização (Cabeças, 1996; Townsend et al., 2015). Estes dois materiais podem ser utilizados de ambas as formas, independentemente ou em conjunto, de forma a atingir determinada performance ou cumprir os requisitos regulamentares impostos na legislação, ao nível de espessura e condutividade hidráulica (Townsend et al., 2015). No capítulo 2.4.2.2 apresenta-se o enquadramento legislativo do sistema de proteção ambiental.

Produtos como a geomembrana são produzidos de diversos tipos de polímeros, sendo as mais adequadas para o sistema de impermeabilização da barreira ativa as de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) (Townsend et al., 2015).

Uma ou duas camadas de geomembrana, separadas por uma camada drenante, fornecem um sistema ativo de proteção ambiental resiliente de longo prazo, impedindo a infiltração dos lixiviados pela base e taludes do aterro, bem como para além sistema passivo e a barreira geológica subsuperficial (Cabeças, 2020).

O sistema de impermeabilização é construído conectando painéis de geomembrana adjacentes, através de soldadura por extrusão ou fusão térmica (Townsend et al., 2015). Dada a importância de obter uma impermeabilização sem falhas, testes rigorosos dos materiais de impermeabilização e das juntas são incluídos como parte da construção do sistema de impermeabilização (Townsend et al., 2015). Para evitar danos por Punçoamento na geomembrana, uma camada de proteção é aconselhável podendo ser um solo, um geossintético, ou ambos (Martinho e Gonçalves, 2000). A impermeabilização dos taludes é realizada de forma gradual, à medida que o enchimento do aterro é realizado. Após instalação do sistema de ativo de proteção é aplicada uma camada de proteção drenante para proteção de danos mecânicos causados pela deposição da primeira camada de resíduos, permitindo ainda a drenagem dos lixiviados (Martinho e Gonçalves, 2000; Townsend et al., 2015).

Sendo a produção de lixiviados uma consequência inevitável da deposição de RU numa infraestrutura aberta como o aterro de RNP e, como tal impossível de evitar, é possível minimizar a sua produção, quer antes da fase de exploração do aterro quer durante a sua operação (Cabeças, 2020). Neste âmbito, torna-se fundamental na gestão e operação de um aterro, a promoção de ações que minimizem a quantidade de lixiviados produzidos, bem como

a degradação da sua qualidade, sempre na ótica de custo eficácia, como sejam intervenções (Cabeças, 2020):

De Estratégia sectorial;

- *Promover a recolha seletiva de biorresíduos/biodegradáveis e a sua valorização por compostagem/digestão anaeróbia para formação de um composto orgânico estruturante;*
- *Incrementar a recolha seletiva de resíduos de embalagens de modo a reduzir a percentagem de elementos não biodegradáveis na massa de resíduos;*
- *Promover o desvio de aterro da “fração resto” das centrais de TMB;*

De Conceção e Operação;

- *Conceber alvéolos compartimentados em diferentes células para deposição de RU (separadas por taludes intermédios) de modo a garantir-se sistema de drenagem separativo [água pluviais <> lixiviados] evitando a produção de lixiviados em zonas onde não se verifica a deposição de resíduo e, consequentemente, não evitar o aumento do caudal a levar a tratamento;*
- *Projetar um correto sistema de drenagem na área envolvente do aterro sanitário, reduzindo o escoamento superficial sobre o mesmo;*
- *Impor na modelação da plataforma final do aterro sanitário, uma inclinação de 2% de forma parabólica, evitando de modo efetivo a infiltração das águas pluviais;*
- *Realizar a cobertura final do aterro com uma cota superior à verificada nos terrenos circundantes, minimizando a infiltração;*

Ainda assim, mesmo com a aplicação das intervenções expostas, o lixiviado continuará a ser gerado, razão pela qual deverá estar sempre prevista no projeto do aterro de RNP uma ETAL, dimensionada por forma a garantir um grau de tratamento que seja consistente com o destino final pretendido para o efluente tratado dos lixiviados (Cabeças, 2020).

A geologia do local do aterro deverá ser devidamente estudada, por forma a assegurar se o subsolo subjacente tem resistência para suportar a massa de resíduos depositada e as estruturas associadas, bem como identificar a atividade sísmica do local e calcular os assentamentos previsíveis no pós encerramento do aterro (Townsend et al., 2015). Em alguns casos as condições do subsolo terão de ser reforçadas para garantir a estabilidade necessária. As condições hidrogeológicas são também significativas em relação ao possível grau de

atenuação natural, quanto ao grau de contaminação do solo e taxa espectável nas águas subterrâneas, em caso de fuga de lixiviados.

Relativamente ao encerramento ou selagem de um aterro RU, este ocorre quando o volume de resíduos depositados atinge as cotas definidas em projeto, esgotando a sua capacidade de armazenamento. Inicia-se então a construção da cobertura de proteção final. Este tem uma constituição semelhante ao sistema de proteção de fundo e taludes, com seguintes objetivos: reduzir a entrada de águas pluviais no aterro, minimizar a saída de biogás e permitir o desenvolvimento de vegetação, sem que esta seja afetada pelas emissões de biogás e lixiviados (Martinho e Gonçalves, 2000; Townsend et al., 2015). A constituição deste sistema envolve camadas sobrepostas sobre a massa de resíduos, cuja composição mínima legal por tipologia de aterro RNP em Portugal é apresentada na secção 2.4.2.

Com o desenvolvimento das reações de biodegradação e a variação das condições meteorológica sazonais, os assentamentos da massa de resíduos vão ocorrendo ao longo do tempo. Neste contexto é fundamental que controlar a permeabilidade e a estabilidade da cobertura final do aterro, por forma a evitar fissuração e rutura. Também se pode previamente utilizar coberturas temporárias, por meio de colocação de geomembranas no topo da camada de solo de regularização, que permitem a proteção e a impermeabilização do aterro durante um período de cerca de dois anos, até que a maioria dos assentamentos se verifiquem, antes da construção da cobertura final (Staub et al., 2011).

Em contraste à abordagem do sistema de cobertura de topo impermeabilizante, coberturas semi-impermeabilizantes têm sido aplicadas em alguns países europeus como cobertura final, ou em alguns casos como cobertura temporária (Staub et al., 2011). Este tipo de cobertura, sem um sistema de proteção ativo, inclui uma barreira geológica de condutividade hidráulica mais baixa, permitindo a infiltração limitada de água na massa de resíduos. Assim, os processos de biodegradação podem continuar a ocorrer, com a produção de biogás e lixiviados. A desvantagem é que permite igualmente a libertação de biogás pela cobertura (Staub et al., 2011).

Para além dos sistemas de topo de barreira por camadas, outros sistemas de cobertura destinados a promover a evaporação e transpiração das águas pluviais infiltradas na cobertura, denominados de sistemas capilares tem vindo a ser aplicados (Townsend et al., 2015).

Numa perspetiva a longo prazo, na fase de monitorização pós-encerramento, considerada em geral de pelo menos 30 anos, é previsível que a degradação da cobertura ocorra (Gaurc et al., 2010). A manutenção da cobertura é necessária de forma a evitar que ocorra novamente a produção de lixiviados contaminados, atendendo à redução da taxa de

degradação biológica resultante da minimização da entrada de humidade na massa de resíduos, e sua consequente libertação para o meio envolvente.

2.2.2.2 Sistemas de tratamento de lixiviados

O lixiviado deverá ser sujeito a tratamento antes de descarga no meio ambiente, cumprindo os regulamentos de descarga em meio hídrico local ou regional. Diversas opções de gestão estão disponíveis, sendo a escolha baseada nas condições locais e de gestão:

- A existência de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) municipal ou industrial próxima do local e se a qualidade dos lixiviados assim o permitir, os lixiviados poderão ser diretamente descarregados em coletor, ou armazenados previamente em lagoas de retenção e regularização. Os lixiviados podem também receber um pré-tratamento no local, antes da descarga em coletor, de forma a cumprir os limites de descarga que sejam impostos. A combinação do tratamento dos lixiviados com águas residuais domésticas ou industriais é uma forma de gestão conveniente destes efluentes sob o ponto de vista ambiental e económico (Qasim e Chiang, 1993). Minimiza-se os recursos, por economia de escala, reduz-se o número de pontos de descarga, minimizando os impactos causados pela descarga de efluentes no meio hídrico, e consequentemente os riscos associados à atividade deste tipo de instalações (Qasim e Chiang, 1993);
- Em alguns casos, os lixiviados são armazenados no local em bacias de retenção para subsequente transporte para tratamento fora do local, quando outras opções não estão disponíveis ou inacessíveis (Townsend et al., 2015);
- Outra opção é tratar os lixiviados no local, numa ETAL, descarregando o efluente em meio hídrico. No entanto, em aterros com quantidades consideráveis de resíduos orgânicos, a variabilidade da qualidade dos lixiviados é significativa ao longo do tempo, requerendo alterações e modificações no sistema de tratamento durante a fase operacional e no pós-encerramento do aterro, contrastando com os sistemas de tratamentos das ETAR;
- A recirculação de lixiviados, em especial com pré-tratamento de desnitrificação e de oxidação (Price et al., 2003; Berge et al., 2005), e o arejamento da massa de resíduos são opções de operação de aterros de RU que permitem aumentar a estabilização biológica da massa de resíduos e simultaneamente promover o tratamento de lixiviados.

A utilização de ambas as opções e o funcionamento dos aterros como biorreatores, usando o arejamento como uma técnica de afinação a longo prazo, pode permitir um tratamento dos lixiviados e dos resíduos mais completo, comparativamente às restantes práticas de operação dos aterros (Berge et al., 2005). A utilização de ambas as técnicas referidas são abordadas em ponto próprio, adiante, em maior detalhe no capítulo 4.2.4 e de forma mais ampla sobre as vantagens e desvantagens da sua aplicação na estabilização de aterros.

O tratamento de lixiviados de aterros de RU depende fortemente da qualidade temporal do lixiviado. A variação da maioria dos parâmetros orgânicos e inorgânicos durante a fase acética, observada em aterros jovens, e a fase metanogénica estável, observada em aterros antigos, tem implicações para o tratamento de lixiviados, uma vez que são produzidos dois efluentes diferentes (Renou et al., 2008; Ehrig e Stegmann, 2019).

Uma forma de resolver este problema é reduzir ou prevenir a fase acética ou a produção de lixiviado acético. Ehrig e Stegmann (2019) indicam alternativas para atingir esse propósito. A outra opção que tem sido utilizada na maioria dos aterros de RU é ter um tratamento de lixiviado que evolua com a variação temporal da qualidade do lixiviado ou um tratamento de lixiviado com bom desempenho independentemente dessas variações.

Em termos gerais o tratamento de lixiviados, para aterros de RU, pode ser dividido em tratamentos convencionais (i.e., transferência de lixiviados para ETAR e recirculação de lixiviados), tratamento biológico (i.e., lagoas de estabilização aeróbica e anaeróbica, lamas ativadas, nitrificação/desnitrificação e *membrane bioreactors* (MBR)), tratamento químico (i.e., precipitação química, processos avançados de oxidação e coagulação/floculação), tratamento físico-químico (i.e., adsorção, *air stripping*, processos de membrana) e sistemas naturais (i.e., leitos de macrófitas) (Renou et al., 2008; Teng et al., 2021).

O tratamento aeróbio é usado na fase biodegradável inicial da estabilização do aterro e pode ser inibido pelas altas concentrações de metais pesados e aumento da concentração de azoto amoniacal. A combinação com processos físico-químicos permite a remoção de azoto amoniacal e a redução de compostos recalcitrantes formados nas fases posteriores do processo anaeróbio (Lebron et al., 2021). Para cumprir os limites legais de descarga, uma combinação mais eficaz de métodos deve ser aplicada (Peters, 1998). A filtração por membrana, precedida de tratamento biológico, é o principal processo utilizado mundialmente para o tratamento de lixiviados (Teng et al., 2021).

Os processos de membrana incluem microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose reversa (OI), e permitem a separação de diferentes elementos em solução, com permeabilidade decrescente e pressões mais altas. NF e OI são os processos de membrana mais utilizados, com a OI retendo a maioria dos compostos orgânicos e inorgânicos no lixiviado (Peters, 1998; Martinho et al., 2008; Cossu et al., 2019; Lebron et al., 2021). Com a OI é possível atingir aos limites legais de descarga e ter um tratamento independente da composição do lixiviado (Peters, 1998; Martinho et al., 2008; Lebron et al., 2021). A NF pode ser usada como pré-tratamento para transferência ou descarga de lixiviados para a ETAR, removendo com eficiência suficiente contaminantes orgânicos, inorgânicos e microbiológicos (Cossu et al., 2019). A UF e a NF podem ser usados como um pré-tratamento para a OI para remover os componentes intermediários e de maior dimensão no lixiviado que podem causar incrustações na membrana, uma das barreiras para o tempo operacional e eficiência do processo de OI (Teng et al., 2021). A principal desvantagem no processo de tratamento de OI é a concentração de poluentes no efluente processado, o concentrado, consistindo em cerca de 15-30% do influxo (Cossu et al., 2019; Teng et al., 2021).

A baixa biodegradabilidade, altas concentrações de SH e formas de azoto, inorgânicos condutíveis e metais pesados afetam o possível método de tratamento e a eficiência de remoção do concentrado (Li e Liu, 2021). Os tratamentos do concentrado podem ser classificados em quatro grupos: processos físicos, processos físico-químicos e eletroquímicos, e processos integrados (Li e Liu, 2021).

Os processos físicos e físico-químico são os processos convencionais usados frequentemente para tratar o concentrado (Keyikoglu et al., 2021; Li e Liu, 2021). Os processos físicos incluem recirculação de concentrado (Peters, 1998; Calabrò et al., 2010, 2018; Calabrò e Mancini, 2012; He et al., 2015a; Talalaj, 2015; Talalaj e Biedka, 2015; Morello et al., 2016) e processos de membrana (Ye et al., 2019), enquanto os métodos físico-químicos incluem (Keyikoglu et al., 2021; Li e Liu, 2021): evaporação (Hendrych et al., 2019), solidificação/estabilização (Hunce et al., 2012), incineração (Ren et al., 2019), coagulação/precipitação química e processos oxidativos avançados (POA) (He et al., 2015b; Fernandes et al., 2017; Gout et al., 2022).

Os processos eletroquímicos (Bagastyo et al., 2011; Labiadh et al., 2016; Mandal et al., 2017) incluem eletrocoagulação (Chen et al., 2022), oxidação eletroquímica (Mandal et al., 2017), eletro-Fenton (Fernandes et al., 2017) e fotoeletro-Fenton (Li et al., 2016). Com o elevado teor de compostos orgânicos e inorgânicos no concentrado, estes processos chamam à atenção por fornecerem um tratamento versátil, energeticamente eficiente e ambientalmente

compatível (Li e Liu, 2021). Os tratamentos integrados, de tratamentos eletroquímicos, combinados consigo mesmos ou com outros tratamentos (i.e., processo biológico, processo de ozonização) ou coagulação com POA, apresentam eficiências de remoção mais altas do que o tratamento de concentrado isolado, e custo-eficácia em atingir padrões de descarga, apesar do estágio inicial de desenvolvimento (Li e Liu, 2021).

Outra direção para o tratamento do concentrado é recuperar compostos orgânicos e iões de valor. Os métodos de recuperação incluem (Li e Liu, 2021): fertilizantes orgânicos à base de HS via precipitação e NF (Ye et al., 2019), destilação por membrana e cristalização de fosfato de magnésio e potássio para produção de fertilizantes (Li et al., 2015), bi-precipitado (BiOCl) para recuperação de iões cloreto (Huang et al., 2020) e biocombustível e gás de co-pirólise com lamas de águas residuais (ben Hassen-Trabelsi et al., 2020).

As promissoras tecnologias recentes de tratamento e recuperação de concentrado oferecem possibilidades ambientais futuras com melhor custo-benefício do que os tratamentos convencionais, como recirculação, evaporação, solidificação, coagulação e incineração. Ainda mais, os tratamentos convencionais transferem principalmente os contaminantes de uma fase para outra, enquanto os resíduos ou gases resultantes podem causar efeitos ambientais mais graves (Ren et al., 2019; Li e Liu, 2021).

A recirculação controlada ou reinjeção do concentrado no aterro de RU tem sido amplamente utilizada desde o início do uso de processos de membrana no tratamento de lixiviados, por ser uma alternativa económica e simples (Peters, 1998; Renou et al., 2008; Cossu et al., 2019; Teng et al., 2021). Os benefícios e desvantagens desta opção têm sido debatidos quanto à sua adequação e impactos futuros na gestão de aterros e emissões (Morello et al., 2016). Além disso, a recirculação do concentrado é frequentemente comparada com a recirculação de lixiviados (Peters, 1998; Renou et al., 2008; Cossu et al., 2019).

Conforme já indicado na secção 2.1.3, a recirculação de lixiviados é uma prática utilizada para aumentar a biodegradabilidade da massa de resíduos, transformando o aterro em um biorreator ao adicionar humidade suficiente ao aterro para acelerar os processos anaeróbios e, conseqüentemente, a produção/valorização do metano num período consideravelmente menor (Warith, 2002; Berge et al., 2005; Benson et al., 2007). No entanto, para uma recirculação efetiva de lixiviados, a acumulação de azoto do aterro deve ser tratada primeiro, geralmente com tratamento biológico. (Warith, 2002; Price et al., 2003; Berge et al., 2005, 2006). Dado o baixo volume e a composição do concentrado, a recirculação para o aterro pode ser inviável, pois é uma recirculação contínua de contaminantes de lixiviado, e a adição de humidade é insuficiente para acelerar a biodegradação (Cossu et al., 2019).

Investigações à escala real e à escala de laboratório sobre recirculação de concentrado foram desenvolvidas nos últimos anos, com resultados não conclusivos (Calabrò et al., 2010, 2018; He et al., 2015a; Talalaj, 2015; Talalaj e Biedka, 2015; Morello et al., 2016; Chamem et al., 2020; de Almeida et al., 2022). De acordo com a maioria dos estudos, o volume de lixiviado não parece ser afetado pela recirculação ou injeção do concentrado com os aterros mantendo uma capacidade tampão até certo ponto (Calabrò et al., 2010; He et al., 2015a; Morello et al., 2016).

A qualidade do lixiviado é marcada pelo aumento da concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ e Cl , juntamente com uma capacidade de absorção e atenuação dos resíduos que, quando esgotada, podem levar à lixiviação descontrolada a longo prazo destes contaminantes (Talalaj, 2015; Morello et al., 2016). A recirculação conjunta do concentrado e lixiviado tratado biologicamente foi considerada uma opção melhor do que a alternativa única (He et al., 2015a).

2.2.3 Gestão da escorrência superficial

Nas zonas de intensa pluviosidade ou degelo de neve, a escorrência superficial que esteve em contato com os resíduos pode ser um problema agravado.

Se não for controlada, as elevadas escorrências contaminadas podem entrar diretamente nas águas superficiais, causando, por exemplo, a redução ou morte de populações de peixes (Christensen, 1989).

Soluções como a construção e manutenção de um sistema de valetas periférico de escorrência superficial, para desvio das águas pluviais para fora da área de intervenção e das frentes de trabalho, durante a operação do aterro, conjuntamente com a colocação de cobertura final nas seções completas do aterro e manutenção das mesmas na fase pós encerramento, podem eliminar este problema (Christensen, 1989; Cabeças, 1996). Estas soluções fazem parte do projeto e construção de um aterro RNP.

2.2.4 Sistemas de gestão e tratamento de biogás

A presença de resíduos orgânicos nos aterros de RNP, como nos aterros de RU (e.g. resíduos de cozinha, papel e cartão e resíduos de jardim) envolve, dadas as condições anaeróbias que se formam na massa de resíduos, a produção de biogás, ou no caso de compostos líquidos contidos nos resíduos, a sua volatilização (Christensen, 1989).

O gás produzido, maioritariamente composto por CH_4 e CO_2 , inclui ainda amoníaco/amónia (NH_3), H_2 , monóxido de carbono (CO), H_2S , N_2 e O_2 e cerca de 150 compostos vestigiais (Tchobanoglous et al, 1993; Reinhart e Townsend, 1998).

A pressão é a força motriz de migração do biogás produzido na massa de resíduos. À medida que a pressão aumenta, o gás move-se através de advecção (movimento preferencial bem definido), para zonas de menor pressão (Tchobanoglous et al, 1993; El-Fadel et al., 1997; Townsend et al., 2015).

Atendendo às pressões dentro e fora do aterro, o gás tende a migrar verticalmente para fora do aterro ou lateralmente para o solo envolvente. Os principais impactes associados à produção de gases dos aterros incluem (Christensen, 1989):

- Odores;
- Libertação de gás CH_4 explosivo e/ou inflamável;
- Aspetos de saúde relacionados com certos compostos libertados no biogás;
- Danos na vegetação devido à diminuição de O_2 ao nível das raízes.

A produção de CH_4 nos aterros de RU, resultante da degradação biológica dos resíduos orgânicos, pode prolongar-se por várias décadas. Como principal gás de efeito de estufa, o CH_4 é 27.9 vezes mais prejudicial para a atmosfera que o CO_2 (IPCC, 2021).

Ainda mais, é um gás explosivo, inflamável e fitotóxico. O CH_4 é explosivo quando está presente no ar em concentrações entre 5% e 15%, mas uma vez que a quantidade de oxigénio é reduzida dentro da massa de resíduos, o perigo de explosão do aterro é baixo (Tchobanoglous et al., 1993). No entanto, misturas de metano dentro da zona explosiva podem ocorrer se o metano migrar para fora do aterro e ocorrer mistura com o ar.

O efeito local do CH_4 é, de forma geral, restrito a uma zona de cerca de 120 a 200 metros da vizinhança do aterro (Christensen, 1989; Tchobanoglous et al., 1993).

Com uma densidade menor que o ar, o metano pode acumular por baixo de edifícios, pelo que explosões e incêndios em sistemas de esgotos e caves foram reportadas, em alguns casos com vítimas mortais (Christensen, 1989; Tchobanoglous et al., 1993). De todo o modo, o efeito na vegetação é o mais vulgar e expressivo.

A migração do gás pode deslocar o oxigénio, ou bactérias de oxidação de metano podem usar todo o oxigénio disponível, na zona das raízes das plantas, causando a morte por asfixia da vegetação na imediação do depósito de resíduos (Christensen, 1989; El-Fadel et al., 1997).

O CO₂ emitido, resultante de processos orgânicos é considerado neutro em termos ambientais. Em termos cumulativos o CO₂ é preocupante devido à sua densidade, superior à do ar, tendo tendência a acumular no fundo do aterro.

As concentrações podem ser elevadas nas porções do fundo da massa de resíduos por vários anos (Tchobanoglous et al., 1993).

Sem a utilização de um sistema ativo de proteção ambiental de fundo e de taludes, o CO₂ pode mover-se para o subsolo, principalmente por transporte difusivo através da barreira geológica do aterro, e daí para as águas subterrâneas (Tchobanoglous et al., 1993). O aumento de carbono livre em solução, diminui o pH, aumenta a dureza e causa a dissolução do conteúdo mineral da água subterrânea (Tchobanoglous et al., 1993).

As medidas de controlo e proteção ambiental para fazer face à libertação de biogás para o solo e atmosfera, consistem em sistemas de controlo e recolha e tratamento de biogás (Christensen, 1989, Tchobanoglous et al, 1993; Martinho e Gonçalves, 2000; Townsend et al., 2015, Cabeças, 2020):

- Sistemas de impermeabilização de fundo e taludes, que permitem controlar a migração dos gases para o subsolo e solos adjacentes ao aterro;
- Sistemas de controlo e recolha de biogás através sistemas passivos de ventilação ou de sistemas ativos de extração, para tratamento através de queima ou utilização energética, antes da libertação para a atmosfera;
- Coberturas de solo para minimização e/ou oxidação do biogás que passa o sistema de recolha, antes da libertação para a atmosfera.

No sistema de controlo e recolha de biogás num aterro RNP, o biogás produzido em volumes comprimidos dentro da massa de resíduos, movendo-se para zonas de menor pressão, é recolhido através de caminhos controlados para pontos e drenos de ventilação ou de extração inseridos na massa de resíduos (Tchobanoglous et al, 1993; Townsend et al., 2015).

Os sistemas de controlo podem ser passivos e ativos. Nos sistemas passivos é a pressão gerada pelo biogás que serve como força de geração de fluxo de gás no sistema.

No sistema ativo, energia gerada através de vácuo, gerando pressão negativa por meio de compressores, é utilizada como meio de controlo do sistema (Tchobanoglous et al, 1993).

Os sistemas ativos permitem obter um maior controlo sobre a recolha ou extração do biogás, dado que permitem controlar a pressão no sistema, em especial quando a produção dos gases principais é limitada e a difusão molecular é o principal mecanismo de transporte (Tchobanoglous et al, 1993).

O sistema de recolha de biogás consiste de forma mais eficiente numa combinação de poços de extração verticais e drenos horizontais, compostos por tubos perfurados de PEAD, envolvidos por uma camada de brita, conectados aos drenos horizontais por tubos flexíveis (Martinho e Gonçalves, 2000).

Os poços de extração e os drenos de recolha de biogás são construídos à medida que o enchimento do aterro é executado, sendo a recolha de biogás iniciada e realizada durante a fase de operação.

Como fonte antropogénica de emissões de gases de efeito de estufa (GEE), em especial de CH₄, os aterros são a quarta maior fonte, representando no entanto 1.9% das emissões de GEE em 2020 (Ritchie, 2020), cerca de 1000 MtCO₂e (Climate Watch, 2023).

A tendência mundial tem vindo a ser de crescimento, após uma estabilização na década de 2000 (Figura 2.4).

O sector energético revela uma descida nos anos de 2008, 2009 e 2019, provavelmente devido à crise financeira de 2008 e à pandemia da COVID em 2019.

O sector industrial terá ultrapassado as emissões do sector de resíduos em 2005 (Figura 2.4).

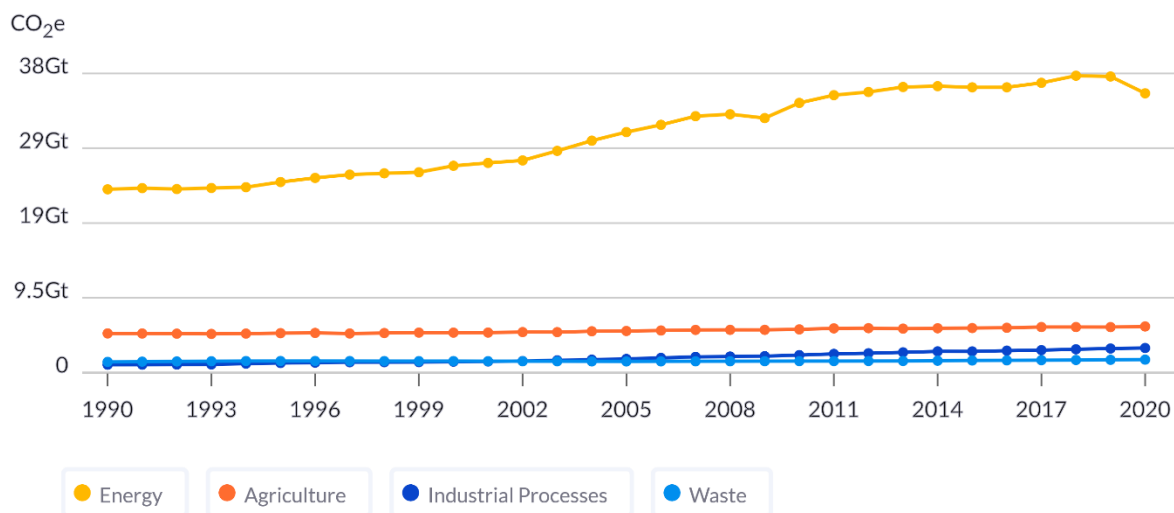


Figura 2.4 – Variação das emissões de GEE desde 1990 e 2020 por sector (Climate Watch, 2023).

Quando avaliamos a situação europeia podemos observar na Figura 2.5 que a tendência de deposição de RU em aterro tem vindo a ser reduzida significativamente em linha com também com a incineração sem aproveitamento energético, entre 1995 e 2021 (Eurostat, 2023).

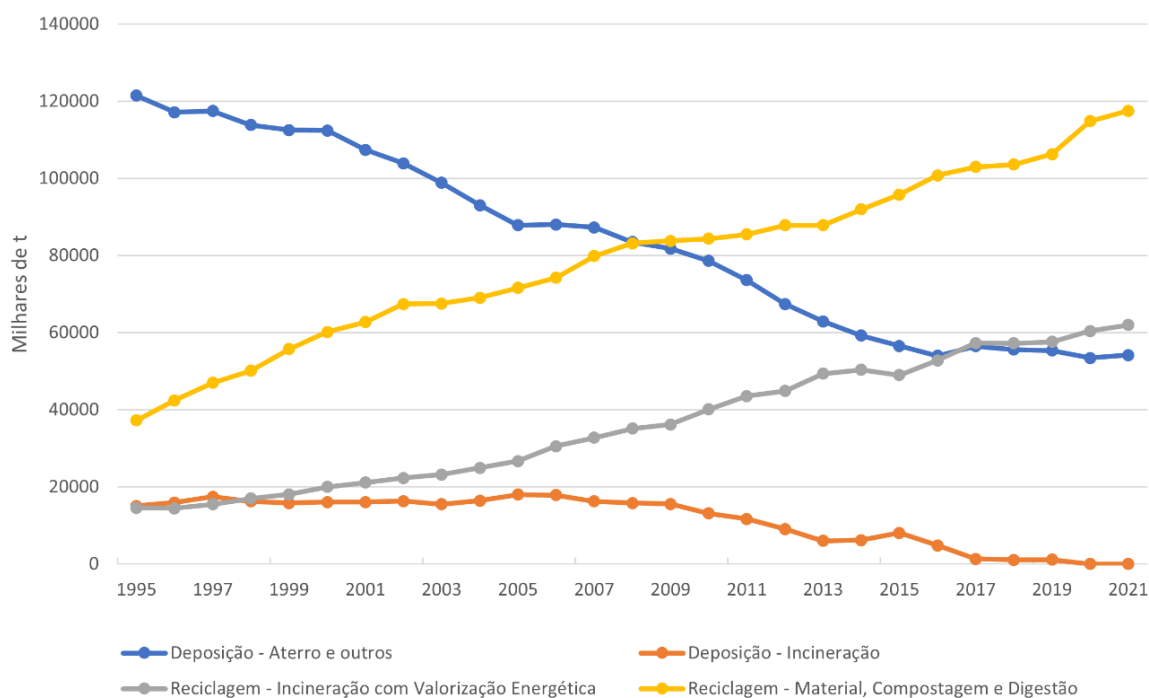


Figura 2.5 – Variação da quantidade de resíduos urbanos tratada por tipo de tratamento na EU-27 entre 1995 e 2021 (Eurostat, 2023)

Apesar da geração de RU no mesmo período ter aumentado cerca de 20% a redução da deposição em aterro reduziu em 55%. Esta redução foi apenas possível pois a reciclagem material, compostagem e digestão mais que quadruplicou e a IVE triplicou, resultados reconhecidos da aplicação da legislação europeia adotada (Eurostat, 2023).

Em termos de biogás, a instalação mandatória de sistemas de tratamento e recuperação permite ainda a reduzir e aproveitar energeticamente os gases produzidos pelos aterros de RU. O biogás deverá ser tratado antes de ser libertado para a atmosfera.

Os sistemas de tratamento de biogás consistem em sistemas de queima ou sistemas de utilização de energia e/ou calor, ou ambos (Tchobanoglous et al., 1993).

Enquanto os sistemas de queima atuais permitem a destruição térmica segura de biogás e outros compostos vestigiais, a evolução do aproveitamento energético tem sido substancial e relevante, com demonstrado sucesso em centenas, senão milhares de aterros, no que se refere à flexibilidade de operação e possibilidade de aumento ou decréscimo da produção em resposta à taxa de recolha de biogás verificada (Townsend et al., 2015).

A flexibilidade e qualidade dos materiais que compõem o sistema de recolha e tratamento de biogás são um fator significativo na manutenção do funcionamento do sistema. Por um lado, para fazer face aos assentamentos verificados na massa de resíduos durante a degradação biológica dos resíduos e, por outro lado, para oferecer resistência aos químicos dissolvidos no condensado do biogás, como os Compostos Orgânicos Voláteis (COV) e H_2S , que se forma quando o gás arrefece na tubagem (Tchobanoglous et al, 1993; Townsend et al., 2015). O condensado é normalmente recolhido e gerido da mesma forma que o lixiviado, podendo em alguns casos ser recirculado para o aterro, tratado na ETAL juntamente com os lixiviados do aterro ou enviado para tratamento fora do local. Em sistemas de utilização de energia mais avançados a purificação e controlo do biogás é necessária para limitar danos e corrosão nos motores e sistemas, bem como para separação dos componentes na recuperação de gases (Tchobanoglous et al., 1993; Townsend et al., 2015).

Os sistemas de aproveitamento energético modernos incluem, por ordem decrescente de complexidade, grau de purificação e investimento (Townsend et al., 2015):

- Sistemas de cogeração (sistemas combinados de eletricidade e calor);
- Motores de ciclo combinados (turbinas de gás e vapor);
- Turbinas de gás;
- Motores de combustão interna;
- Microturbinas;
- Turbinas de vapor/caldeira;
- Motores de mistura.

Como já mencionado, a taxa e tempo de produção de biogás está dependente de vários fatores, dos quais se destacam as condições bióticas e abióticas como o pH, humidade e temperatura da massa dos resíduos, bem como a idade dos resíduos, a forma de deposição das frações de resíduos e o grau de compactação. A produção de biogás segue, em condições normais, um pico inicial de produção elevada, nos primeiros dois anos, seguido de um período de decréscimo que pode durar 25 anos ou mais, dependente das condições de operação e encerramento do aterro (Tchobanoglous et al, 1993).

Na Fase IV, das fases de geração de gases de aterro (capítulo 2.2.1), correspondente à formação de metano, num aterro de RNP com quantidades significativas de resíduos orgânicos, como os aterros de RU, é possível obter uma quantidade e qualidade de metano suficiente no biogás para que o aproveitamento energético de eficiência elevada seja economicamente viável e lucrativo. Numa perceção histórica, a perspetiva de utilização do

biogás para produção de energia, permitiu reduzir o problema de migração do biogás significativamente em muitos aterros (Christensen, 1989).

Após encerramento do aterro de RU, as condições de humidade podem ser reduzidas com a aplicação de uma camada de impermeabilização de topo, reduzindo as condições de degradação biológica e assim de biogás. A quantidade de biogás produzido poderá deixar de ser energeticamente viável. O sistema de extração e tratamento deverá, no entanto, continuar a operar com a queima do biogás se a quantidade for suficiente, ou através de ventilação para a atmosfera quando tal não se verificar.

Mais recentemente, sistemas de cobertura que promovam a oxidação de metano, têm vindo a ser investigados, com a aplicação de coberturas de solo biologicamente ativas, também denominadas de biocoberturas (Stern et al., 2007; Abichou et al., 2009; Hrad et al., 2012). Igualmente, nos casos em que a quantidade de resíduos biodegradáveis depositada seja reduzida ou diminuída ao longo da deposição, sistemas ativos, se a quantidade de gás for suficiente, ou passivos, de tratamento de biogás por meio de biofiltros, tem vindo igualmente a ser implementadas com sucesso (Staub et al., 2011; Ritzkowski e Stegmann, 2012). Outros sistemas de arejamento passivo, através de convecção de temperatura ou de pressão tem vindo também a ser implementados em alguns aterros encerrados na Europa e, ainda, como projetos admissíveis para créditos de carbono nos países em desenvolvimento, como tratamento a longo prazo das emissões de metano (UNFCC, 2011; Ritzkowski e Stegmann, 2012).

Opções de maximização da produção de biogás através da recirculação de lixiviados ou o tratamento alternativo do biogás através do arejamento forçado, ou passivo (semi-aeróbio), da massa dos resíduos, são soluções que podem permitir gerir o aterro de forma mais sustentável em contraste com a operação convencional. Os benefícios ambientais são obtidos em termos de redução de emissões a longo prazo e do período de manutenção da cobertura, sistemas de drenagem e instalações de tratamento, bem como de monitorização das emissões e das águas superficiais e subterrâneas envolventes ao aterro e, ainda da redução do risco de contaminação do solo e águas subterrâneas subjacentes ao aterro (Reinhart e Townsend, 1998; Berge et al., 2005; Reinhart, 2007; Erses et al., 2008; Ritzkowski e Stegmann, 2012). Numa perspetiva de monitorização e manutenção das infraestruturas na fase de pós-encerramento, a produção e qualidade de biogás deverão ser monitorizadas, acrescido da respetiva monitorização e manutenção do sistema de extração ou ventilação de biogás e respetivo tratamento.

2.2.5 Assentamentos

Com os processos de biodegradação da massa de resíduos, a matéria orgânica nos resíduos e lixiviados é convertida em CH_4 e CO_2 , incorrendo na perda de massa e volume dos resíduos. A decomposição dos resíduos aumenta o rácio de vazios e enfraquece a força estrutural da massa de resíduos no aterro, o que leva a uma perda substancial de volume e ocorrência de assentamentos (El-Fadel et al., 1997). Outras causas de perda de volume incluem (El-Fadel et al., 1997):

- Dissolução dos resíduos nos lixiviados;
- Compactação incompleta;
- Movimento de partículas de menores dimensões para zonas de maior vazio criado pelas alterações biológicas e físico-químicas;
- Incêndios subsuperficiais;
- Consolidação ou compressão mecânica devido à espessura e peso dos resíduos;
- Peso dos materiais de construção e estruturas sobre o aterro.

A extensão dos assentamentos depende de vários fatores, nomeadamente a compactação inicial dos resíduos, as características dos resíduos, a taxa de decomposição e os fatores que a afetam, particularmente a humidade, os efeitos de consolidação quando a água e o ar são forçados a sair dos resíduos compactados e da altura de enchimento (Tchobanoglous et al., 1993; El-Fadel et al., 1997).

A perda de massa pode atingir entre 30% a 40% da massa original, ou entre 25% a 50% da altura de enchimento original (Tchobanoglous et al., 1993; El-Fadel et al., 1997).

Tipicamente, 5% a 30% do total dos assentamentos ocorrem durante a fase de operação ou pouco após o encerramento (El-Fadel et al., 1997). Cerca de 40% da altura original do enchimento ocorre a longo prazo e deve-se principalmente à decomposição dos resíduos, ocorrendo gradualmente a uma taxa decrescente durante vários anos, dependente da taxa de decomposição dos resíduos (El-Fadel et al., 1997).

A importância dos assentamentos na estabilidade dos aterros relaciona-se com a utilização do local e possíveis usos após o encerramento do aterro, nomeadamente com a integridade de infraestruturas construídas sobre o mesmo, devido à taxa e magnitude de deformações da cobertura do aterro que sendo frequentemente não uniformes resultam em assentamentos diferenciais (El-Fadel e Khoury, 2000).

Mais ainda, são relevantes os prováveis efeitos em termos ambientais, como o desenvolvimento de rachas e falha do sistema cobertura, incluindo rutura da geomembrana, dano nos sistemas de recolha e drenagem de biogás e lixiviados, assim como o aparecimento de poças superficiais (El-Fadel et al., 1997; El-Fadel e Khoury, 2000).

Neste seguimento, torna-se importante compreender e prever os assentamentos, sendo um ponto-chave no projeto e operação dos aterros e uma parte integral para o encerramento final do aterro e utilização do local (El-Fadel e Khoury, 2000).

O funcionamento do aterro como um biorreator acelera também os assentamentos, quer com a infiltração de líquidos ou ar, devido à aceleração da degradação da matéria orgânica. É conseguido assim mais espaço no aterro que pode ser utilizado para deposição de mais resíduos, ainda na fase de operação ou após encerramento de uma célula.

Na fase de pós-encerramento, a monitorização dos assentamentos do aterro é um fator importante em termos geotécnicos no que se refere à estabilização do aterro e possíveis usos do local, fazendo necessariamente parte do plano de monitorização.

2.2.6 Tipologias de aterros e sustentabilidade

No seguimento dos aspetos e características ambientais e respetivas medidas de proteção ambiental expostas no subcapítulo anterior, é importante diferenciar em termos de critérios específicos as diferentes tipologias de deposição de resíduos no solo que são utilizadas.

Das modalidades de deposição de resíduos no solo já referidas, é possível diferenciarem-se em três tipologias: lixeiras, vazadouros controlados e aterros sanitários.

Para além destas três tipologias existe ainda o armazenamento subterrâneo de resíduos, que consiste na deposição de resíduos em cavidades geológicas profundas, como por exemplo minas de sal ou de fósforo (CE, 1999; CE, 2018).

Na Tabela 2.2 apresentam-se as principais diferenças e componentes de cada tipologia.

Tabela 2.2 - Resumo das características gerais de infraestruturas de confinamento (UNEP, 2005)

Crítérios	Lixeiras	Vazadouros controlados	Aterros sanitários
Localização da infraestrutura	Sem planeamento e por vezes impropriamente localizado	Condições hidrogeológicas consideradas	Local escolhido baseado em fatores ambientais e comunitários
Capacidade	Capacidade do local não é conhecida	Capacidade planeada	Capacidade planeada
Planeamento de células	Não existe planeamento de células Os resíduos são depositados indiscriminadamente A área de trabalho não é controlada	Não existe planeamento de células, mas a área de trabalho é minimizada A deposição só é realizada em áreas designadas	Desenvolvimento de projeto de célula a célula A área de trabalho é confinada à menor área praticável A deposição só é realizada em áreas designadas
Preparação do local	Pouca ou nenhuma preparação do local	Camada de terras no fundo do local Controlo de drenagem e de águas superficiais ao longo da periferia do local	Preparação extensa do local
Gestão de lixiviados	Sem gestão de lixiviados	Gestão parcial de lixiviados	Gestão total dos lixiviados
Gestão de biogás	Sem gestão de biogás	Nenhuma ou parcial gestão de biogás	Gestão total do biogás
Aplicação de terras de cobertura	Nenhuma ou ocasional cobertura dos resíduos	Cobertura dos resíduos efetuada regularmente, mas não diariamente	Cobertura de solo diária, intermediária e final
Compactação de resíduos	Nenhuma compactação de resíduos	Compactação de resíduos em alguns casos	Compactação dos resíduos
Manutenção da estrada de acesso	Sem manutenção adequada da estrada de acesso	Manutenção limitada da estrada de acesso	Desenvolvimento total e manutenção das estradas de acesso
Vedação	Sem vedação	Com vedação	Vedação segura com portão
Entrada de resíduos	Nenhum controlo sobre a quantidade e/ou composição dos resíduos depositados	Nenhum ou parcial controlo sobre a quantidade resíduos depositados, mas os resíduos aceites são limitados a RU	Controlo completo sobre a quantidade e composição dos resíduos que entram Provisões especiais para tipos específicos de resíduos
Manutenção de registos	Sem registo	Registo básico	Registo completo dos volumes, tipos e origem dos resíduos e de eventos/atividades no local
Remoção de resíduos	Remoção de resíduos por removedores de lixo	Controlo da remoção e negociação de resíduos	Nenhuma remoção e negociação de resíduos do local
Encerramento	Sem encerramento adequado do local após finalização das operações	Atividades de encerramento limitadas a cobertura de solo compactada ou não, e replantação de vegetação	Gestão completa do encerramento e pós-encerramento
Custos	Investimento inicial baixo, elevados custos a longo-prazo	Investimento inicial baixo a moderado, elevados custos a longo-prazo	Elevados custos iniciais, operacionais e de manutenção, custos moderados a longo-prazo
Impactes na saúde pública e no ambiente	Potencial elevado de fogos e impactes adversos na saúde pública e no ambiente	Riscos menores de impactes adversos na saúde pública e no ambiente comparado com lixeiras	Riscos reduzidos de impactes na saúde pública e no ambiente

Em termos de aterros projetados ou operados por forma a aumentar a estabilização dos resíduos, considera-se como “convencionais” os aterros sanitários nos quais as condições de humidade são reduzidas significativamente após o encerramento, com a implementação de telas de impermeabilização de topo, com a consequente redução da biodegradação de resíduos e de emissões, sendo inexistentes operações de intensificação da degradação biológica e química dos resíduos (Townsend et al., 2015). Para acelerar a estabilização de aterros de RU e simultaneamente tratar os lixiviados e o biogás produzidos, se produzido, a infiltração controlada de humidade no aterro e/ou de ar no aterro, permitem criar condições de funcionamento do aterro como um biorreator.

Desta forma, é possível promover a melhoria da qualidade dos lixiviados, o aumento da produção de biogás ou redução das emissões de metano (i.e. em condições aeróbias), recuperação de espaço no aterro e redução do período de monitorização pós-encerramento (Hupe et al., 2003; Stegmann et al. 2005, Cestaro et al., 2007; Ritzkowski e Stegmann, 2012).

Dentro da aplicação destas tecnologias o funcionamento de um aterro de RNP pode ser classificado de acordo com o funcionamento de estabilização biológica, conseguida através da infiltração de água, por meio de recirculação de lixiviados e outros líquidos, em condições anaeróbias (biorreator anaeróbio) e aeróbias (i.e. biorreator híbrido), com tratamento parcial externo através de nitrificação prévia do lixiviado (i.e. biorreator facultativo) ou apenas adição forçada ou passiva de ar no aterro (i.e. biorreator aeróbio) (Berge et al., 2005; Batarseh et al., 2010).

Na Figura 2.6 apresentam-se diagramas do funcionamento de aterros biorreatores anaeróbios e aeróbios ou híbridos (topo) e em modo facultativo em que os lixiviados são previamente sujeitos a tratamento biológico de nitrificação do azoto amoniacal a nitrato, na ETAL para posterior reinjecção com outros líquidos no aterro (US EPA e OLEM, 2016).

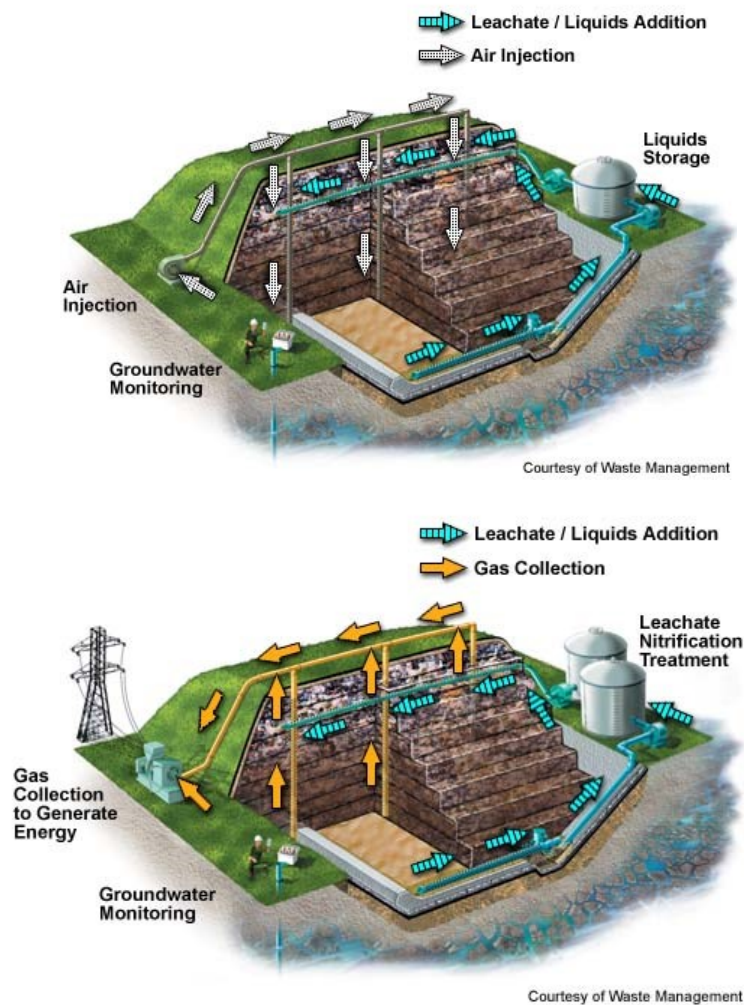


Figura 2.6 – Diagramas de aterros biorreatores híbrido (topo) e facultativo (baixo) (US EPA e OLEM, 2016).

Em termos de aplicação, o aterro biorreator anaeróbio é o mais aplicado e desenvolvido das técnicas de estabilização de aterros (Townsend et al., 2015). Em termos de sustentabilidade a longo prazo, estas tecnologias têm vindo a ser aplicadas como forma de reduzir o tempo de estabilização dos aterros e antigas lixeiras (Ritzkowski e Stegmann, 2012; Raga e Cossu, 2014; Raga et al., 2015; Townsend et al., 2015).

2.3 Modelos de previsão de emissões e avaliação ambiental e económica

Diversos modelos e aplicações para avaliação e gestão ambiental de aterros de resíduos tem vindo a ser desenvolvidos e aplicados nas últimas décadas, na sua maioria baseados em dados laboratoriais, piloto e de aterros reais, ou de simulação probabilística.

Os mais relevantes para o projeto e gestão de aterros concernem os relativos à produção e qualidade de lixiviados, de biogás e assentamentos da massa de resíduos. As diversas metodologias de AA têm vindo a ser utilizadas como forma alternativa de previsão de diversos parâmetros na área da deposição em aterro. Em termos de avaliação ambiental e económica, estes modelos incluem ACV, AR e AE para estudos de tecnologias de gestão de resíduos ou cenários específicos de gestão de aterros.

Dentro do âmbito deste capítulo, os modelos mais utilizados são identificados e brevemente analisados tendo por base a revisão de publicações científicas, ao nível biogás, de lixiviados, AA, avaliação económica e ambiental, incluindo considerações relativas à análise de sensibilidade e incerteza associadas.

2.3.1 Biogás

O biogás produzido nos aterros de resíduos urbanos é maioritariamente composto por metano, dióxido de carbono e outros compostos vestigiais, durante a fase metanogénica, como referido no capítulo 2.2.1. O gás metano (e.g. 40 a 60% do biogás) é a maior preocupação nas emissões atmosféricas dos aterros, uma vez que tem 27.9 vezes o potencial de aquecimento global do dióxido de carbono a 100 anos (IPPC, 2021). É também uma fonte de potencial energético, com um valor energético de 18 a 22 MJ/m³, para valorização do biogás produzido em aterros de RU, opção com incentivos económicos que tem sido utilizada internacionalmente (Spokas et al., 2006).

Como uma fonte difusa de emissões, com alta variabilidade espacial e temporal, não é fácil a sua medição, sendo essencial a quantificação por países, ou por aterros, numa perspetiva de determinação de medidas de minimização e redução de emissões de metano (Sharff e Jacobs, 2006). Diversos modelos têm vindo a ser desenvolvidos para determinar a quantidade e qualidade do biogás durante o tempo de vida do aterro, nos quais se incluem modelos de

ordem zero, de primeira ordem, modelos de segunda ordem e modelos numéricos baseados na cinética de Monod.

Revisões e orientações sobre a modelação de biogás têm sido apresentadas nos últimos anos (e.g. Sharff e Jacobs, 2006; Thompson et al., 2009; Amini et al., 2012; Ishii e Furuichi, 2013; Mou et al., 2015). Os modelos mais utilizados em termos de modelação técnica e de reporte de emissões nacionais, revistos nos artigos científicos referidos, são modelos de cinética de primeira ordem, nomeadamente (Sharff e Jacobs, 2006; Ishii e Furuichi, 2013; Mou et al., 2015):

- Modelo IPPC (IPPC, 2019)
- First order model (TNO) (Oonk et al., 1994; Oonk e Boom, 1995; Oonk, 2010)
- Simple and Multi-phase model (Avalzorg, 2023)
- LandGEM (US-EPA) (US-EPA, 2005, 2020)
- GasSim (Environment Agency UK e Golder Associates) (Gregory et al., 2003)
- EPER model França (ADEME) (Sharff e Jacobs, 2006)
- EPER model Bélgica (ADEME) (Thompson et al., 2009)
- EPER model Alemanha (Umwelt Bundesamt) (Sharff e Jacobs, 2006)
- México Landfill Gas Model (SCS Engineers, 2009)
- Colômbia Landfill Gas Model (SCS Engineers, 2010)
- Central and Eastern Europe Landfill Gas Model (SCS Engineers, 2014)

Os modelos de degradação de substrato ou produção de biogás são aplicados independentemente a parcelas de resíduos, considerando a quantidade de RU depositados numa camada de resíduos ou em cada ano (Andreottola et al., 2019). A produção total de biogás é obtida pela soma de todas as parcelas independentes.

Nos modelos de cinética de primeira ordem o fator limitante é a quantidade de substrato restante ou a quantidade de biogás já produzida, comparativamente a outros fatores com a humidade e a disponibilidade de nutrientes (Andreottola et al., 2019). No entanto, em muitos casos o fator limitante poderá ser o conteúdo de água, que tem um papel relevante na hidrólise da matéria orgânica (Andreottola et al., 2019). As principais variáveis nas equações de cinética de primeira ordem são a taxa de produção de biogás, k (anos^{-1}) e o tempo de semivida ($T_{0,5}$), o potencial de produção de metano (L_0), e o tempo de atraso de produção de biogás.

A taxa de produção de biogás, k , pode estar associada a diferentes classes de componentes de resíduos biodegradáveis, diferentes zonas climáticas, e/ou diferentes tipos de operação dos aterros. O tempo de produção pode ser estimado a partir do tempo de

semivida ($T_{0,5}$), o tempo em que a produção de biogás iguala metade da produção total e que está ligado ao k (Equação 2.1). O potencial de produção de metano (L_0) varia de modelo para modelo, mas está dependente do tipo de resíduos e composição. O tempo de atraso refere-se ao tempo que demora entre a deposição de resíduos até ao começo de produção significativa de produção de biogás.

$$T_{(0,5)i} = \frac{\ln 2}{k_i} \quad \text{Equação 2.1}$$

Os modelos mais utilizados para determinação da produção e qualidade de biogás são os modelos do IPCC e do LandGEM.

2.3.1.1 Modelo IPCC

O modelo do IPCC (2019) é o modelo utilizado para reporte dos GEE, no âmbito do Inventário Nacional de Emissões por Fontes e Remoção por Sumidouros de Poluentes Atmosféricos (INERPA) (APA, 2023b). O IPCC (2006), com uma ferramenta de cálculo em formato Microsoft Excel, foi melhorado pelo Refinamento das Diretrizes do IPCC de 2006 para Inventários Nacionais de Gases com Efeito de Estufa 2019 (IPCC, 2019). O modelo é baseado na decomposição de primeira ordem (DPO) e apresenta três níveis de utilização com crescente complexidade nos dados de entrada (IPCC, 2006, 2019).

No modelo de resíduos do IPCC, a formação de CH_4 é calculada separadamente para cada ano de deposição, e a quantidade total de CH_4 gerada é encontrada pelo somatório no final dos anos. O potencial de CH_4 produzido ao longo dos anos pode ser estimado com base nas quantidades, na composição dos resíduos depositados e nas práticas de gestão de resíduos nos aterros. A base para o cálculo é a quantidade de CODD_m, de acordo com a Equação 2.2 (IPCC, 2006). O CODD_m é a parte do carbono orgânico que se degradará nas condições anaeróbias dos aterros.

$$CODD_m = R \cdot COD_{deg} \cdot COD_{deg_f} \cdot FCM \quad \text{Equação 2.2}$$

Onde:

CODDm	=	massa de carbono orgânico degradável que pode ser decomposta, t
R	=	massa de resíduos depositada, t
CODeg	=	massa de carbono orgânico degradável no ano de deposição, fração, t C/t resíduos
CODegf	=	fração de CODeg que pode decompor-se, fração
FCM	=	fator de correção de metano para a decomposição aeróbia no ano deposição, fração

Na versão atualizada (IPCC, 2019), foi tida em consideração a utilização do arejamento ou a estabilização aeróbia de aterros geridos em grande escala como uma medida de redução de emissões e estabilização dos aterros (e.g., Alemanha e Estados Unidos). De acordo com IPCC (2019) a taxa de decomposição da matéria orgânica em condições aeróbias é cerca de três a quatro vezes superior à das condições anaeróbias (Ishigaki et al. 2003; Ritzkowski e Stegmann, 2012). A rápida decomposição aeróbia reduz o CODeg disponível para a decomposição anaeróbia.

Teoricamente, é possível expressar a decomposição aeróbia do CODeg através do modelo IPCC 2006, no entanto, a adição de reações de decomposição aeróbia de COD torná-lo-ia complexo (IPCC, 2019). Desta forma, o FCM foi introduzido para exprimir a parte dos resíduos que é decomposta em condições aeróbias. Esta ideia também foi alargada para a gestão aeróbia contínua em aterros com gestão semi-aeróbia nas Diretrizes IPCC de 2006, embora defina a FCM como uma parte dos resíduos que se decompõe em condições aeróbias (antes de as condições se tornarem anaeróbias) em aterros (IPCC, 2019). Neste contexto, as emissões de CH₄ provenientes do arejamento ativo de aterros geridos são também estimadas pelo método IPCC introduzindo valores específicos de FCM (IPCC, 2019).

Embora o potencial de geração de CH₄ (L₀) não seja utilizado explicitamente nas presentes diretrizes, L₀ pode ser calculado através da Equação 2.3 (IPCC, 2019).

$$L_0 = CODDm \cdot F \cdot \frac{16}{12} \quad \text{Equação 2.3}$$

Onde:

L ₀	=	Potencial de produção de metano, t CH ₄
CODDm	=	massa de CODeg que pode ser decomposta, t
F	=	fração de CH ₄ no biogás produzido, fração em volume (predefinição: 0,5)
16/12	=	rácio peso molecular CH ₄ /C, fração

As emissões de CH₄, como resultado da degradação de material orgânico em condições anaeróbicas provenientes da deposição de resíduos sólidos, num único ano podem ser estimadas utilizando a equação 2.4 (IPCC, 2019). Uma parte do CH₄ produzido é oxidada na cobertura do aterro, ou pode ser recuperada para fins energéticos ou para queima. O CH₄ realmente emitido pelo aterro será, portanto, menor do que a quantidade produzida (IPCC, 2019).

$$Emissões\ de\ CH_4 = [\sum_x CH_4\ produzido_{x,T} - R_T] \cdot (1 - OX_T) \quad \text{Equação 2.4}$$

Onde:

Emissões de CH ₄	=	CH ₄ emitido no ano <i>T</i> , t CH ₄
<i>T</i>	=	ano de inventário, t
<i>x</i>	=	categoria de resíduo ou tipo de material
<i>R_T</i>	=	CH ₄ recuperado no ano <i>T</i> , t CH ₄
<i>OX_T</i>	=	fator de oxidação no ano <i>T</i> , fração

O conceito básico da DPO é a quantidade em massa de carbono orgânico degradável que pode ser decomposta (CODDm) em condições anaeróbicas no aterro (IPCC, 2006). O CODDm decomposto é sempre proporcional à quantidade de reagente (CODDm). Isto significa que o tempo de deposição do CODDm é irrelevante para a quantidade de CH₄ gerado em cada ano, é apenas o total de CODDm que permanece no local (IPCC, 2019). Isto também significa que, quando sabemos a quantidade de material em decomposição no aterro no início do ano, cada ano pode ser considerado como o ano número um no método de estimativa, e os cálculos básicos de primeira ordem podem ser efetuados por duas equações: Equação 2.5 (CODDm acumulado no aterro ao fim do ano *T*) e 2.6 (CODDm decomposto ao fim do ano *T*), com a reação de decomposição a começar no dia 1 de janeiro do ano seguinte à deposição (IPCC, 2019). O método pode ser ajustado para datas de início da reação anteriores a 1 de janeiro do ano seguinte à deposição (IPCC, 2019).

$$CODD_{ma_T} = CODD_{md_T} + (CODD_{ma_{T-1}} \cdot e^{-k}) \quad \text{Equação 2.5}$$

$$CODD_{m\ decomp_T} = CODD_{ma_{T-1}} \cdot (1 - e^{-k}) \quad \text{Equação 2.6}$$

Onde:

T	=	ano de inventário
CODD _{mat}	=	CODDm acumulada no aterro no final do ano T, t
CODD _{mat-1}	=	CODDm acumulada no aterro no final do ano $T-1, t$
CODD _{mdr}	=	CODDm depositada no aterro no ano T, t
CODD _{m decomp_T}	=	CODDm decomposta no aterro no ano T, t
k	=	Taxa de produção, $k=\ln(2)/t_{1/2}$, anos ⁻¹
$t_{1/2}$	=	Tempo de semivida, anos

A quantidade de CH₄ produzida a partir de material que pode ser decomposto é definida na Equação 2.7.

$$CH_4 \text{ produzido}_T = CODD_{m \text{ decomp}_T} \cdot F \cdot \frac{16}{12} \quad \text{Equação 2.7}$$

Onde:

CH ₄ produzido _T	=	quantidade de CH ₄ produzido pelo material decomposto no ano T, t CH ₄
CODD _{m decomp_T}	=	massa de CODD decomposta no ano T, t
F	=	fração de CH ₄ no biogás produzido, fração em volume (predefinição: 0,5)
16/12	=	rácio peso molecular CH ₄ /C, fração

No âmbito do INERPA, a APA (2023b) utilizou os dados meteorológicos definidos pelo IPCC (2006) para determinar geograficamente o k para cada aterro em Portugal continental (Figura 2.7), sendo 0,07 anos⁻¹ a média para as condições médias para todos os aterros.

Comparativamente ao LandGEM, o modelo IPCC calcula o metano produzido em unidades de massa, não sendo necessário mais cálculos relativos a conversões de volume para massa e permite aplicar diretamente os resultados no cálculo das emissões de GEE em toneladas métricas (Andreottola et al., 2019).

2.3.1.2 Modelo LandGEM

O Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) “é uma ferramenta de estimativa automatizada com uma interface no Microsoft ExcelTM que pode ser utilizada para estimar as taxas de emissão para o total de gases de aterro, metano, dióxido de carbono, compostos orgânicos voláteis não metânicos (COVNM) e poluentes atmosféricos individuais provenientes de aterros de RU” (USEPA, 2005). O modelo foi desenvolvido pelo Clean Air Technology Center da US EPA, tendo a versão 3.03 sido apresentada em 2020.



Figura 2.7 - Localização geográfica dos aterros e condições climáticas (APA, 2023b).

O modelo utiliza a equação da reação de DPO, para estimar emissões de biogás durante o tempo estipulado, com os parâmetros k e L_0 escolhidos, de acordo com a Equação 2.8.

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 k \cdot L_0 \cdot \left(\frac{M_i}{10}\right) \cdot e^{-k \cdot t_{i,j}} \quad \text{Equação 2.8}$$

Onde:

Q_{CH_4}	=	quantidade de CH_4 produzido no ano de cálculo, $m^3 CH_4/ano$
i	=	um ano de incremento de tempo
n	=	(ano de cálculo) – (ano inicial de deposição)
j	=	0,1 ano de incremento de tempo
k	=	taxa de produção de metano, ano^{-1}
L_0	=	capacidade potencial de produção de metano, $m^3 CH_4/t$
M_i	=	massa de resíduos depositados no ano i
t_{ij}	=	Idade da secção j de massa M_i depositada no ano i

A taxa de produção de metano (k) representa a taxa de produção de metano para a massa depositada no aterro. Quanto mais elevada, mais rapidamente a taxa de produção de metano aumenta (i.e., desde que o aterro continue a receber resíduos) e depois diminui com o tempo (USEPA, 2005; LMOP, 2021). A taxa de produção de metano está relacionada com a humidade dos resíduos, a disponibilidade de nutrientes para os microrganismos de decomposição anaeróbia, com o pH e a temperatura da massa de resíduos (USEPA, 2005; LMOP, 2021). O valor pré-definido para k é de $0,05\text{ anos}^{-1}$, no entanto valores para áreas mais secas, com precipitações anuais inferiores a 625 mm/ano , devem ser utilizados valores mais baixos (i.e., $0,02\text{ anos}^{-1}$) (USEPA, 2005; Andreottola et al., 2019).

O potencial de produção de metano (L_0) depende apenas no tipo e composição de resíduos depositados no aterro, exceto em climas secos, onde a falta de humidade pode limitar a produção de metano. Os valores pré-definidos no LandGEM relativos aos RU são 100 ou $170\text{ m}^3/t$ (USEPA, 2005).

Apesar da incerteza obtida através dos 21 aterros utilizados para validação do LandGEM, entre 38% e 492% da emissões de metano reais (Andreottola et al., 2019), o LandGEM continua a ser um dos modelos mais utilizados para prever a produção de biogás para diversas aplicações, principalmente para projetos de recuperação e valorização de biogás. O Landfill Outreach Methane Program (LMOP) da USA EPA, tem desenvolvido estudos e ferramentas de cálculo económico para este tipos de projetos (LMOP, 2021), tendo como base o LandGEM. Para a redução da incerteza, modelos específicos do LandGEM adaptados a zonas específicas têm vindo a ser desenvolvidos e avaliados pelo LMOP, nomeadamente para a América Central, Colômbia e Equador, México, China, Filipinas, Tailândia e Ucrânia (Andreottola et al., 2019; Rafey, 2023).

2.3.1.3 Modelos numéricos

Modelos numéricos têm vindo a ser desenvolvidos nomeadamente por El Fadel (1996a, 1996b) e Hashemi (2002), bem como modelos acoplados com previsão de lixiviados (Kindlein et al. 2006; White et al, 2014; Feng e Zheng, 2015). No entanto, aumentar a modelação de cinética de primeira ordem para segunda ordem torna o procedimento mais complicado e o aumento de precisão poderá não o justificar (Oonk et al., 1994).

De acordo com os autores referenciados por Sharff e Jacobs (2012) e a análise realizada por Thompson et al. (2009), os modelos de biogás são maioritariamente criticados por baixa precisão e validação insuficiente, uma vez que a maioria dos resultados não foram avaliados com dados de recolha de biogás reais. Com preocupações relativamente às significativas variações dos resultados obtidos entre os modelos, apesar de apenas três aterros terem sido investigados por Sharff e Jacobs (2012), os autores concluem que existe uma necessidade de harmonização destes modelos, especialmente para uma melhor representação de dados de futuras emissões em termos de comparabilidade e reporte de emissões. Por outro lado, dada a incerteza nos parâmetros, as previsões dos modelos são em média mais baixas do que a recolha real, ocorrendo ainda um aumento de incerteza com o período de tempo considerado na análise (Amini et al., 2012).

Numa perspetiva sustentável de modelação de aterros, o aumento dos dados de entrada sobre as características e tipologia do aterro, composição de resíduos, dados meteorológicos e outros parâmetros operacionais mais específicos e sua variação temporal, acoplado à validação do modelo através de dados históricos (e.g. numa abordagem mais detalhada ou hierárquica), a incerteza poderá ser reduzida e a valores de base mais sólidos de parâmetros poderem ser utilizados, quer em modelos de primeira ordem, quer em modelos mais complexos como modelos numéricos.

2.3.2 Lixiviados

A estimativa da produção de lixiviados tem sido concretizada através de métodos de balanço hídrico onde a quantidade de lixiviados pode ser estimada através do volume de água que entra e sai do sistema do aterro (Qasim e Chiang, 1994). Como já referido no ponto 2.2.2, os lixiviados ou águas lixivantes são definidos como o líquido que percola através dos resíduos quando os mesmos são expostos a água, seja através de precipitação que atinge a área do

aterro, o fluxo de águas subterrâneas ou superficiais ou de humidade contida nos resíduos, e que extrai os materiais dissolvidos ou suspensos da massa de resíduos (Tchobanoglous et al., 1993; Townsend et al., 2015).

A produção de lixiviados inicia-se geralmente pouco tempo após a deposição dos resíduos, sendo a quantidade de lixiviado gerado específica do local e dependente das condições meteorológicas, no que respeita a disponibilidade de água, assim como das características dos resíduos, da superfície do aterro em termos de características da cobertura, incluindo o método de impermeabilização do aterro (Canziani e Cossu, 1989; Tchobanoglous et al., 1993; El-Fadel et al., 1997; Martinho e Gonçalves, 2000). No método de balanço hídrico, a produção de lixiviados pode ser calculada, através das expressões apresentadas na Figura 2.8.

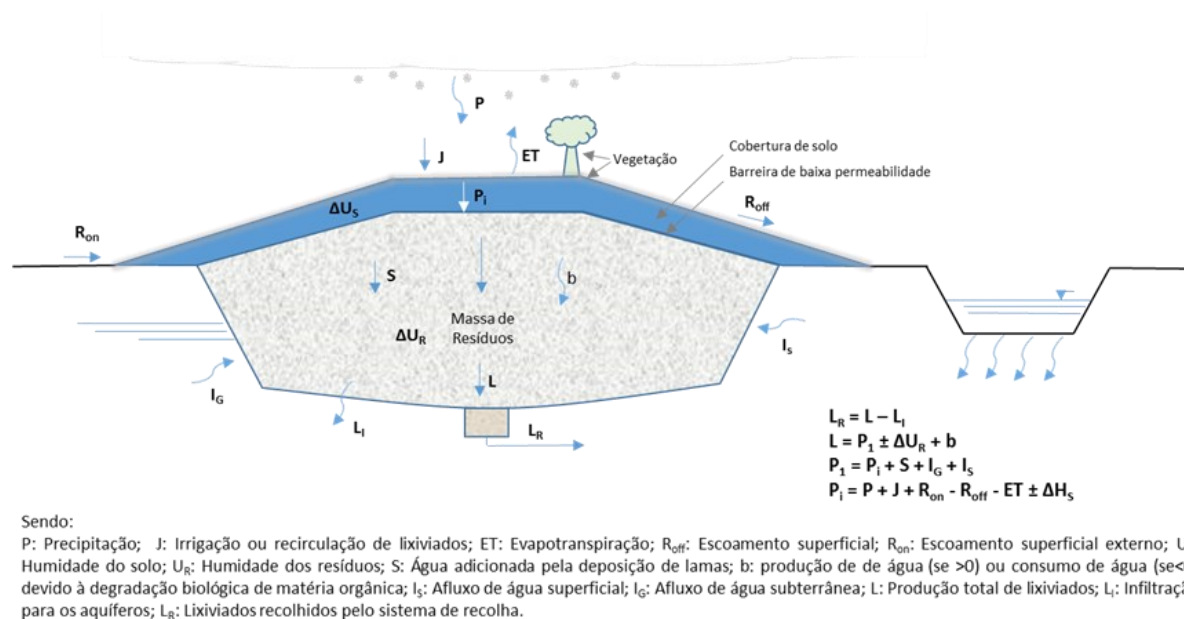


Figura 2.8 - Esquema do balanço hídrico num aterro sanitário encerrado com sistema de recolha de lixiviados (Adaptado de Canziani e Cossu, 1989; Martinho e Gonçalves, 2000; Martinho et al., 2008).

A percolação da água no aterro é realizada essencialmente pela cobertura superficial e pela massa de resíduos. Numa base hidrogeológica, o crescimento de vegetação na cobertura final é responsável pela perda de água para a atmosfera através de evapotranspiração, o que por sua vez é superior à que ocorreria por evaporação do solo sem vegetação (Canziani e Cossu, 1989). Nesta perspetiva torna-se necessário fazer uma distinção entre a cobertura diária de aterros em operação e a cobertura temporária com a cobertura final e integração

paisagística de aterros encerrados, sendo este último caso a mais referenciada (Canziani e Cossu, 1989).

O cálculo da evapotranspiração pode ser realizado através de diversas fórmulas empíricas e semi-empíricas. Na Europa, o método mais aplicado é o de Thorntwaite-Mather para determinação da evapotranspiração efetiva em aterros encerrados, cobertos com solo e restabelecidos como solo para agricultura (Canziani e Cossu, 1989). Este método tem em conta, a temperatura média mensal, o índice térmico anual e um coeficiente de correção mensal que tem em conta a variação de duração diurna por latitude. O método de Penman, por outro lado, incorpora dados meteorológicos diários mais detalhados como a humidade do ar e o vento, bem como número de horas de luz diários e temperatura média para a latitude do local (Canziani e Cossu, 1989; Khire et al., 1997). A vantagem do método de Penman é que a informação pode ser obtida através de estações meteorológicas próximas ou no local, potencializando o controlo entre os dados estimados e medidos (Canziani e Cossu, 1989).

A água que é infiltrada através da superfície do aterro tende a ser absorvida pelos resíduos até que a capacidade de campo é atingida. A humidade dos resíduos e a capacidade de campo são fatores relevantes na qualidade e no tempo de aparecimento de lixiviados, no que concerne à capacidade limite dos resíduos de absorverem água, a partir da qual a água em excesso percola pela massa de resíduos, inicialmente em condições insaturadas e, finalmente, quando a infiltração de água for suficiente, em condições saturadas. (Canziani e Cossu, 1989; Bicudo, 1996; Martinho e Gonçalves, 2000).

Num aterro de RU, assumindo neste caso que não é realizada a recirculação de lixiviados, (J) ou deposição de lamas no aterro (S), o escoamento superficial externo (Roff), o afluxo de águas superficiais (IS) e de águas subterrâneas (IG), bem como a infiltração de lixiviados para os aquíferos (LI) são controlados ou evitados com a existência de valas de drenagem de águas pluviais na periferia do aterro, cobertura de solo e pela impermeabilização de fundo e dos taludes do aterro, durante o tempo de vida das barreiras de proteção. Assim sendo, e em especial para aterros em operação, as componentes principais do balanço hídrico expressas na Figura 2.8, podem ser de forma simplificada reduzidas para (Canziani e Cossu, 1989; Martinho e Gonçalves, 2000):

$$L = P - ET - R_{off}$$

Equação 2.9

Onde:

L = Lixiviados (mm)

P = Precipitação acumulada (mm)

ET = Evapotranspiração média (mm)

R_{off} = Escoamento superficial (mm)

O escoamento superficial (R_{off}) pode ser determinado por vários métodos, sendo os mais utilizados o método racional e o método da curva de infiltração (Canziani e Cossu, 1989). No método racional, R_{off} é determinado através da multiplicação da precipitação acumulada com o coeficiente de escoamento superficial, este último dependente da natureza do solo, declive do local e presença e tipo de vegetação (Canziani e Cossu, 1989). Com o método da curva de infiltração são necessários dados diários de precipitação, sendo possível calcular o escoamento superficial em função de qualquer intensidade de precipitação em qualquer evento, através de parâmetros específicos referentes ao tipo de solo, humidade, declive e vegetação, entre outros. Enquanto o método racional é mais apropriado para longos períodos de tempo, o método da curva de infiltração é recomendado para cálculo de flutuações de escoamento superficial diárias (Canziani e Cossu, 1989).

A massa de resíduos pode ser considerada como um solo com características específicas, nomeadamente com percentagens elevadas de resíduos orgânicos, aos quais parâmetros globais geralmente utilizados nos solos, como o peso específico, densidade, humidade, entre outros, podem ser aplicados aos resíduos (Canziani e Cossu, 1989). Em termos de humidade, é possível fazer uma analogia dos resíduos com solo solto. A diferença da capacidade de campo e a humidade inicial dos resíduos após o enchimento do aterro pode ser definida como a capacidade absorvente ou capacidade hidráulica dos resíduos (Canziani e Cossu, 1989).

Os mecanismos principais na retenção de água na massa de resíduos respeitam principalmente a absorção física da água na massa de resíduos através de capilaridade e a absorção aparente da água em vazios na massa de resíduos (Blackey, 1992; Martinho e Gonçalves, 2000). Em termos de qualidade dos lixiviados no que se refere à transferência de massa dos resíduos para os lixiviados, os principais mecanismos são relacionados com a hidrólise dos resíduos e a degradação biológica, a solubilização de sais contidos nos resíduos e o transporte de material particulado (Andreottola e Cannas, 1992; Martinho e Gonçalves, 2000).

O movimento de água nos resíduos pode ser maioritariamente caracterizado como um fluxo insaturado, com exceção dos lixiviados acumulados acima de zonas impermeáveis e na base do aterro, condições de irrigação ou recirculação de lixiviados, assim como condições inerentes à humidade dos resíduos ou de precipitação, com elevados níveis de humidade em algumas zonas do aterro (Reinhart e Townsend, 1998; Townsend et al., 2015). A lei de Darcy é utilizada para descrever o fluxo insaturado e saturado de fluídos através de meios porosos, sendo aplicada no movimento de humidade na massa de resíduos de aterros. Com o estabelecimento da equação que governa o fluxo de humidade no aterro é possível resolvê-la para obter um movimento de humidade resultante, através das camadas de resíduos desde a cobertura até à base, com diferentes tipos de sistemas de impermeabilização e coberturas de solo ou outros cenários específicos e condições de limite (Townsend et al., 2015). Apesar de, em alguns casos, ser possível resolver a equação de forma analítica, a complexidade de alguns problemas requer a utilização de modelos numéricos (Townsend et al., 2015).

Por forma a simular e prever a quantidade de lixiviados produzidos nos aterros diferentes modelos tem vindo a ser desenvolvidos, como o "Water Balance Model (WBM)" (Fenn et al., 1975) e numa forma mais complexa com a utilização de modelação numérica de transporte e migração através do solo e da massa de resíduos o "Hydrologic Simulation of Solid Waste Disposal Sites (HSSWDS) Model" (Perrier e Gibson, 1981), o "Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model" (Schoeder et al., 1994; EPA, 2020), UNSAT-H (Khire et al., 1997) e o Landsim (Environment Agency, 1996).

O modelo HELP tem sido o mais frequentemente utilizado por engenheiros na América do Norte para estimar a produção de lixiviados em aterros sanitários em função de dados meteorológicos fornecidos pelo programa específicos para a zona (McBean et al., 1995; Reinhart e Townsend, 1998; Yuen et al., 2001; Dho et al., 2002; Townsend et al., 2015; Podlasek, 2022). O HELP foi desenvolvido para realizar análises de balanços hídricos de aterros, de sistemas de cobertura com diversas combinações de vegetação, solos de cobertura, células de resíduos camadas de drenagem lateral barreiras de solo de baixa permeabilidade e geomembranas, incluindo simulação de ruturas (Schoeder et al., 1994).

Berger (2015) fez uma revisão histórica e validação do HELP e revelou planos de avanço em termos de percolação e evapotranspiração para a versão seguinte. O modelo está preparado para utilização de dados meteorológicos e de camadas de vegetação, entre outros aspetos, específicos para a América do Norte. Neste sentido, outras versões melhoradas como o Visual HELP ou o HELP 3.95 D foram desenvolvidas separadamente, havendo ainda algumas

limitações ao nível validação com dados reais (Berger, 2015). Atualmente, desde 2020, está disponível a versão 4.0, em Microsoft Excel™. Esta versão é mais simples de utilizar comparativamente às versões anteriores, que eram versões programáticas, mas é centrada no caso particular nos Estados Unidos da América (EUA).

O Landsim é, por outro lado, um modelo probabilístico desenvolvido pela Environment Agency do Reino Unido para avaliação de risco de aterros para as águas subterrâneas (Environment Agency, 1996, 2003). É maioritariamente destinado para avaliar a diversidade de sistemas de impermeabilização e sistemas de recolha de lixiviados existentes, bem como dos diferentes regimes geológicos e hidrogeológicos subjacentes ao aterro que têm de ser considerados a nível de licenciamento (Environment Agency, 1996, 2003). Outros modelos desenvolvidos mais recentemente incluem o MODUELO (Lobo et al., 2002; Lobo e Monzón, 2007), MWBM (Komilis e Athiniotou, 2014) e LWB (Pantini et. al., 2014).

Modelos numéricos têm sido utilizados na previsão do movimento de humidade nos aterros em cenários específicos, em especial na previsão da distribuição de humidade sobre diferentes métodos e taxas de recirculação de líquidos na massa de resíduos, com diferentes tipos de permeabilidade de cobertura e resíduos, anisotropia ou heterogeneidade dos resíduos, condições aeróbias ou anaeróbias de degradação de resíduos, nos quais se incluem os modelos (Townsend et al., 2015):

- SUTRA – USGS (McCreanor e Reinhart, 1996, 2000);
- MODFLOW – USGS - 3D (Beaven, 2000);
- TOUGH(2) (Oldenburg, 2001; Kling and Koekealaakso, 2006);
- VSD2I (Bachus et al., 2002);
- HYDRUS (Hayder e Khire, 2007; Khire e Mukherjee, 2007; Haydar e Khire, 2007; Khire e Kaushik, 2012);
- SEEP/W (Jain et al., 2010 a, b)

As condições de produção de lixiviados são variadas e incluem os fatores climáticos, as características físicas, biológicas e mecânicas dos resíduos, os procedimentos e estratégias de deposição, as fases de gestão e a idade do aterro (Albardi e Cossu, 2018). Modelos como o HELP, por exemplo negligenciam a idade e a biodegradação dos resíduos, o que pode resultar numa subestimação do volume de lixiviado com erros de até 80% (Pantini et. al., 2014). A existência de dados suficientes e validações consistentes são necessárias para obter um

equilíbrio entre estes fatores e poder avaliar de forma apropriada a consistência dos resultados (Albardi e Cossu, 2018) .

O movimento de água pela massa de resíduos não é uniforme, sendo dominado por caminhos preferenciais que levam à produção antecipada de lixiviados e à produção de zonas de resíduos saturadas e secas (Reinhart e Townsend, 1998; Fellner e Brunner, 2010). Devido principalmente à heterogeneidade dos resíduos, presença de zonas de filmes de plásticos e à compactação de solos de cobertura de baixa permeabilidade (Figura 2.9), a formação destes caminhos, que formam curto-circuitos da humidade que entra no aterro para fora da maioria da massa de resíduos, com o rápido fluxo observado, acredita-se ser a razão pela qual os modelos existentes que simulam a ocorrência de lixiviados não concordam com os dados reais (Fellner e Brunner, 2010).

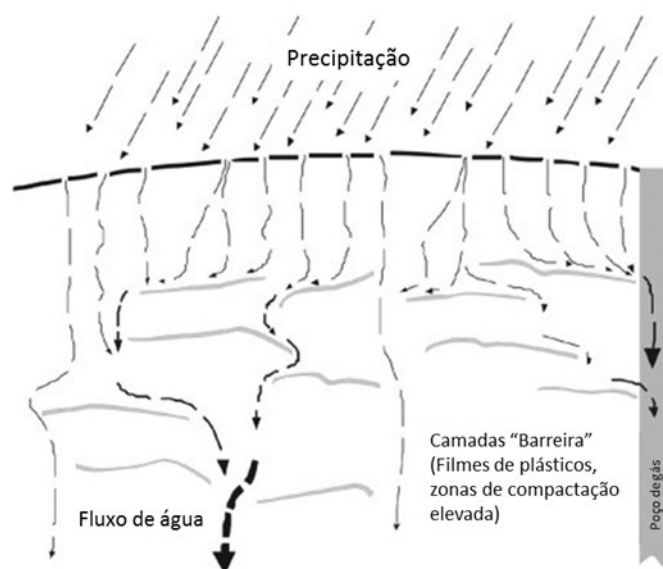


Figura 2.9 - Padrão de movimento de água num aterro (adaptado de Mesu (1982) fide Fellner e Brunner, 2010).

Considerando o tipo de resíduos geralmente depositados em aterros de RU, consistindo numa mistura de resíduos municipais, comerciais e de resíduos industriais, excluindo quantidades significativas de resíduos químicos, a composição dos lixiviados produzidos consiste numa solução composta pelos quatro grupos principais referidos no capítulo 2.2.2: matéria orgânica dissolvida, macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e COX (Christensen et al., 1994; Christensen et al., 2001). A composição de lixiviados varia significativamente entre aterros de acordo com a composição de resíduos, idade dos resíduos e tecnologia de deposição e operação (Christensen et al., 2001). Em termos de qualidade dos

lixiviados no que se refere à transferência de massa dos resíduos para os lixiviados, os principais mecanismos são relacionados com a hidrólise dos resíduos e a degradação biológica, a solubilização de sais contidos nos resíduos e o transporte de material particulado (Andreottola e Cannas, 1992; Martinho e Gonçalves, 2000).

Os valores de qualidade de lixiviados são essencialmente derivados de dados obtidos de investigações e publicações sobre aterros existentes. Os dados de composição de lixiviados mais utilizados para efeitos de comparação com dados reais, tendo em conta principalmente a idade do aterro, são os referenciados por Tchobanoglous et al. (1993) (Tabela 2.3), o que não se revela adequado e suficiente para definição de estratégias de gestão e tratamento de lixiviados específicas para as condições locais de composição e operação dos aterros. Na Tabela 2.3 é ainda possível observar a composição média de lixiviados produzidos em Portugal (Levy e Cabeças, 2006).

Tabela 2.3 - Composição de lixiviados de aterros jovens e antigos e de aterros de RU em Portugal (adaptado de Tchobanoglous *et al.*, 1993; Levy e Cabeças, 2006).

Parâmetros	Unidades	Fonte: Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1993		Fonte: Levy e Cabeças, 2006		
		Aterro jovem (< 2 anos)		Aterro antigo (> 10 anos)	Aterro	
		Intervalo de valores	Valores típicos	Intervalo de valores	Intervalo de valores	Valores típicos
pH	Esc. Sor.	4,5 - 7,5	6	6,6 - 7,5	5,3 - 8,5	6
CBO ₅	mg/l	2 000 - 30 000	10 000	100 - 200	500 - 5 000	2 000
CQO	mg/l	3 000 - 60 000	18 000	100 - 500	2 000 - 45 000	10 000
COT	mg/l	1 500 - 20 000	6 000	80 - 160	1 300 - 20 000	6 000
SST	mg/l	200 - 2 000	500	100 - 400	200 - 1 000	500
Azoto Orgânico	mg/l	10 - 800	200	80 - 120	10 - 600	200
NH ₄ -N	mg/l	10 - 800	200	20 - 40	300 - 3 000	1 500
NO ₃ -N	mg/l	5 - 40	25	5 - 10	5 - 40	25
P Total	mg/l	5 - 100	30	5 - 10	1 - 70	30
PO ₄ -P	mg/l	4 - 80	20	4 - 8	1 - 50	20
Alcalinidade em CaCO ₃	mg/l	1 000 - 10 000	3 000	200 - 1 000	1 000 - 10 000	3 000
Dureza Total em CaCO ₃	mg/l	300 - 10 000	3 500	200 - 500	300 - 10 000	3 500
Ca ²⁺	mg/l	200 - 3 000	1 000	100 - 400	200 - 3 000	1 000
Mg ²⁺	mg/l	50 - 1 500	250	50 - 200	50 - 1 500	250
K ⁺	mg/l	200 - 1 000	300	50 - 400	200 - 2 000	300
Na ⁺	mg/l	200 - 2 500	500	100 - 200	200 - 2 000	500
Cl ⁻	mg/l	200 - 3 000	500	100 - 400	100 - 3 000	500
SO ₄ ²⁻	mg/l	50 - 1 000	300	20 - 50	100 - 1 500	300
Fe Total	mg/l	50 - 1200	60	20 - 200	50 - 600	60

Comparativamente aos valores encontrados em aterros jovens e aterros antigos, na Tabela 2.4 apresenta-se a gama de valores dos parâmetros encontrados nos lixiviados de aterro de RU na Europa de acordo com a idade (El-Fadel et al., 2002; Renou et al., 2008; Brennan et al., 2016; Ehrig e Stegmann, 2018; Lebron et al., 2021). É possível observar que diversos parâmetros sofrem alteração à medida que os resíduos são sujeitos a biodegradação anaeróbia, segundo o processo descrito de forma simplificada no capítulo 2.2.1. A fase ácida, observada em aterros jovens, é caracterizada pelo baixo pH e concentrações altas de compostos facilmente biodegradáveis como os AGV, com elevadas concentrações de CBO₅, enquanto na fase metanogénica obtém-se um pH superior, acompanhado por uma razão de CBO₅/CQO baixa, na qual a degradabilidade de carbono orgânico se reduz drasticamente (El-Fadel et al., 2002; Renou et al., 2008; Ehrig e Stegmann, 2019), o que por sua vez se reflete em muitos macrocomponentes inorgânicos.

Tabela 2.4 - Qualidade do lixiviado com a idade de aterro em aterros europeus (adaptado de El-Fadel et al., 2002; Renou et al., 2008; Brennan et al., 2016; Ehrig e Stegmann, 2018; Lebron et al., 2021).

Parâmetro	Unidades	< 5 anos		5-10 anos		10-20 anos		> 20 anos	
		Média	Intervalo	Média	Intervalo	Média	Intervalo	Média	Intervalo
pH	Esc. Sor.	7,54	6,20 - 8,50	7,96	6,80 - 8,40	7,42	7,00 - 7,60	7,70	-
EC	uS.cm ⁻¹	12 664	3 089 - 28 430	5 307	2 606 - 10 440	-	-	-	-
TSS	mg/l	1 313	960 - 1 700	480	-	541	13,0 - 1 480	-	-
COD	mg/l	26 288	411 - 70 900	3181	190 - 5 350	667	100 - 1 585	1 160	< 2 000
BOD ₅	mg/l	2 321	36 - 27 000	744	6,00 - 1 270	86,0	3,00 - 275	185	< 200
CBO ₅ /CQO	mg/l	0,27	0,20 - 0,38	0,26	0,20 - 0,33	0,10	0,01 - 0,25	-	-
TN	mg/l	1 352	120 - 4 027	354	120 - 1 083	-	75,0 - 300	-	-
NH ₄ -N	mg/l	2 743	130 - 5 210	786	63,0 - 1 330	333	0,20 - 560	445	< 500
Cl ⁻	mg/l	1 259	160 - 2 620	1218	130 - 2 135	1760	100 - 2 000	1025	< 2 000
SO ₄ ²⁻	mg/l	246	7,20 - 1 950	165	21,0 - 445	93,0	50,0 - 200	83,0	< 100
Na ⁺	mg/l	815	-	1125	-	905	100 - 1 000	645	< 1 000
Mg ²⁺	mg/l	290	-	205	-	145	100 - 500	115	< 500
K ⁺	mg/l	1 220	-	910	-	695	100 - 1 000	595	< 1 000
Ca ²⁺	mg/l	375	-	465	-	325	100 - 500	155	< 300
Fe ²⁺	mg/l	50,0	-	15,0	-	135	10,0 - 500	8,70	< 100
Mn ²⁺	mg/l	2,00	-	1,50	-	66,0	-	0,90	-
Cd ²⁺	µg/l	6,85	0,10 - 11,0	2,24	0,10 - 4,00	4,00	-	3,00	-
Cr	µg/l	301	33,0 - 1 436	154	28,0 - 284	164	-	177	-
Cu ²⁺	µg/l	541	3,00 - 2 423	56,5	11,0 - 157	36,0	-	36,0	-
Pb ²⁺	µg/l	106	0,60 - 1 047	30,0	0,90 - 56,0	67,0	-	34,0	< 100
Ni ²⁺	µg/l	203	10,0 - 661	104	22,0 - 154	135	-	115	-
Zn ²⁺	µg/l	798	10,0 - 7 639	42,2	10,0 - 303	0,53	-	0,54	< 100

Nestes últimos, e tal como para a matéria orgânica dissolvida, catiões como o Ca, Mg, Fe apresentam baixas concentrações na fase metanogénica devido ao alto pH, que proporciona processos de adsorção e precipitação e baixo teor em matéria orgânica dissolvida, o que pode complexar os catiões (Christensen et al., 2001; Kjeldsen et al., 2002). No caso dos SO_4 tendem a ser reduzidos a sulfureto (Kjeldsen et al., 2002). Embora limitados, os macro inorgânicos Na, Cl e K, apresentam uma ligeira diminuição ao longo do tempo, dado o mecanismo de lixiviação primário associado (Tabela 2.4)

No entanto, estudos realizados por Ehrig (1983, 1988 *fide* Christensen et al., 2001) e outros (Krug e Ham, 1997 *fide* Christensen et al., 2001), não evidenciam decréscimo para valores de lixiviação elevados. Apesar de estes componentes não representarem um risco significativo para as águas superficiais e subterrâneas, são contemplados nas normas de qualidade de água para consumo humano e de qualidade de águas superficiais e subterrâneas, tornando-se necessário o controlo das suas concentrações. Ainda mais, alguns componentes são importantes no controlo de condições redox e atenuação de metais pesados (Christensen et al., 2001).

No que concerne ao azoto amoniacal, um nutriente tóxico para atividade microbiológica e também para os peixes em concentrações elevadas, é produzido maioritariamente pela decomposição de proteínas, pelo que não se verifica uma tendência de decréscimo com o tempo, podendo apresentar concentrações superiores a 100 mg/l por várias décadas (Christensen et al., 2001). Na Tabela 2.5 apresentam-se valores típicos de COX encontrados nos lixiviados de aterros de RU.

Considerando que os dados de composição de lixiviados apresentados são representativos de aterros de RU com idade inferior a 25 anos, torna-se incerto estimar os valores para idades superiores. Investigações como as de Belevi e Baccini (1989), baseadas em testes de lixiviação em RU, estimaram que a concentração de muitos compostos nos lixiviados de aterros de RU se manterão por várias décadas, em especial os compostos de azoto e carbono orgânico (Christensen et al., 2001).

A variação espacial da composição de lixiviados no aterro de RU é também um ponto a considerar nos casos em que a poluição de águas subterrâneas ocorre, nomeadamente com o aumento do número de pontos de recolha de amostras, em alternativa à recolha de amostras provenientes do sistema de recolha de lixiviados, na qual ocorre uma homogeneização dos lixiviados de várias secções do aterro seguindo-se a bombagem do aterro para tratamento.

Tabela 2.5. Compostos Orgânicos Xenobióticos frequentemente encontrados em lixiviados de aterros de resíduos (adaptado de Christensen *et al.*, 2001).

Parâmetros	Intervalo de Valores	Parâmetros	Intervalo de Valores
Hidrocarbonetos Aromáticos		Fenóis	
Benzeno (µg/l)	1 – 1 630	Fenol (µg/l)	1 – 1 200
Tolueno (µg/l)	1 – 12 300	Cresols (µg/l)	1 – 2 100
Xileno (µg/l)	4 – 3 500		
Etilbenzeno (µg/l)	1 – 1 280	Pesticidas	
Trimetilbenzenos (µg/l)	4 – 250	Mecoprop (µg/l)	2,0 – 90
Naftaleno (µg/l)	0,1 – 260		
Hidrocarbonetos Halogenados		Miscelâneos	
Clorobenzeno (µg/l)	0,1 – 110	Acetona (µg/l)	6 – 4 400
1,2-Diclorobenzeno (µg/l)	0,1 – 32	Dietilftalato (µg/l)	10 – 660
1,4-Diclorobenzeno (µg/l)	0,1 – 16	Di-n-butilftalato (µg/l)	5,0 – 15
1,1,1-Diclorobenzeno (µg/l)	0,1 – 3 810	Tetrahidrofuranos (µg/l)	9 – 430
Tricloroetileno (µg/l)	0,7 – 750	Tri-n-butilftalato (µg/l)	1,2 – 360
Tetracloroetileno (µg/l)	0,1 – 250	Camphor (µg/l)	I
Cloreto de Metileno (µg/l)	1,0 – 640		
Clorofórmio (µg/l)	1,0 – 110		

Por forma a prever a qualidade dos lixiviados produzidos, modelos específicos têm sido desenvolvidos baseados principalmente em modelos numéricos, tendo por base a hidrólise e sequente biodegradação de matéria orgânica descrita no capítulo 2.2.1, condições físico-químicas e quantidade de humidade e percolação na massa de resíduos. A nível de lixiviação de compostos dos resíduos, no que se refere aos testes de lixiviação utilizados para caracterização de amostras para deposição em aterro, são também utilizados para caracterização de resíduos recolhidos em aterros por forma a determinar o comportamento de lixiviação de compostos de interesse, nomeadamente macrocomponentes inorgânicos e metais pesados.

Dada a dificuldade em reproduzir as condições de campo e as alterações na lixiviação dos componentes com o tempo, devido a fatores de envelhecimento dos materiais, o conhecimento do comportamento da lixiviação dos resíduos pode ser realizado através da utilização de modelos numéricos. Desta forma, é possível simular a especiação química e o transporte de massa ou reativo dos compostos de potencial interesse em condições de libertação definidas. Estes modelos resolvem equações termodinâmicas e cinéticas que representam a mineralogia/adsorção/ interação aquosa do material, permitindo a avaliação do

equilíbrio líquido-sólido como uma função da composição da fase material e líquida, do pH e do estado de oxidação-redução.

Modelos que incluem bases de dados e modelos numéricos de avaliação de especiação química e de transporte reativo incluem o ORCHESTRA, MINTQA2, PHREEQC, Geochemist Workbench e mais recentemente o LeachXS (EPA, 2014).

No caso das tecnologias sustentáveis de operação de aterros dados extensivos de investigações laboratoriais, piloto e à escala real, incluindo aspetos de dimensionamento e modelação têm vindo a ser recolhidos, permitindo uma possível estimação das alterações da qualidade e quantidade de lixiviados com a adição de humidade e ar no aterro (Reinhart e Townsend, 1998; Hupe et al., 2003; Stegmann et al., 2005; Berge, et al., 2005; Cestaro et al., 2007a; Erses et al., 2008; Berge et al. 2009; Ritzkowski e Stegmann, 2012; Townsend et al., 2015).

Em sequência com os modelos de simulação de condições hidrológicas na massa de resíduos os modelos indicados tem tido sucesso de forma limitada, maioritariamente direccionados para a previsão da quantidade de lixiviados. Este fato deve-se à inerente incerteza relacionada com a complexidade dos modelos de biodegradação e respetivos parâmetros, em especial a descrição dos processos químicos, físicos e biológicos dos aterros (El-Fadel et al., 1997). Dada a importância do balanço de massas de carbono, azoto, macrocomponentes, metais pesados e alguns COX, maior importância poderá ser dada na avaliação de dados recentes mais precisos, específicos e locais, de forma a reduzir a incerteza associada com a composição dos lixiviados no tempo, bem como as potenciais futuras ou eventuais libertações de lixiviados para as águas superficiais ou subterrâneas. A validação com dados reais é essencialmente uma parte determinante da avaliação, em especial se realizada num processo de acompanhamento contínuo e de balanço de massas.

2.3.1 Aprendizagem automática¹

Os modelos de AA são classificados de forma geral em aprendizagem supervisionada e não supervisionada (Mohri et al., 2018). Os modelos não supervisionados de AA ajudam a explicar a estrutura de dados sem valores de destino identificados, enquanto os cenários de

¹ Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, reproduzido com autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

AA supervisionados usam um conjunto de exemplos identificados como dados de treino e fazem previsões para todos os casos restantes não observados (Mohri et al., 2018). Estes últimos são os cenários mais comuns associados a problemas de classificação, regressão e ordenação (Mohri et al., 2018).

A análise multivariada pode fornecer uma visão mais aprofundada das relações e efeitos da qualidade do lixiviado. Os métodos multivariados mais utilizados, também classificados como métodos de aprendizagem não supervisionados na área de AA, são a análise de componentes principais (ACP) e a análise de clusters (AC). Estes modelos são usados devido à sua eficácia na estrutura de grupos e no reconhecimento de padrões (Everitt et al., 2001; Ergene et al., 2022). Na área de lixiviados de aterros sanitários, alguns estudos empregaram estes métodos:

- Tatañaj et al. (2016) realizaram AC em lixiviados produzidos num aterro na Polónia.
- Pablos et al. (2011) usaram ACP para reduzir o número de variáveis para posterior análise de correlações, enquanto procuravam parâmetros físico-químicos e caracterizações ecotoxicológicas para estimar a toxicidade de lixiviados de aterros sanitários.
- Adelopo et al. (2018) usaram AC e ACP para estudar os efeitos da idade, tamanho das partículas e profundidade do aterro na poluição por metais pesados de precursores de aterros encerrados e ativos.
- Indelicato et al. (2018) usaram dados de lixiviados e águas subterrâneas da ACP para avaliar o possível impacto ambiental de um aterro sanitário na Índia.
- Rana et al. (2018) usaram AC e ACP para avaliar o potencial de poluição de lixiviados de aterros não geridos e seu efeito na qualidade da água subterrânea.
- Ergene et al. (2022) usaram CA e PCA para avaliar as características do lixiviado de um elevado número de aterros do mundo.

Os modelos de AA supervisionados mais utilizados em estudos na área de gestão de resíduos são as redes neuronais artificiais (RNA) (Xu et al., 2021). Exemplos na área do biogás incluem estudos como:

- Li et al. (2011) no qual desenvolveram uma RNA para previsão de quantidades de CH_4 , O_2 , N_2 e temperatura num aterro de RU de grande escala;
- Ozkaya et al. (2007) conseguiram desenvolver um modelo de RNA que prevê a percentagem de CH_4 a partir das concentrações de pH, alcalinidade, COD,

sulfatos, condutividade, cloretos nos lixiviados e temperatura dos resíduos à escala piloto;

- Fallah (2020) desenvolveram um modelo de RNA de previsão de biogás a partir de variáveis meteorológicas.

Nestes casos, incluem-se ainda aplicações de regressão na previsão da produção de lixiviados (Abunama et al., 2018, 2019) e tratamento de lixiviados em aterros sanitários (Sabour e Amiri, 2017), área de aterro (Younes et al., 2016; Hoque e Rahman, 2020) e prever a condutividade hidráulica de barreiras de solo compactado em aterros (Tan et al., 2023). A aplicação destes modelos é uma forte aposta na previsão da produção de biogás e lixiviados e seus constituintes em contraste com os modelos tradicionais, desde que os dados de entrada sejam suficientes. O mesmo se aplica à produção de resíduos, produção e qualidade dos lixiviados, assentamentos, áreas do aterro e outras aplicações.

2.3.2 Avaliação ambiental e económica

A ACV, AR e ACCV são ferramentas de apoio à decisão para análise de cenários de diferentes opções numa perspetiva ambiental e económica.

Vários modelos de ACV com ou ACCV foram desenvolvidos e utilizados especificamente para o setor de gestão de resíduos (Winkler e Bilitewsky, 2007, Manfredi e Christensen, 2007):

- ARES (Alemanha)
- EPIC/CSR: Integrated Solid Waste Management Tools (Canadá)
- DST: Decision Support Tool (US EPA)
- IWM2: Procter & Gamble: Integrated Waste Management 2 (Reino Unido)
- ORWARE (Suécia)
- UMBERTO (Alemanha)
- EASEWASTE/EASETECH (Dinamarca)

No que diz respeito à deposição em aterro, esta tecnologia é maioritariamente analisada num âmbito mais alargado de opções de gestão de resíduos ou em casos mais específicos, para avaliação de tecnologias de deposição em aterro (Manfredi e Christensen, 2009), contestando a sua utilidade e relevância com a forte dependência do contexto ou especificidades locais dos aterros sanitários. A disponibilidade de dados usada durante a fase

de inventário do ciclo de vida (ICV) é frequentemente generalizada, falhando em representar as especificidades do aterro específico do local na análise (Obersteiner et al., 2007). Desta forma, a capacidade de reproduzir as condições locais e de as contabilizar na quantificação do desempenho ambiental do aterro, reforça os resultados obtidos na ACV (Laurent et al., 2014). Assim, incorporar dados de entrada durante a fase ICV que sejam mais representativos de um aterro sanitário específico (e.g., composição de resíduos, produção e tratamento de biogás e lixiviados e opções de gestão de aterros sanitários), aumenta a precisão da estimativa dos impactos ambientais e custos associados à aplicação de cenários de tecnologias mais sustentáveis.

Do ponto de vista económico, são utilizados vários métodos para quantificar a avaliação ambiental financeira e/ou económica da gestão de resíduos (e.g., análise custo-benefício (ACB), ACCV financeiro e/ou ambiental, AE). Investigações sobre diferentes opções para a sustentabilidade de aterros sanitários foram desenvolvidas para avaliar e comparar os custos económicos, incluindo custos externos (Berge et al., 2009; Manfredi e Christensen, 2009).

A AR é uma ferramenta de análise e decisão detalhada que envolve a caracterização e possível quantificação dos riscos para a SPA. De acordo com Pollard et al. (2006) uma das características das mudanças na AR de gestão de resíduos é o aumento da ênfase regulatória na saúde pública e do ecossistema e a necessidade de avaliações de risco para e das instalações de resíduos.

No caso do aterro de resíduos, Butt et al. (2008) reviram os modelos disponíveis e programas usados apenas para lixiviados, e concluíram que, tanto para abordagens de AR não computacionais quanto computacionais, não há nenhuma abordagem de AR que contenha todos os fatores de AR necessários numa perspetiva holística e de continuidade para os decisores e gestores de aterros usarem. Um sistema de *baseline* detalhado, capaz de identificar e categorizar todas as características do aterro no processo de AR está ausente (e.g., geologia, hidrologia, hidrogeologia, meteorologia, influência humana e gestão do local).

Os principais modelos computacionais com avaliação probabilística identificados por Butt et al. (2008) relacionados com a avaliação de risco de aterros incluem os seguintes:

- LandSim
- GasSim
- GasSimLite
- RIP

Os autores também concluem que não existe uma metodologia robusta de AR, especificamente para lixiviados de aterro, de forma integrada com as características identificadas que foram descritas (Butt et al., 2008).

Ao nível dos lixiviados, para compreender o impacto da poluição causada pelos lixiviados dos aterros, Kumar e Alappat (2003) desenvolveram o índice de poluição de lixiviados (IPL). Esta ferramenta foi desenvolvida através da técnica Delphi da Rand Corporation (Dalkey, 1968), baseando-se na experiência de 80 peritos em gestão de resíduos (Kumar e Alappat, 2005). Com base no valor do IPL, é possível avaliar se os lixiviados dos aterros necessitam de uma intervenção imediata, bem como o nível de tratamento. O IPL é composto por 18 parâmetros (Kumar e Alappat, 2003): chumbo, crômio, arsênio, mercúrio, zinco, níquel, cobre, ferro total, pH, CBO₅, CQO, bactérias coliformes totais, azoto amoniacal, compostos fenólicos, AKT, sólidos dissolvidos totais, cianeto e cloretos. O valor IPL, que varia entre 5 e 100, reflete o potencial de poluição do lixiviado de aterro com base em múltiplos parâmetros de poluição do lixiviado num determinado momento (Bisht et al., 2022).

O IPL foi desenvolvido como um índice de escala crescente, em que um valor mais elevado indica que a poluição por lixiviados aumentou (Kumar e Alappat, 2005). Este índice tem sido utilizado em várias aplicações em todo o mundo, incluindo (Bisht et al., 2022): a comparação ou classificação de aterros sanitários, estimar o potencial de poluição dos aterros sanitários, avaliação da variação temporal e sazonal da qualidade dos lixiviados; definição do nível de irrigação; e avaliação do sistema de tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Não tendo sido alterado durante anos, o IPL foi recentemente atualizado para r-IPL através da incorporação de uma técnica difusa com um novo método híbrido de tomada de decisão multicritério (Bisht et al., 2020). Os resultados indicam que o r-IPL fornece uma previsão mais abrangente da poluição dos lixiviados do que o IPL, no entanto os parâmetros foram reduzidos para 11, concentrando-se em parâmetros persistentes. (Bisht et al., 2022).

Apesar das diferenças entre ACV e RA como ferramentas de avaliação em gestão, em termos de concordâncias, discrepâncias e relações entre ambas as ferramentas, podem ser encontrados benefícios e resultados complementares obtidos num esforço ambiental global (Olsen et al., 2001). A ACV tem vindo a ser cada vez mais aplicada como ferramenta de comparação do desempenho ambiental de diferentes tecnologias de aterros, bem como de tratamento de resíduos, e como forma de fornecer um apoio científico sólido aos processos de tomada de decisão e de legislação (Tonini et al., 2019).

2.3.3 Análise de sensibilidade e incerteza

A incerteza dos processos de modelação como ferramentas de apoio à decisão é de grande importância para fornecer aos gestores de aterros sanitários e decisores uma base sólida probabilística para avaliação de projetos sustentáveis. De acordo com Laurent et al. (2014), no caso de estudos de gestão de resíduos com ACV, os principais processos e metodologias para determinação da incerteza são feitos através de uma análise de sensibilidade para avaliar os parâmetros mais importantes responsáveis pela incerteza dos modelos, e quando houver, o uso de simulações de Monte Carlo ou conjuntos difusos para uma análise probabilística da avaliação. Uma abordagem em camadas foi sugerida por Clavreul et al. (2012) no âmbito da ACV.

Da mesma forma, e como também realizado nos modelos de AR e AE, os mesmos métodos podem ser utilizados nos modelos de biogás e lixiviados para obtenção de uma avaliação probabilística que permita aos decisores resultados com a respetiva incerteza associada.

2.4 Enquadramento legislativo

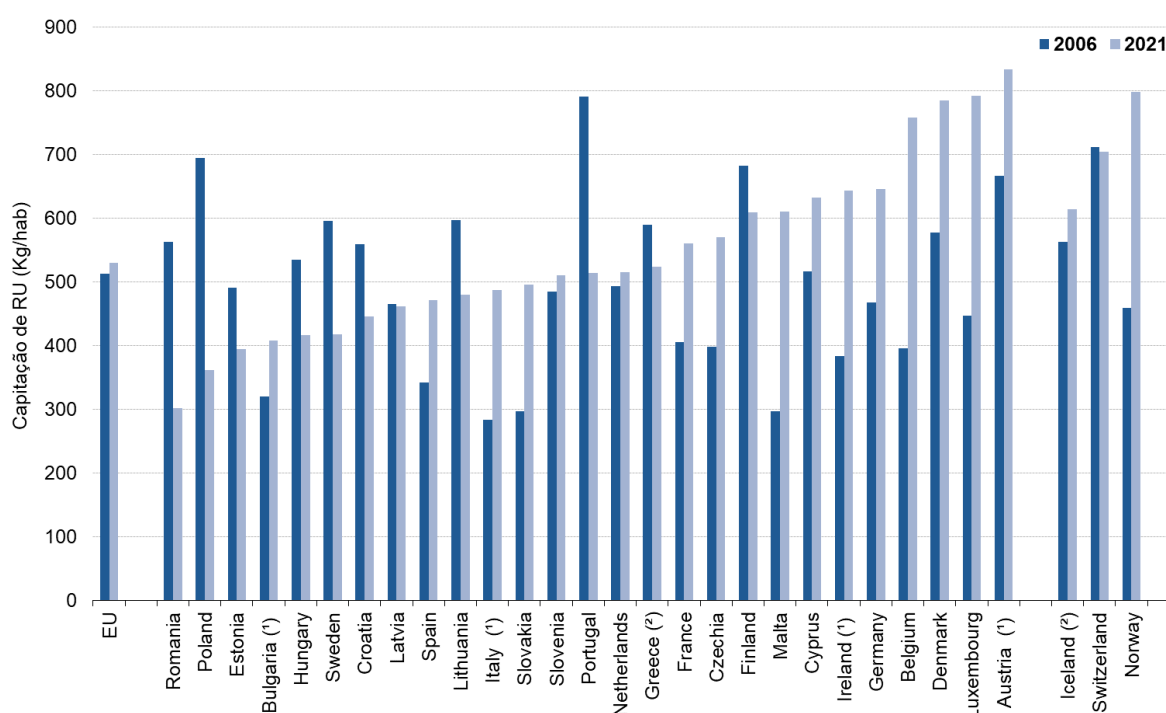
Numa perspetiva europeia e nacional do enquadramento histórico e legal, apresenta-se de seguida um resumo da situação atual e condições legislativas na Europa e em Portugal.

2.4.1 Europa

A gestão de resíduos na Europa enquadra-se numa estratégia temática para a prevenção de resíduos e reciclagem estabelecidos na Diretiva-Quadro de Resíduos (CE, 2008, 2018c). A abordagem de gestão de resíduos da UE é baseada na hierarquia de resíduos que define a ordem de prioridade quando regula a política de resíduos e a gestão de resíduos a nível operacional da seguinte forma: prevenção; (preparação para) reutilização; reciclagem, recuperação e, como última opção, deposição em aterro ou incineração sem recuperação de energia.

Em 2020 foram produzidos 203 milhões toneladas de RU na UE de 27 países, um crescimento de cerca de 3% comparativamente a 2006, correspondendo a cerca de meia tonelada de resíduos por pessoa (530 kg per capita) (Eurostat, 2023a).

A diferença entre países na variação da produção de resíduos é relevante (Figura 2.10). Entre 2010 e 2020, a par com as crises económicas e a mais recente pandemia de COVID, em alguns países a redução da produção de resíduos foi significativa, como na Polónia e Portugal, e outros como a Roménia, a Suécia, a Bulgária, a Estónia e a Hungria, em contraste com a Bélgica, Irlanda, Luxemburgo e Noruega nos quais ocorreu um aumento significativo de produção, atingindo em alguns casos os 800 kg por habitante. Na maioria dos países verificou-se uma redução de resíduos produzidos entre 4% a 92%, comparativamente aos resíduos produzidos em 2006 (Eurostat, 2023a).



Nota: Os países estão classificados em ordem crescente de geração de resíduos municipais em 2020.

(¹) Estimado, (²) Dados de 2020 da Bulgária, Letónia, Itália, Portugal, Irlanda, Áustria, Islândia, (³) Dados da Grécia 2019, (4) Dados do Reino Unido de 2018, Fonte: Eurostat (2023) (código de dados online: env_wasmun)

Figura 2.10 - Produção de resíduos em 2006 e 2021 por países, EU-27 (kg per capita) (Eurostat, 2023a).

No que respeita à composição de RU, na Figura 2.11 apresenta-se a composição média de RU na Europa e, por país da EU a 27, na Tabela 2.6. A fração de resíduos recicláveis ou valorizáveis compõe cerca de 80% dos RU. Observando a composição de RU por país, verificam-se diferenças entre os países da EU a 27, apesar das diferentes fontes e ano em análise. Pode observar-se que a fração biodegradável varia entre 5% e 65%, sendo que na maioria dos países se encontra entre os 30% e 40%.

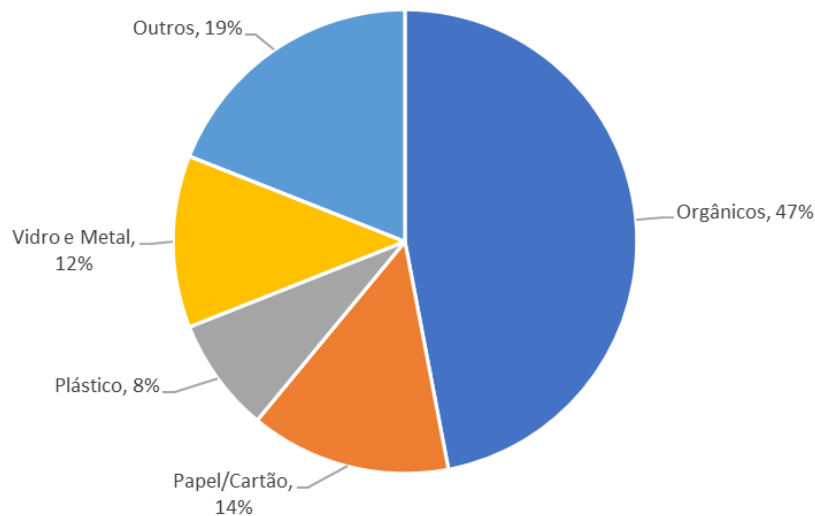


Figura 2.11 - Composição média de resíduos urbanos na Europa e Ásia Central (Cerminara e Cossu, 2019)

O confinamento técnico é considerado a operação derradeira dentro dos sistemas e tecnologias de gestão de resíduos. Neste âmbito, tecnologias de recolha e valorização seletiva de resíduos, pré-tratamento e tratamento de resíduos permitem a redução de resíduos orgânicos, embalagens, vidro e RP como resíduos de pilhas e acumuladores (RPA), resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos (REEE), resíduos hospitalares (RH) e outros resíduos urbanos específicos a serem confinados. O TM ou o TMB de RU indiferenciados permite a recuperação de materiais recicláveis e/ou a valorização biológica da fração orgânica, reduzindo a carga orgânica nos aterros e, ainda, a deposição direta nos mesmos.

A incineração e co-incineração de resíduos permite também a recuperação energética dos RU, bem como a redução dos resíduos a depositar em aterro.

Na observação da variação histórica do destino dado aos resíduos na Europa, entre 1995 e 2021 (Figura 2.12), constata-se que houve uma redução significativa na opção de deposição de resíduos em aterro de 61% para 23%, face ao aumento da incineração com recuperação energética e VO, de 15% para 27% e de 7% para 19% respetivamente.

Tabela 2.6 - Composição de RU na Europa (%) (Adaptado de Hoorneweg e Bhada-Tata, 2012).

País	Orgânicos	Papel	Plástico	Vidro	Metal	Outros
Bélgica	39	17	5	7	3	29
Bulgária ⁽¹⁾	40	11	11	5	2	31
República Checa	18	8	4	4	2	63
Dinamarca	29	27	1	5	6	10
Alemanha	14	34	22	12	5	12
Estónia ⁽²⁾	36	18	19	8	3	16
Irlanda	25	31	11	5	4	23
Grécia	47	20	9	5	5	16
Espanha	49	21	12	8	4	7
França	32	20	9	10	3	26
Croácia	46	20	12	7	4	11
Itália	29	28	5	13	2	22
Chipre	38	27	11	1	9	13
Letónia ⁽²⁾	35	17	14	9	3	25
Lituânia ⁽²⁾	25-56	1-19	4-16	6-11	2-3	45-62
Luxemburgo	45	22	1	12	4	16
Hungria	19	15	17	2	2	35
Malta	52	18	12	6	4	6
Países Baixos	35	26	19	4	4	12
Áustria	35	22	11	8	5	19
Polónia	38	10	10	12	8	23
Portugal	34	21	11	7	4	23
Roménia	46	11	3	11	5	24
Eslovénia ⁽³⁾	25	38	10	9	5	13
Eslováquia	38	13	7	8	3	31
Finlândia	33	40	10	5	5	7
Suécia		68	2	11	2	17
Reino Unido ⁽⁴⁾	34	23	10	7	4	22
Islândia	26	26	17	4	3	24
Noruega	30	33	9	4	4	20
Suíça	29	20	15	4	3	29
Montenegro ⁽⁵⁾	34	14	18	9	3	22
República da Macedónia	20	24	11	5	3	37
Sérvia	5	37	12	10	5	31
Turquia	40-65	7-18	5-14	2-6	1-6	7-24

(1) Kolev (2007); (2) Reco Baltic 21 Tech (2012) ; (3) EEA (2013b); (4) Defra (2009); (5) UN (2015)

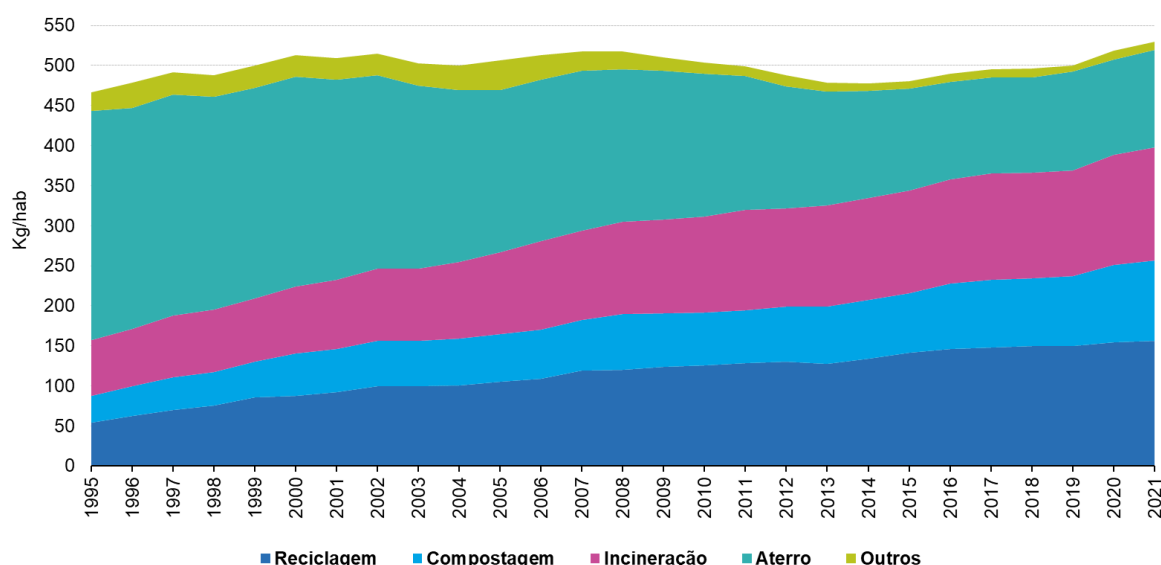
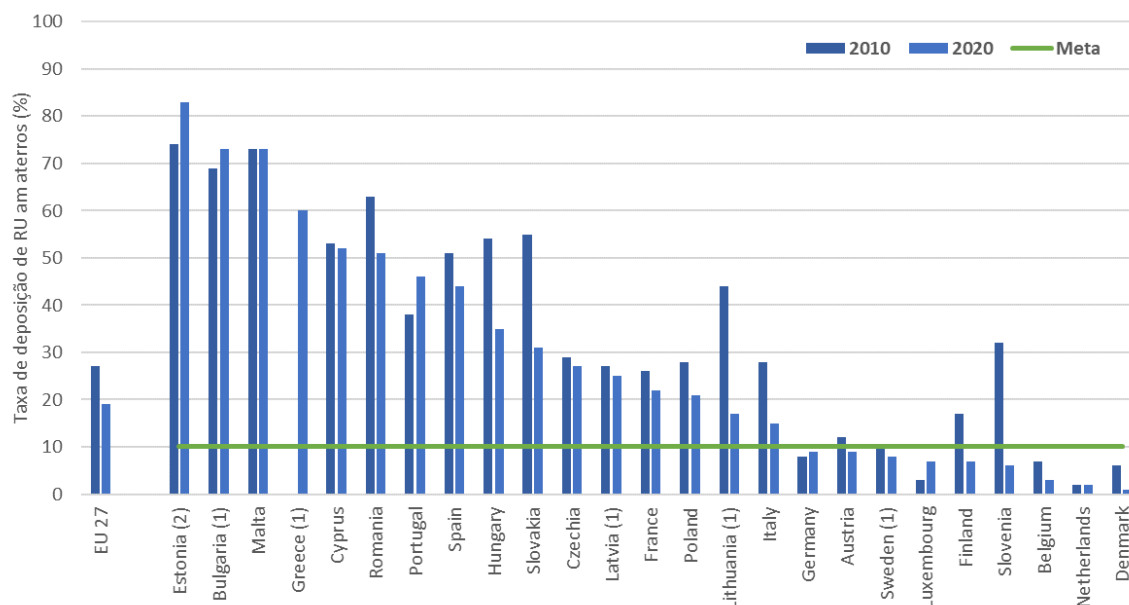


Figura 2.12 - Tratamento de resíduos entre 1995 e 2021, EU-27 (kg per capita) (Eurostat, 2023a).

Em termos de gestão de resíduos existe uma disparidade entre Estados-Membros no que respeita à gestão de resíduos (Figura 2.13). Em 2020, nove Estados-membros depositavam menos de 10% dos seus RU em aterros, cumprindo já a meta estabelecida para 2035 na Diretiva Aterros (CE, 2018a), enquanto o mesmo número de estados-membros depositavam mais de 50% (Eurostat, 2023b). Estas disparidades estão diretamente relacionadas com ao fato de alguns Estados-Membros ainda não terem desenvolvido completamente as infraestruturas de gestão de resíduos necessários.

Em 2012 o número de infraestruturas de deposição de resíduos na EU a 27 incluía 6.325 aterros (Eurostat, 2016). Destes 57% eram aterros de RNP, 37% aterros de RI e 6% aterros de RP. Não obstante os dados de aterros licenciados, e numa perspetiva histórica, estimativas indicam que existem entre 150 000 e 500 000 lixeiras, vazadouros e aterros distribuídos pela EU a 27 (Jones et al., 2014).

O objetivo da Diretiva Aterros é prevenir ou reduzir o mais possível os efeitos negativos do ambiente, em particular das águas superficiais e subterrâneas, o solo e a saúde pública da deposição em aterro, através da introdução de requerimentos técnicos rigorosos para os resíduos e aterros (CE, 1999, 2018a).



Nota: Os países estão classificados em ordem decrescente de taxa de deposição de resíduos em aterro em 2020.

(¹) Dados de 2020 Da Bulgária, Grécia, Letónia, Lituânia e Suécia (²) Dados de 2018 da Estónia.) (código de dados online: *ten_00138*)

Figura 2.13 – Taxa de deposição de resíduos em aterro excluindo resíduos minerais maioritários em 2010 e 2020 por países, EU-27 (kg per capita) (Eurostat, 2023b).

Para apoiar a transição da UE para uma economia circular, em julho de 2020, entra em vigor a Diretiva (UE) 2018/850 do conjunto “Pacote Resíduos”, com alteração das principais Diretivas em relacionadas com resíduos, a Diretiva Quadro Resíduos (DQR) (CE, 2018c) e da Diretiva Embalagens (CE, 2018d), que consolidou a ambição Comunitária de prosseguir para uma Economia Circular, garantindo que os resíduos sejam assumidos como recursos.

A atualização à Diretiva Aterros introduz restrições à deposição em aterro de todos os resíduos adequados para reciclagem ou valorização energética a partir de 2030, limita a percentagem de RU depositados em aterros para 10% até 2035, introduz regras sobre o cálculo do cumprimento das metas de resíduos urbanos e exige que os países da UE implementem um sistema eficaz de controle de qualidade e rastreabilidade para RU depositados em aterros. Exige ainda que a Comissão Europeia, com a Agência Europeia do Ambiente, elabore relatórios de alerta precoce três anos antes de cada prazo para identificar deficiências no cumprimento das metas e recomendar medidas a tomar e permite que os países da UE usem instrumentos económicos e outras medidas para incentivar a aplicação da hierarquia de resíduos (CE, 2018a).

A Diretiva mantém e estabelece ainda requisitos operacionais específicos, como licenciamento, aceitação de resíduos, requisitos técnicos nas fases operacional e pós-tratamento e relatórios. Dos principais requisitos destacam-se os seguintes:

- Os países da UE devem implementar estratégias nacionais para reduzir progressivamente a quantidade de resíduos biodegradáveis enviados para aterros;
- Os aterros sanitários não podem aceitar pneus usados ou resíduos líquidos, inflamáveis, explosivos ou corrosivos, ou de hospitais e clínicas médicas e veterinárias;
- Apenas os resíduos que foram tratados podem ser depositados em aterros;
- As autoridades nacionais devem assegurar que o preço cobrado pelos operadores para a eliminação dos resíduos cobre todos os custos envolvidos desde a abertura até ao encerramento final do local.

De acordo com CE et al. (2017), 15 Estados-Membros não estavam a cumprir plenamente a obrigação prevista na Diretiva Aterros (CE, 1999) de tratar os resíduos antes da deposição em aterro. Apesar dos encerramentos de aterros não conformes comunicados pelos Estados-Membros, o número de instalações que não cumprem os requisitos da Diretiva continua a ser motivo de preocupação CE (2018a).

2.4.2 Portugal

A gestão e coordenação de RU em Portugal tem estado em constante integração com os avanços em termos das agendas de desenvolvimento sustentável e do plano de ação para a economia circular a nível mundial e europeu. Em março de 2023, entrou em ação o Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos (PERSU) 2030 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023), a quarta geração. Na sua primeira versão em 1997, o PERSU revelou-se um instrumento fundamental de planeamento de referência na área dos RU, e permitiu a execução da política de RU, na altura profundamente necessária, através da implementação de um conjunto de obras e processos essenciais. Com as versões seguintes foi possível consolidar as políticas de gestão de resíduos e metas definidas pela EU, mas colocou Portugal numa posição de grande complexidade com a exigência de construção de novas infraestruturas para fazer face às metas de deposição de resíduos em aterro.

O PERSU 2030, com horizonte temporal até 2030, pretende (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023):

“garantir a aplicação da política nacional de gestão de resíduos urbanos, orientando os agentes envolvidos para a implementação de ações que permitam ao país estar alinhado com as políticas e estratégia comunitárias, contribuindo para uma maior prevenção de resíduos, um aumento da preparação para reutilização, reciclagem e outras formas de valorização dos resíduos urbanos, com a consequente redução de consumo de matérias-primas primárias, dando um contributo de relevo para a melhoria do ambiente.” (PCM, 2023).

O PERSU 2030 apresenta outro elemento essencial relativo ao “Pacote Resíduos” legislativo publicado em maio de 2018, já indicado no capítulo anterior, na qual se inclui a Diretiva Aterros. Para fazer face às exigências dos novos exigências e devido a atrasos na disponibilização de fundos comunitários e outras circunstâncias, foi desenvolvido o PERSU 2020+ (Portaria n.º 241-B/2019, de 31 de julho, 2019).

Em 2020 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023):

- Foram elaboradas orientações Estratégicas para os biorresíduos que visam responder à obrigação de assegurar que, até final de 2023, “os biorresíduos são separados e reciclados na origem, ou são recolhidos seletivamente e não são misturados com outros tipos de resíduos”
- É feita a revisão do Regime Geral de Gestão de Resíduos (RGGR), através do Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de dezembro (2020) e o Diploma Aterros, em conformidade com o determinado nas Diretivas de 2018, tendo estes sido posteriormente objeto de alterações propostas em sede de Assembleia da República em 2021 e publicadas através da Lei nº 52/2021, de 10 de agosto (2021).

Em 2021:

- O Plano para a Bioeconomia Sustentável (PABS) (Resolução do Conselho de Ministros 183/202, 2021) é aprovado, com horizonte até 2025, que pretende acelerar a transição da economia portuguesa para um modelo de bioeconomia sustentável e circular. O PABS centra-se em cinco eixos de intervenção, compreendendo medidas de incentivo à produção sustentável e utilização inteligente de recursos biológicos, até ao desenvolvimento de uma bioindústria circular e sustentável através da investigação e inovação na cadeia de valor.

No que remete à alteração dos seus comportamentos, e à habilitação “de todos os envolvidos no que se refere à prevenção e gestão de resíduos será necessário, entre outras medidas”, o PERSU 2030 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023) pretende apoiar o desenvolvimento:

- dos novos sistemas de tarifários,
- dos novos modelos de recolha,
- da reconversão de tecnologias de tratamento,
- da comunicação, da educação e sensibilização dos cidadãos.

2.4.2.1 Tratamento e gestão de resíduos

Face às diferentes fronteiras que a definição de RU têm sido objeto, a DQR 2018 (CE, 2018c) apresentou uma definição de RU. Esta revisão teve por base a harmonização e um alinhamento com a definição utilizada para objetivos estatísticos pelo Gabinete de Estatísticas da União Europeia (Eurostat) e pela Organização de Cooperação e de Desenvolvimento Económico (OCDE) (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023). De acordo com o RGGR, no artigo 3.º, a definição de RU passa a ser a seguinte:

“o resíduo: i) De recolha indiferenciada e de recolha seletiva das habitações, incluindo papel e cartão, vidro, metais, plásticos, biorresíduos, madeira, têxteis, embalagens, resíduos de equipamentos elétricos e eletrónicos, resíduos de pilhas e acumuladores, bem como resíduos volumosos, incluindo colchões e mobiliário; e ii) De recolha indiferenciada e de recolha seletiva provenientes de outras origens, caso sejam semelhantes aos resíduos das habitações na sua natureza e composição”²

O serviço de gestão de RU é composto por um sistema de características de elevado investimento inicial e é prestado através de um complexo sistema logístico e tecnológico, que compreende as etapas de recolha, transporte, triagem, valorização e eliminação dos resíduos provenientes das habitações.

² Em complemento, limita os resíduos urbanos aos tipos de resíduos incluídos no subcapítulo 15 01 e no capítulo 20, com exceção dos códigos 20 02 02, 20 03 04 e 20 03 06, da Lista Europeia de Resíduos (LER).

Um Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos (SGRU) é uma estrutura de recursos humanos, logística, equipamentos e infraestruturas, constituída para realizar as operações inerentes à gestão de RU. Em Portugal, o serviço de gestão de RU é classificado segundo as designações de alta e baixa, de acordo com as atividades realizadas pelas várias entidades gestoras (EG). Esta classificação, permitiu a criação dos sistemas multimunicipais, maioritariamente responsáveis pela alta (triagem, tratamento e deposição), e dos sistemas municipais, maioritariamente responsáveis pela baixa (recolha e transporte), permitindo vantagens em termos de economias de escala e à divisão da cadeia de valor da prestação dos serviços considerando as fases do processo produtivo (ERSAR, 2022).

De modo a facilitar a gestão integrada dos RU e a prossecução das prioridades definidas na legislação aplicável, "*são considerados multimunicipais os sistemas de titularidade estatal que sirvam pelo menos dois municípios e exijam a intervenção do Estado em função de razões de interesse nacional; e sistemas municipais todos os outros, relativamente aos quais cabe aos municípios, isoladamente ou em conjunto, através de associações de municípios, ou em parceria com o Estado, definir o modo de organização e gestão (também designados de titularidade municipal)*" (ERSAR, 2022). A partir de 2013, operadores privados passaram a poder ter o controlo acionista também das entidades gestoras concessionárias de sistemas multimunicipais (ERSAR, 2022).

O território continental é coberto por 23 SGRU das quais 12 são multimunicipais (operadas por empresas controladas pela empresa Environment Global Facilities - EGF) e 11 são intermunicipais (APA, 2022) (Figura 2.14), verificando-se que o modelo das concessões domina, abrangendo cerca de dois terços da população. As empresas municipais ou intermunicipais servem 22 % da população, enquanto as associações de municípios apenas 10% (ERSAR, 2022).

A produção de RU em 2021 em Portugal foi de 5 311 mil toneladas, um crescimento de 1% face a 2020. Historicamente, a produção de RU tem vindo a aumentar, com cerca de 12.5% desde 2014, com um leve decréscimo em 2020 referente à pandemia (Tabela 2.7).

A caracterização física média dos RU em Portugal Continental, em 2021 (Figura 2.15) revela que os RU são principalmente constituídos por biorresíduos (37,4%), seguidos por plástico (10,7%) e papel/cartão (9,2%).

A nível de infraestruturas de triagem e tratamento de resíduos, o esforço de investimento em alternativas à incineração e deposição de RU pelos SGRU é aparente na Tabela 2.8.



Figura 2.14 - Mapa da distribuição dos SGRU em alta e das instalações de tratamento, por região, em Portugal Continental – dezembro de 2019 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023)

Tabela 2.7 - Quantitativos de RU produzidos (10^3 t) entre 2014 e 2021 (APA, 2022).

Região	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
PT Continental	4 474	4 523	4 640	4 745	4 945	5 007	5 014	5 043
RA Madeira	110	110	119	124	126	129	123	118
RA Açores	136	132	132	137	142	146	142	150
TOTAL	4 719	4 765	4 891	5 007	5 213	5 281	5 279	5 311
Variação face ao ano anterior	↑2%	↑1%	↑3%	↑2%	↑4%	↑1%	↓0,05%	↑1%

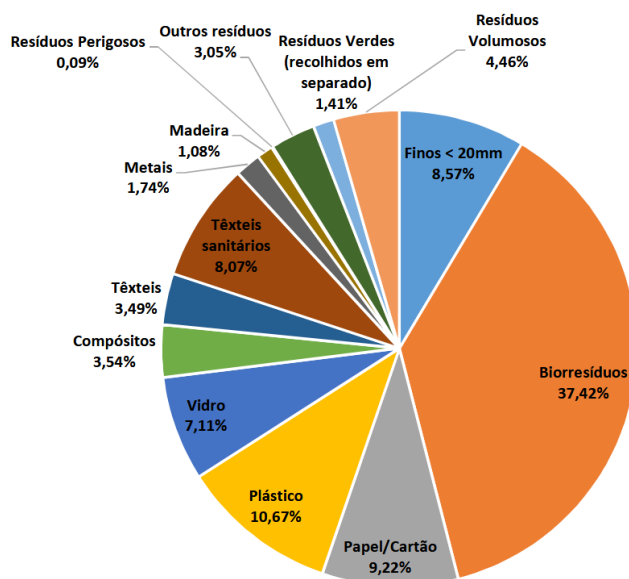


Figura 2.15 - Caracterização física dos RU produzidos em Portugal Continental, no ano de 2021 (%) (APA, 2022)

Tabela 2.8 - Número de infraestruturas de gestão de RU existentes e respetiva capacidade, em Portugal Continental, em dezembro de 2019 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023).

Infraestruturas	N.º	Capacidade Nominal (t)	Capacidade efetiva (t)	Capacidade remanescente (t)
Estação de triagem	30	579 973	579 973	
Tratamento Mecânico	5	562 310	562 310	
Tratamento Mecânico e Biológico				
TM – Tratamento Mecânico		1 955 485	1 760 537	
TB – Tratamento Biológico:		903 042	823 037	
DA – Digestão Anaeróbia		427 500	384 750	
C – Compostagem		427 500	438 287	
Tratamento Biológico (dedicado a biorresíduos recolhidos seletivamente)	5	120 000	110 000	
Unidades de Produção de Combustíveis Derivados de Resíduos (CDR)	5	235 000	211 500	
Central de Valorização Energética	2	1 166 832	1 040 000	
Aterros	32			16 628 028

Com este esforço, de acordo com a ERSAR (2022), confirma-se uma tendência para a estabilização das unidades de destino final, contribuído para o prolongamento da vida útil destas infraestruturas. Na Figura 2.14 é possível observar a localização destas infraestruturas por região e SGRU à data de dezembro de 2019. Em 2021, a RESULIMA iniciou a operação de mais uma estação de triagem, uma infraestrutura para tratamento de valorização orgânica para biorresíduos e mais um aterro, na Paradela, enquanto a Ecoléziria reabriu o seu aterro, na sequência de uma reavaliação da capacidade ainda disponível (APA, 2022). À data de 2022, encontravam-se, assim em operação 34 aterros de RNP de origem urbana em Portugal continental, indicados na Tabela 2.9, mais quatro aterros na Região Autónoma dos Açores e dois na Região Autónoma da Madeira (um para situações de emergência) (APA, 2022, 2023c; ERSAR, 2022).

A perspetiva nos próximos anos é de redução da quantidade de resíduos depositados em aterro, considerando o aumento do número de novas unidades de valorização orgânica, aliada ao aumento da reciclagem multimaterial e à utilização integral da capacidade tratamento disponível (ERSAR, 2022). Nesta perspetiva, a sustentabilidade dos aterros e a aplicação operações sustentáveis, permitem a recuperação de espaço nos aterros existentes ou encerrados, aumentando a capacidade disponível, evitando a necessidade de construção de novos aterros. O aterro, apesar da sua preferência última na hierarquia de operações de valorização, continua a constituir uma operação vital no tratamento de resíduos como destino final dos resíduos que não podem ser valorizados.

A evolução do destino direto dos RU tem vindo a ser positiva quanto à deposição em aterro, de 66% dos RU produzidos em 2006 para 30% em 2021 (Figura 2.16). No entanto, tendo em conta os valores totais considerando a partilha de infraestruturas entre as várias entidades gestoras em alta, e a eficiência das infraestruturas de TM, TMB e VA (apenas 16% foram encaminhados para valorização orgânica) já em funcionamento em 2021, 56% dos RU foram efetivamente encaminhados para aterro (APA, 2022; ERSAR, 2022).

Nesta matéria, o PERSU 2030 considera a importância de desvinculação da utilização da deposição em aterro da fração residual que é proveniente da recolha indiferenciada, dos refugos e rejeitados de processos de tratamento, e das cinzas e escórias provenientes da valorização energética (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023). Existe a necessidade de *"enquadrar soluções para a sua valorização tendo em conta a evolução tecnológica que se tem vindo a registar, como seja o processo químico de transformação de materiais, importando também analisar demais tecnologias existentes e emergentes orientadas para a valorização desta fração"*.

Tabela 2.9 - Aterros de RNP de origem urbana em exploração, em dezembro de 2022 (APA, 2022; ERSAR, 2022).

Entidade Gestora	Aterro	Data de início de operação
ALGAR	Barlavento	20/02/1998
ALGAR	Sotavento	20/06/2000
AMARSUL	Palmela	01/06/1997
AMARSUL	Seixal	01/01/1995
Ambilital	Amagra	14/03/2000
Ambisousa	Penafiel	08/04/1999
Ambisousa	Lustosa	01/11/1998
Amcal	Vila Ruiva	01/06/1999
Tratolixo	Ecoparque da Abrunheira	01/03/2017
RESISTRELA	Fundão	19/11/2001
BRAVAL	Baixo Cávado	01/07/1998
Ecobeirão	Planalto Beirão	01/08/1998
ERSUC	Aveiro	01/10/2012
ERSUC	Coimbra	01/10/2012
Gesamb	Évora	21/01/2002
Lipor	Maia	27/11/2001
Resialentejo	Beja	01/12/2001
Resíduos Nordeste	Urjais	21/09/1997
RESINORTE	Baixo Tâmega	27/11/2001
RESINORTE	Alto Tâmega	30/11/2001
RESINORTE	Douro Sul	13/12/2001
RESINORTE	Vila Real	02/08/2000
RSTJ	RSTJ	14/05/1999
Ecolezíria	Raposa	01/06/2000
RESULIMA	Vale do Lima e Baixo Cávado	18/12/1998
RESULIMA	Paranela	31/01/2022
SULDOURO	Gestal	31/11/2015
SULDOURO	Sermonde	13/03/1999
VALNOR	Avis	01/05/2000
VALNOR	Castelo Branco	01/07/1998
VALORLIS	Leiria	01/09/1998
VALORMINHO	Vale do Minho	01/08/1998
VALORSUL	Mato da Cruz	28/06/1998
VALORSUL	Oeste	01/01/2002

Estas soluções passam principalmente pelo aumento, incentivo e melhoria das condições de produção de combustíveis derivados de resíduos (CDR) provenientes da fração residual, assim como da IVE, devendo assegurar-se, no entanto, que não é comprometido, neste caso, o cumprimento de metas de prevenção e de preparação para reutilização e reciclagem (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023).

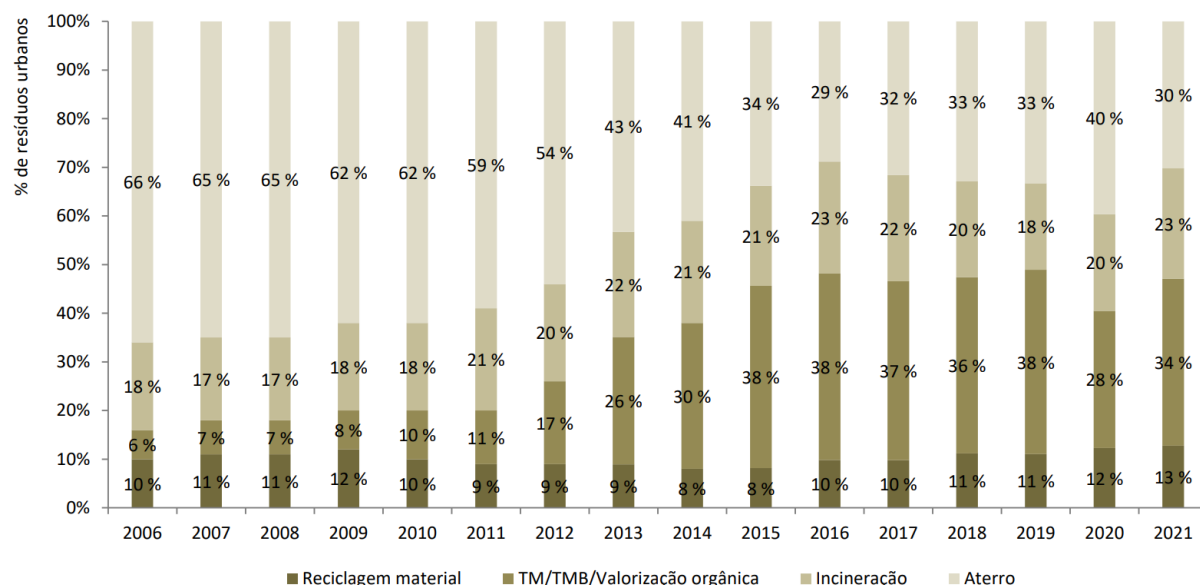


Figura 2.16 - Evolução do destino direto dado aos RU em Portugal continental (ERSAR, 2022)

No que concerne ao tratamento de lixiviados das infraestruturas de deposição de resíduos em Portugal, um estudo relativo à situação nacional foi realizado a nível continental, com referência ao ano de 2006, para a Entidade Reguladora de águas e Resíduos (ERSAR) (Martinho et al., 2008). De acordo com este estudo, em 2006 existiam 32 ETAL em funcionamento nos 42 aterros reportados (34 em exploração e 8 encerrados), tendo sido enviados para tratamento cerca de mil milhões de m³ de lixiviados. Já em 2020 (Tabela 2.10), de acordo com Cabeças (2020), dos 33 aterros de resíduos urbanos reportados, três (9,1%) procediam à descarga dos lixiviados em ETAR, sem tratamento prévio, em 12 (39,4%) os lixiviados recebiam pré-tratamento em ETAL para posterior tratamento final em ETAR, e em 15 (45,5%) tratamento completo em ETAL para descarga em meio público hídrico. Neste último caso, inclui-se ainda o aterro da Raposa (Ecolezíria), com um sistema de tratamento composto por um tratamento biológico seguido de osmose inversa, cujos resíduos, à data, estavam a ser encaminhados para o aterro da Resitejo. Ocorrem ainda dois casos com diferentes destinos para o efluente tratado, no aterro da AMCAL, em que a descarga é nula, com tratamento por evaporação e recirculação para o aterro, ou utilização para o sistema de refrigeração, no caso da Ambital (Cabeças, 2020).

Em termos de tratamento (Tabela 2.10), os tratamentos mais simples compostos por lagoas de arejamento ou estabilização representavam 15% das 32 ETAL existentes em 2006 (Martinho et al., 2008), correspondendo ao pré-tratamento geralmente necessário para posterior tratamento final em ETAR.

Tabela 2.10 - Soluções de tratamento de águas lixivantes existentes nos aterros sanitários em Portugal Continental, por sistema de gestão de resíduos urbanos (SGRU) (Cabeças, 2020).

Aterro Sanitário	Descarga	Tipologia de Tratamento
RESINORTE - Boticas	Linha de água	Lagoa arejada+ decantação + osmose inversa
RESINORTE - Celorico de Bastos		
RESINORTE- Bigorne		
RESINORTE -Riba de Ave	ETAR	Descarga em ETAR
RESINORTE – Santo Tirso		
RESINORTE – Vila Real	Linha de água	Lagoa arejada+ decantação + osmose inversa
VALORMINHO	ETAR	Lamas Ativadas + Tratamento Físico-Químico
RESULIMA-Viana do Castelo	ETAR	Lagoas anaeróbias + Lamas Ativadas + Tratamento Físico-Químico
SULDOURO -Vila Nova de Gaia	ETAR	Lamas Ativadas + Tratamento Físico-Químico
RESIESTRELA	ETAR	Tanque anaeróbio+ tanque arejado +tanque anaeróbio-anóxico +ultra filtração
ERSUC -Aveiro	ETAR	Lamas Ativadas + coagulação/floculação + filtração
ERSUC -Coimbra	ETAR	Lamas Ativadas + Tratamento Físico-Químico
VALORLIS	ETAR	Lagoa de arejamento + Lagoa de Macrófitas
VALORSUL - Cadaval	ETAR	Lagoa de Arejamento + Osmose Inversa
VALORSUL- V.F. Xira	ETAR	Lagoa de arejamento + Tratamento Físico-Químico
AMARSUL - Palmela	ETAR	Lagoa de arejamento + decantação
AMARSUL - Seixal	ETAR	Descarga em ETAR
VALNOR - Abrantes	ETAR + Linha de água	Lagoa de arejamento
VALNOR - Avis	Linha de água	Lamas Ativadas + Tratamento Físico-Químico
ALGAR (Sotavento)	Linha de água	Lagoa de Arejamento + Osmose Inversa
ALGAR (Barlavento)	Linha de água	Lagoa de Arejamento + Osmose Inversa
RESIDUOS DO NORDESTE	Linha de água	Lagoa de Arejamento + Osmose Inversa
LIPOR - Maia	Linha de água	Lagoa de regularização/homogeneização + tratamento biológico de nitrificação/desnitrificação + sistema de ultrafiltração e osmose inversa
BRAVAL	ETAR	Lamas Ativadas + Tratamento Físico-Químico + carvão ativado
ECOBEIRÃO	Linha de água	Lagoa de Arejamento + Osmose Inversa
ECOLEZIRIA	-	Deposita os RU no aterro da RESITEJO
RESITEJO	Linha de água	Lagoa arejada + Osmose Inversa
AMBILITAL	Sistema de Refrigeração	Torres de evaporação + tanque arejado
AMBISOUSA	ETAR	Lagoa de Arejada
AMCAL	Recirculação para o aterro	Lagoa anaeróbia + Lagoa facultativa + lagoas arejadas + decantação + leito de macrófitas
GESAMB	Linha de água	Lagoa regularização + osmose inversa
TRATOLIXO	Linha de água	Torres de evaporação
RESIALENTEJO	Linha de água	Lagoa de Arejamento + Osmose Inversa

Comparando com os dados de 2020, na Tabela 2.10, apenas duas ETAL apresentam este tratamento, verificando-se que ocorreu uma maior exigência por parte das EG de águas residuais para um aumento da eficiência do tratamento. Os sistemas de tratamento existentes nas ETAL de pré tratamento para posterior tratamento final em ETAR são principalmente compostos por processos biológicos por lamas ativadas seguidos de tratamento físico-químico (26.7%) e tratamentos biológicos por lamas ativadas ou lagoas de arejamento seguidos de osmose inversa (46,7%), neste último caso, os aterros que fazem descarga em meio hídrico público (Cabeças, 2020). A descarga dos lixiviados tratados em ETAR de proximidade é em geral a melhor opção em termos económicos e ambientais, desde que em conformidade com a eficiência de valores que a descarga do efluente final tem de cumprir naquela instalação (Martinho et al., 2008; Cabeças, 2020). Atualmente, os sistemas de tratamento com torres de evaporação e os que recorrem a processos biológicos para a redução da CQO, CBO₅ e Azoto, seguido de afinação pelo sistema de OI, são os que permitem cumprir os VLE para descarga em linha de águas (Cabeças, 2020). No que concerne ao concentrado produzido nas ETAL com sistemas de tratamento por OI, em 2006, foi indicado pela maioria das EG que o concentrado era recirculado para o aterro (Martinho et al., 2008).

As dificuldades encontradas desde a conceção das ETAL de 1º geração têm vindo assim a ser colmatadas, com a introdução de processos mais adaptados à variação da qualidade dos lixiviados à medida que o aterro estabiliza biologicamente (Martinho et al., 2008; Cabeças, 2020). Por outro lado, as lagoas de regularização têm vindo a ser fundamentais no controlo da variabilidade dos caudais e qualidade dos lixiviados, tendo em conta a dificuldade no dimensionamento das infraestruturas de controlo e tratamento de lixiviados (Martinho et al., 2008; Cabeças, 2020). Dada a complexidade da qualidade e variabilidade da produção de lixiviados, torna-se necessário ter um sistema de tratamento com um controlo e monitorização contínua ao longo do tempo, com grande flexibilidade para os ajustes que se justifiquem (Cabeças, 2020).

2.4.2.2 Regime Jurídico da Deposição de Resíduos em Aterro

O RJDRA foi atualizado com as novas normas da Diretiva Aterro (CE, 2018a) pelo Anexo II do Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de dezembro, com as alterações previstas na Lei n.º 52/2021, de 10 de agosto (RJDRA, 2021). Os objetivos do RJDRA pretendem assegurar *“uma redução progressiva da deposição de resíduos em aterro, em especial dos resíduos adequados para reciclagem ou outro tipo de valorização, e evitar ou reduzir os efeitos negativos sobre o*

ambiente da deposição de resíduos em aterro, quer à escala local, em especial a poluição das águas superficiais e subterrâneas, do solo e da atmosfera, quer à escala global, em particular o efeito de estufa, bem como quaisquer riscos para a saúde humana" (RJDRA, 2021).

Dada a extensão do diploma pretende-se nesta revisão fazer uma breve abordagem aos pontos mais significativos do RJDRA.

No que se refere aos resíduos admitidos em aterro, o RJDRA (2021) define no artigo 5º do Capítulo II os resíduos que podem ser depositados nos aterros, prevendo que tenham sido objeto de tratamento e que respeitem os critérios de admissão definidos para a respetiva classe de aterro. Não é também permitida a deposição de resíduos líquidos.

As metas para a redução da deposição de RUB em aterro a atingir previstas no RJDRA, mantém-se nos 35% a quantidade total, em peso, dos RUB produzidos em 1995, de acordo com o previsto no PERSU 2020 (Portaria n.º 187-A/2014, 2014). No entanto, a avaliação das metas previstas no PERSU 2020 (Portaria n.º 187-A/2014, 2014), realizada no PERSU 2030 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023), verificou que o aumento da capacidade de valorização orgânica que foi concretizada nos últimos anos não foi suficiente para chegar à meta estabelecida de redução para 35% da quantidade total de resíduos biodegradáveis depositados em aterro, em 2020, face ao quantitativo de resíduos biodegradáveis produzido em 1995.

Nesta situação, foi considerada a recolha na origem como uma opção possível, a qual foi considerada no PERSU 2030, para efeitos de cumprimento de metas (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023). A afetação de taxas de recolha seletiva biorresíduos e de reciclagem na origem foram definidas nos seguintes termos:

- Taxa de receção de biorresíduos, proveniente da recolha seletiva, crescente até 2030: 55% em 2025, 60% em 2027 e 70% em 2030, face aos valores apurados.
- Taxa de reciclagem na origem (e.g., compostagem doméstica e/ou comunitária) crescente até 2030: 20% em 2025, 30% em 2027 e 50% em 2030, face aos valores apurados.

O PERSU 2030 considera como uma das prioridades no seu horizonte, o investimento em infraestruturas dedicadas ao tratamento de biorresíduos, o que mais uma vez está dependente no processamento de resíduos indiferenciados via TMB. Face ao quantitativo previsto de recolha seletiva destes resíduos, de cerca de 1 milhão de toneladas em 2030, a capacidade instalada para o seu tratamento provenientes exclusivamente da recolha seletiva é claramente insuficiente a nível nacional (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023,

2023). Considerando a capacidade atualmente instalada de tratamento biológico acoplada a unidades de TMB existentes, é possível colmatar as capacidades em déficit para tratamento de biorresíduos recolhidos seletivamente. No entanto, de acordo com as estimativas do PERSU 2030 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023), será necessário um investimento de cerca de 60 milhões de euros em capacidade de adaptação para tratamento da quantidade recolhida de biorresíduos em 2030, em especial na região do Alentejo, e ainda cerca de 180 milhões de euros em novas instalações.

Foi ainda definida a meta de redução da quantidade de resíduos urbanos depositados em aterro para um máximo de 10 % da quantidade total de resíduos urbanos produzidos, por peso, até 2035. Nesta contabilização incluem-se (RJSRA, 2021):

- a) O peso dos resíduos resultantes de operações de tratamento anteriores à reciclagem ou outro tipo de valorização de RU, como a triagem e o TMB, que forem subsequentemente depositados em aterro é incluído no peso dos RU comunicados como depositados em aterro;
- b) O peso dos RU que são objeto de operações de eliminação por incineração e o peso dos resíduos resultantes de operações de estabilização da fração biodegradável dos RU, a fim de subsequentemente serem depositados em aterro, são comunicados como depositados em aterro;
- c) O peso dos resíduos produzidos durante operações de reciclagem ou outro tipo de operações de valorização dos RU que subsequentemente sejam depositados em aterro não é incluído no peso dos RU comunicados como depositados em aterro.
- d) Os RU enviados para outro Estado-Membro ou exportados a partir da UE para efeitos de deposição em aterro, em conformidade com o Regulamento (CE) n.º 1013/2006, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 14 de junho de 2006, na sua redação atual, são contabilizados no cálculo da quantidade de resíduos depositados em aterro, relativamente ao Estado-Membro em que os resíduos foram produzidos.

De acordo com o PERSU 2030, a esta meta pode ser cumprida em 2030, num cenário de cumprimento de metas e uso de capacidades das instalações existentes. No PERSU 2030 foi realizada uma avaliação das capacidades remanescentes de aterro, considerando as quantidades a depositar em aterro ao longo do horizonte do plano e as capacidades ainda disponíveis em 2019 (Tabela 2.11). Com o objetivo de identificar situações críticas verifica-se

que as regiões Norte e Centro, e em menor extensão a região do Algarve, apresentam maiores necessidades de ampliação ou construção de infraestruturas de aterro (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023).

Tabela 2.11 - Evolução da quantidade remanescente em aterro considerando o cenário de cumprimento de metas, por Região (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023).

Regiões	Capacidade disponível em aterro 2019 (t)	2020 (t)	2025 (t)	2027 (t)	2030 (t)
Norte	4 606 728	3 624 535	625 146	- 29 302	- 786 383
Centro	1 236 522	631 841	-1 042 498	- 1 488 602	- 2 064 511
LVT	6 690 430	5 800 392	3 402 486	3 092 318	2 750 169
Alentejo	1 906 031	1 659 971	989 222	796 324	529 978
Algarve	2 188 317	1 871 906	816 935	501 806	60 553
Total	16 628 028	13 588 645	4 791 291	2 872 544	489 805

Neste contexto, enquadra-se a meta de desvio de desvio de resíduos biodegradáveis de aterro, uma medida elementar na melhoria da sustentabilidade dos aterros de RU. De acordo com RJDRA (2021), *"a partir de 1 de janeiro de 2026, salvo no caso de ocorrerem impedimentos imprevisíveis de carácter técnico, que devem ser imediatamente comunicados à entidade licenciadora, é proibida a deposição em aterro de resíduos biodegradáveis que, cumulativamente.*

a) Sejam classificados de acordo com os códigos da lista europeia de resíduos (códigos LER) a identificar por despacho do membro do Governo responsável pela área do ambiente, a aprovar no prazo de 180 dias após a entrada em vigor do presente regime;

b) Sejam considerados RU; e

c) Tendo sido sujeitos a um processo de tratamento, continuem a ter características biodegradáveis, nos termos a fixar no despacho referido na alínea a)."

Tendo em conta a elevada fração de matéria biodegradável nos rejeitados do TMB, importa ter em conta a estratégia de gestão da fração residual e melhoria da produção de combustíveis derivados de resíduos (CDR), a nível nacional. Esta melhoria é espetável pela consolidação de sistemas de recolha seletiva de biorresíduos, paralelamente com o desenvolvimento significativo da recolha da fração material e da capacidade instalada do seu

tratamento, por via da produção de CDR ou valorização energética direta (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/203, 2023).

Ainda mais, é admitida a recuperação de resíduos valorizáveis de aterros em resultado de operações de mineração de aterro, as quais consistem na remoção de resíduos depositados em aterro com potencial de valorização (RJDRA, 2021). Deve, no entanto, garantir-se que não existem riscos acrescidos para a saúde das populações e trabalhadores, bem como para o ambiente, nomeadamente, riscos de explosão ou de emissão de odores ou lixiviados (RJDRA, 2021).

Neste âmbito é importante de referir que a estabilização biológica do aterro, deverá ser considerada previamente, para evitar a ocorrência de explosões e emissões de lixiviados. De forma que o aterro, ou célula de aterro, esteja em condição biológica e estrutural para operações de mineração, a sua estabilidade deverá ser estabelecida e operações de estabilização biológica, como arejamento forçado ou infiltração controlada de líquidos no aterro, deverão ser realizadas previamente à mineração (Raga e Cossu, 2014; Danthurebandara, 2015a).

RJDRA (2021) define os requisitos técnicos dos aterros no anexo I do diploma (Tabela A.1 do Anexo A) e comportam critérios de localização de aterros, ao controlo de emissões e proteção do solo e das águas, à estabilidade, aos equipamentos, às instalações e infraestruturas de apoio e ao encerramento e integração paisagística.

A proteção do solo, das águas subterrâneas e das águas superficiais deve ser assegurada utilizando um sistema de proteção ambiental constituído por:

- a) Uma barreira geológica;
- b) Uma barreira de impermeabilização artificial;
- c) Um sistema de captação, drenagem, recolha, tratamento e/ou pré-tratamento e rejeição no meio recetor/encaminhamento adequado de lixiviados;
- d) Um sistema de drenagem de águas pluviais;
- e) Um sistema de captação, drenagem e tratamento de gases de aterro produzidos nos aterros que recebem resíduos biodegradáveis.

A barreira geológica é determinada pelas condições geológicas e hidrogeológicas inferiores e adjacentes ao local de implantação do aterro das quais resulte um efeito atenuador suficiente para impedir qualquer potencial risco para o solo e as águas subterrâneas (RJDRA, 2021).

A base e os taludes do aterro devem consistir numa camada mineral que satisfaça as condições de permeabilidade e espessura de efeito combinado em termos de proteção do solo e das águas subterrâneas e de superfície, pelo menos equivalente à que resulta das condições indicadas na (Tabela 2.12) (RJDR, 2021). Sempre que a barreira geológica não ofereça de modo natural as condições descritas, poderá ser complementada e reforçada artificialmente por outros meios dos quais resulte uma proteção equivalente, não podendo ser de espessura inferior a 0,5 m (RJDR, 2021).

Tabela 2.12 - Requisitos mínimos dos sistemas de proteção ambiental a que os aterros devem obedecer (RJDR, 2021).

Condições	Aterros para RP	Aterro para RNP	Aterros para RI
Fase de Construção/Exploração			
<i>Barreira geológica</i>	Condições da camada mineral da base e dos taludes do aterro.		
Permeabilidade	$K \leq 1.0 \times 10^{-9} \text{ m/s}$	$K \leq 1.0 \times 10^{-9} \text{ m/s}$	$K \leq 1.0 \times 10^{-7} \text{ m/s}$
Espessura	$\geq 5 \text{ m}$	$\geq 1 \text{ m}$	$\geq 1 \text{ m}$
<i>Recolha de lixiviados e impermeabilização de fundo</i>	Barreira de impermeabilização artificial, sistema de drenagem e recolha de lixiviados, e camada de drenagem $\geq 0,5 \text{ m}$.		
Barreira de impermeabilização artificial	Necessário	Necessário	Desnecessário
Sistema de recolha de lixiviados	Necessário	Necessário	Desnecessário
Camada de drenagem $\geq 0,5 \text{ m}$	Necessário	Necessário	Desnecessário
<i>Sistemas de drenagem e tratamento</i>	Sistemas de drenagem de águas pluviais e gases		
Sistema de drenagem de águas pluviais	Necessário	Necessário	Desnecessário
Sistema de drenagem e tratamento de gases	(¹)	(¹)	Desnecessário
Fase de encerramento/pós-encerramento:			
<i>Impermeabilização de superfície</i>	Prevenção da formação de lixiviados.		
Camada de drenagem de gases	(¹)	(¹)	Desnecessária
Forro de impermeabilização artificial	Necessário	Desnecessário	Desnecessária
Camada mineral impermeável	Necessária	Necessária	Desnecessária
Camada de drenagem $> 0,5 \text{ m}$	Necessária	Necessária	Desnecessária
Cobertura sobre o solo $> 1 \text{ m}$	Necessária	Necessária	Necessária

(¹) (*) A definir na licença de exploração em função do tipo de resíduos admitidos no aterro e quando não seja possível a utilização destes gases para a produção de energia ou outra forma de utilização ou valorização.

Sendo ponderados os riscos para o ambiente e as autoridades competentes considerarem necessária a prevenção de lixiviados, poderá ser exigida uma impermeabilização de superfície com as características apresentadas na (Tabela 2.12) (RJDR, 2021). Durante a fase ativa de exploração, nos aterros de RU que estão incluídos na classe de aterros de RNP, a

barreira de proteção basal e dos taludes é composta por uma barreira geológica e uma barreira de impermeabilização artificial e durante a fase passiva de encerramento e manutenção após encerramento com a combinação de uma barreira de cobertura superior com uma camada de drenagem de gases, tendo em conta a existência de RUB nos resíduos depositados (Tabela 2.12).

A impermeabilização da superfície do aterro implica a suspensão da entrada de humidade no aterro, com vista à prevenção da produção de lixiviados. No caso de aterros com quantidades significativas da fração biodegradável, esta redução implica a suspensão da atividade biológica dentro da massa de resíduos. Após o período de monitorização previsto, uma rutura no sistema de impermeabilização de superfície poderá retomar os processos de estabilização do aterro e a produção de lixiviados com cargas elevadas e ainda de biogás que necessitaram novamente de tratamento.

Neste âmbito, o RJDRA (2021), permite que, no n.º 5 do Anexo I, *"em aterros para RNP, e exclusivamente com o intuito de promover o processo de degradação biológica dos resíduos e reduzir a temperatura na massa de resíduos, durante a fase de exploração do aterro, é permitida a humedificação dos mesmos através da reinjeção de lixiviados, desde que não seja afetada a estabilidade da massa de resíduos depositada e que os potenciais impactes adversos sobre o ambiente sejam minimizados."* No entanto, *"este procedimento apenas pode ser realizado quando não se verifica acumulação de lixiviado na base do aterro, se não for fonte de odores incómodos para as populações, e desde que previsto na licença ou autorizado pela entidade licenciadora a título excecional."* Por outro lado, *"a entidade licenciadora pode limitar ou interditar esta prática caso considere que a sua realização não cumpre os objetivos referidos no n.º 5 do Anexo I do RJDRA (2021)"*. Esta permissão é relevante na aplicação da recirculação de lixiviados como uma operação que permita a estabilização biológica do aterro de RU previamente ao seu encerramento definitivo. Todavia, esta opção deveria ser possível após o encerramento do aterro como uma possível opção na obtenção da capacidade disponível, redução do PPE e possível na prevenção de construção de novas infraestruturas.

LICENCIAMENTO

O RJDRA (2021) determina requisitos para o licenciamento de aterros o qual é aplicável o regime previsto no capítulo VIII do RGGR. O licenciamento da operação de deposição de resíduos em aterro abrange as fases de conceção, construção, exploração, encerramento e pós-encerramento do aterro, devendo o projeto apresentado, em sede de pedido de

licenciamento, cumprir todos os requisitos estabelecidos no artigo 69.º do RGGR, assim como os requisitos estabelecidos no Anexo I do RJDRA (2021). Estão ainda sujeitos a procedimento de avaliação de impacto ambiental (AIA) os aterros para RP e os aterros de RNP com capacidade superior a 100 t/dia (anexo I ao Regime Jurídico da Avaliação de Impacte Ambiental (RJAIA), estabelecido pelo Decreto-Lei n.º 151-B/2013, de 31 de outubro).

GARANTIAS E SEGURO DE RESPONSABILIDADE CIVIL

Previamente ao início da exploração, o operador deve entregar comprovativo de prestação de garantia financeira, destinada a garantir o integral cumprimento das condições impostas na respetiva licença, incluindo as relativas ao encerramento, controlo e manutenção pós-encerramento (RJDRA, 2021). O valor da garantia financeira tem um valor mínimo equivalente a 20% do montante do investimento global do aterro em causa, correspondente ao valor da aquisição do terreno destinado à instalação do aterro, acrescendo o valor da construção e do equipamento necessário para assegurar a sua exploração (RJDRA, 2021). A alteração da garantia pode ser também ser requerida à entidade licenciadora (RJDRA, 2021).

A subscrição de um seguro de responsabilidade civil extracontratual deverá ser requerida pelo operador, no mesmo prazo da prestação da garantia financeira, com efeitos a partir do início da exploração do aterro, *"que cubra os danos emergentes da atividade, incluindo os que resultem de evento de poluição, e os correspondentes custos de despoluição"* (RJDRA, 2021).

TARIFAS

As tarifas cobradas aos utilizadores pelos serviços de deposição de resíduos em aterro são cobradas pelo operador e *"cobrem os custos decorrentes da instalação e da exploração do aterro, incluindo o custo da garantia financeira, os custos de eventuais compensações pagas a título de indemnização pelos impactes da construção do aterro e as despesas previsíveis com o encerramento e manutenção e controlo na fase pós-encerramento do aterro durante um período de, pelo menos, 30 anos, com exceção dos aterros para resíduos inertes, em que o período mínimo é de cinco anos"* (RJDRA, 2021).

Na Figura 2.17 apresentam-se as taxas de deposição de RU em aterro e as tarifas de entrada no aterro praticadas nos vários Estados-membros e respetiva quantidade em percentagem de resíduos depositados em aterro (EEA, 2013a; Eurostat, 2013). É possível observar que as tarifas para deposição de RU em aterro são variadas entre países. Comparando

com a quantidade de resíduos em percentagem dos resíduos produzidos depositados em aterro, é possível verificar uma forte relação inversa entre as tarifas e as quantidades depositadas em aterro. Verifica-se que, na maioria dos países onde as tarifas e taxas são mais elevadas, acima de 90€/t, a percentagem de deposição de resíduos em aterro é inferior a 10%. No estudo desenvolvido pela EEA (2013a), constatou-se que existe uma correlação, apesar de baixa, entre estas variáveis.

De uma forma geral, pode considerar-se que as tarifas aplicadas poderão ter uma influência nas quantidades de resíduos depositados em aterro, ou um papel relevante de incentivo de subir na hierarquia dos resíduos, desde que haja nesses países infraestruturas de pré-tratamento de resíduos previamente à deposição em aterro (EEA, 2013a).

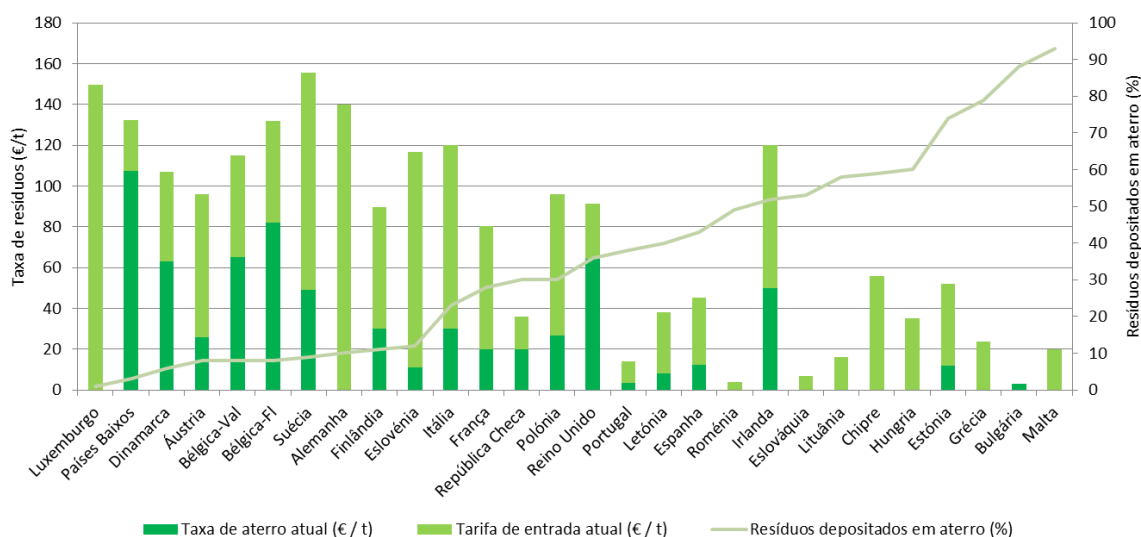


Figura 2.17 - Taxas de deposição de resíduos em aterro e percentagem de resíduos depositados em aterro, por país, em 2012 (EA, 2013a; Eurostat, 2013).

A Diretiva 2004/35/CE do Parlamento Europeu e do Conselho (CE, 2019), relativa à responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais, para além do seguro de responsabilidade civil definido na Diretiva Aterros, o operador suporta os custos das ações de prevenção e de reparação executadas por força desta mesma Diretiva (CE, 2019). Neste sentido, os Estados-Membros devem tomar medidas destinadas a incentivar o desenvolvimento, pelos operadores económicos e financeiros devidos, de instrumentos e mercados de garantias financeiras, incluindo mecanismos financeiros em caso de insolvência, a fim de permitir que os operadores utilizem garantias financeiras para cobrir as responsabilidades que para eles decorrem da prevenção, determinação e reparação de danos

ambientais nos quais se incluem igualmente os danos causados pela poluição atmosférica, na medida em que causem danos à água, ao solo, às espécies ou aos habitats naturais protegidos (CE, 2019).

PROGRAMA DE ACOMPANHAMENTO E CONTROLO

No âmbito do acompanhamento e controlo na fase de exploração o operador deverá executar o programa de acompanhamento e controlo fixado na licença de exploração. Nas Tabelas A.2 e A.3 no Anexo A indicam-se respetivamente os programas de acompanhamento e de controlo previstos no RJDRA (2021).

Os parâmetros de controlo de lixiviados produzidos e das águas subterrâneas afetas ao aterro durante a fase de exploração apresentam-se respetivamente na Tabela 2.13 e na Tabela 2.14, os quais poderão variar de aterro para aterro dependendo do estipulado na licença de exploração. Na Tabela 2.15 apresenta-se a avaliação do estado inicial do solo na fase de exploração.

DESCARGA DE LIXIVIADOS EM MEIO HÍDRICO

A legislação de nacional impõe valores limite de descarga para águas residuais através do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto e seguintes redações. Os lixiviados deverão ser tratados através dos processos descritos no capítulo 2.2.2.2 por forma a obter um efluente com qualidade suficiente para ser descarregado em linha de água cumprindo os limites estabelecidos por parâmetro definido na Tabela 2.16. No caso da descarga em ETAR, os VLE são definidos pela EG de águas residuais, pelo que o pré-tratamento do lixiviado deverá ser otimizado para tal.

PROCESSO DE ENCERRAMENTO E PÓS-ENCERRAMENTO

O RJDRA (2021) define que o processo de encerramento de um aterro de resíduos, ou parte de um aterro, dê início quando estiverem reunidas as condições necessárias previstas na licença de exploração, ou a pedido do próprio operador, mediante autorização da entidade licenciadora, ou ainda por decisão fundamentada da mesma. A informação e o pedido de encerramento referidos devem ser acompanhados do plano de encerramento do aterro de

resíduos apresentado em sede de licenciamento, atualizado à data do pedido de encerramento (RJDRA, 2021).

Tabela 2.13 - Controlo dos lixiviados na fase de exploração (Tabela n.º 1 – Parte A do Anexo IV do RJDRA (2021).

Parâmetros	Frequência das determinações			
	Quinzenalmente	Mensalmente	Trimestralmente	Semestralmente
pH		X		
Condutividade		X		
CQO		X		
COT				X
Carbonatos/bicarbonatos			X	
Cianetos			X	
Cloretos		X		
Fluoretos				X
Azoto Amoniacal		X		
Nitratos				X
Nitritos				X
Sulfatos				X
Sulfuretos				X
Alumínio				X
Bário				X
Boro				X
Cobre				X
Ferro				X
Manganésio				X
Zinco				X
Antimónio				X
Arsénio			X	
Cádmio			X	
Crómio Total			X	
Crómio VI, se aplicável			X	
Mercúrio			X	
Níquel				X
Chumbo			X	
Selénio				X
Cálcio				X
Magnésio				x
Potássio			X	
Sódio				X
Índice de fenóis			X	
AOX				(i)X
Hidrocarbonetos totais				X

(i) Se AOX > 10 mg/l, deve ser realizada uma análise no sentido de apurar a presença dos compostos orgânicos clorados definidos pela entidade licenciadora.

Tabela 2.14 - Controle de águas subterrâneas na fase de exploração (Tabela n.º 2 – Parte A do Anexo IV do RJDR (2021)).

Parâmetros	Frequência das determinações			
	Antes do início de exploração	Mensalmente	Semestralmente	Anualmente
Medição do nível dos lixiviados	X		(i)X	
Determinações analíticas				
pH	X	X		
Condutividade	X	X		
COT	(ii)X		(ii)X	
Carbonatos/bicarbonatos	X			X
Cianetos	X		X	
Cloretos	X	X		
Fluoretos	X			X
Azoto Amoniacal	X			X
Nitratos	X			X
Nitritos	X			X
Sulfatos	X			X
Sulfuretos	X			X
Alumínio	X			X
Bário	X			X
Boro	X			X
Cobre	X			X
Ferro	X			X
Manganésio	X			X
Zinco	X			X
Antimónio	X		X	
Arsénio	X		X	
Cádmio	X		X	
Crómio Total	X		X	
Crómio VI, se aplicável	X		X	
Mercurio	X		X	
Níquel	X		X	
Chumbo	X		X	
Selénio	X		X	
Cálcio	X			X
Magnésio	X			X
Potássio	X		X	
Sódio	X			X
Índice de fenóis	X		X	
AOX	X			X

(i) No caso da existência de níveis freáticos variáveis, esta frequência deve ser aumentada, devendo ainda ser efetuadas edições sempre que se justifique.

(ii) Se COT > 15 mg/l, deve ser realizada uma análise no sentido de apurar a presença de hidrocarbonetos

Tabela 2.15 - Avaliação do estado inicial do solo na fase de exploração (Tabela n.º 3 – Parte A do Anexo IV do RJDRA (2021).

Grupo de parâmetros	Parâmetros
Elementos químicos	Antimónio, arsénio, berílio, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, crómio, mercúrio, molibdénio, níquel, selénio, vanádio e zinco.
BTEX	Benzeno, etilbenzeno, tolueno, xileno
PAH	Acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(g,h,i)perileno, benzo(k)fluoranteno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, fluoranteno, fluoreno, indeno(1,2,3-c,d)pireno, naftaleno e pireno.
TPH	Partições de carbono C ₆ -C ₁₀ , C ₁₀ -C ₁₆ , C ₁₆ -C ₃₅ e C ₃₅ -C ₅₀ .

Tabela 2.16 - Valores limite de emissão (VLE) na descarga de águas residuais (Anexo XVIII, Decreto Lei n.º 236/98, de 1 de agosto)

Parâmetros	Expressão dos resultados	VLE ⁽¹⁾
pH (())	Escala de Sorensen	6,0-9,0 ⁽²⁾
Temperatura (())	°C	Aumento de 3°C ⁽³⁾
CBO ₅ , 20°C (20) (())	mg/l O ₂	40
CQO (())	mg/l O ₂	150
SST (())	mg/l	60
Alumínio	mg/l Al	10
Ferro total	mg/l Fe	2,0
Manganés total	mg/l Mn	2,0
Cheiro	-	Não detetável na diluição 1:20
Cor (())	-	Não visível na diluição 1:20
Cloro residual disponível:		
Livre	mg/l Cl ₂	0,5
Total	mg/l Cl ₂	1,0
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	0,5
Óleos e gorduras	mg/l	15
Sulfuretos	mg/l S	1,0
Sulfitos	mg/l SO ₃	1,0
Sulfatos	mg/l SO ₄	2 000
Fósforo total	mg/l P	10 3 (em águas que alimentem lagoas ou albufeiras) 0,5 (em lagoas ou albufeiras)
Azoto amoniacal	mg/l NH ₄	10
Azoto total	mg/l N	15
Nitratos	mg/l NO ₃	50
Aldeídos	mg/l	1,0
Arsénio total	mg/l As	1,0
Chumbo total	mg/l Pb	1,0
Cádmio total	mg/l Cd	0,2
Crómio total	mg/l Cr	2,0

Parâmetros	Expressão dos resultados	VLE ⁽¹⁾
Crômio hexavalente	mg/l Cr (VI)	0,1
Cobre total	mg/l Cu	1,0
Níquel total	mg/l Ni	2,0
Mercúrio total	mg/l Hg	0,05
Cianetos totais	mg/l CN	0,5
Sulfuretos	mg/l S	1,0
Óleos minerais	mg/l	15
Detergentes (sulfato de lauril e sódio)	mg/l	2,0 ^{(4) (5)}

(1) VLE — valor limite de emissão, entendido como média mensal, definida como média aritmética das médias diárias referentes aos dias de laboração de um mês, que não deve ser excedido. O valor diário, determinado com base numa amostra representativa da água residual descarregada durante um período de vinte e quatro horas, não poderá exceder o dobro do valor médio mensal (a amostra num período de vinte e quatro horas deverá ser composta tendo em atenção o regime de descarga das águas residuais produzidas).

(2) O valor médio diário poderá, no máximo, estar compreendido no intervalo 5,0-10,0.

(3) Temperatura do meio recetor após a descarga de água residual, medida a 30 m a jusante do ponto de descarga, podendo o valor médio exceder o valor médio mensal do 2.º

(4) O valor médio diário não poderá exceder o dobro do valor médio mensal.

(5) Valor relativo à descarga da unidade industrial para a produção de HCH extração de lindano ou, simultaneamente, produção de HCH e extração de lindano.

Um aterro de resíduos, ou parte de um aterro de resíduos, só pode ser considerado como definitivamente encerrado após inspeção final ao local, por parte das autoridades competentes. Nesta inspeção inclui-se a análise dos relatórios apresentados pelo operador, sendo formalmente comunicado ao operador se o encerramento é aprovado. As responsabilidades do operador decorrente das condições da licença mantêm-se e o operador deve apresentar um plano de encerramento do aterro atualizado (RJRA, 2021).

Após o encerramento definitivo de um aterro de resíduos, o respetivo operador fica responsável pela sua conservação, acompanhamento e controlo na fase de manutenção após o encerramento, durante tendo em conta o tempo exigido pelas autoridades competentes, tendo em conta o período durante o qual o aterro apresentará perigo (CE, 2018a). Neste âmbito, enquanto esse período for considerado pelas autoridades competentes, independentemente do direito comunitário ou nacional, relativamente à responsabilidade do detentor de resíduos, o operador do local é responsável pelo acompanhamento e análise dos gases e dos lixiviados provenientes do local e do sistema de águas subterrâneas na sua vizinhança, no termos do Anexo III da Diretiva indicados na Tabela 2.17 (CE, 2018a).

Tabela 2.17 - Processos de acompanhamento e controlo nas fases de exploração e após encerramento, Anexo III da Diretiva Aterros (CE, 1999).

Dados	Fase de exploração	Fase de manutenção após encerramento
Dados meteorológicos	Recolha de dados das operações de controlo do aterro ou da estação meteorológica mais perto.	
<i>Volume da precipitação</i>	Diariamente	Diariamente, além dos valores mensais
<i>Temperatura (min., max., 14.00h TEC)</i>	Diariamente	Média mensal
<i>Direção e velocidade do vento dominante</i>	Diariamente	Desnecessário
<i>Evaporação (lisímetro ou outros métodos)</i>	Diariamente	Diariamente, além dos valores mensais
<i>Humidade atmosférica (14.00h TEC)</i>	Diariamente	Média mensal
Emissões	Controlo das águas, lixiviados e gases.	
<i>Volume dos lixiviados</i>	Mensalmente	Semestralmente
<i>Composição dos lixiviados</i>	Trimestralmente	Semestralmente
<i>Volume e composição das águas de superfície</i>	Trimestralmente	Semestralmente
<i>Emissões potenciais de gases e pressão atmosférica (CH₄, CO₂, H₂S, H₂, etc.)</i>	Mensalmente	Semestralmente
Proteção das águas subterrâneas	Medições sobre as águas subterrâneas suscetíveis de ser afetadas por descargas do aterro.	
Amostragem antes das operações do aterro	No mínimo em três locais distintos (valores de referência)	
Amostragem após operação do aterro	Pelo menos um na região de infiltração e dois na região de escoamento	
Nível das águas subterrâneas	De 6 em 6 meses	Semestralmente
Composição das águas subterrâneas	Frequência específica do local	Frequência específica do local
Topografia da instalação	Dados sobre o aterro.	
<i>Estrutura e composição do aterro:</i>		
<i>Superfície ocupada pelos resíduos</i>	Anualmente	
<i>Volume e composição dos resíduos</i>	Anualmente	
<i>Método de deposição</i>	Anualmente	
<i>Início e duração da deposição</i>	Anualmente	
<i>Cálculo da capacidade de deposição ainda disponível no aterro</i>	Anualmente	
<i>Comportamento do aterro relativamente a eventuais assentamentos:</i>	Anualmente	Anualmente

O período requerido para a manutenção da fase após encerramento do aterro é definido pelos Estados-membros e as autoridades locais, quer através da definição legislativa, quer através de definição nas licenças ou alvarás de exploração. Este período pretende ser fixado pelas autoridades competentes em função do tempo durante o qual o aterro represente perigo potencial para o ambiente ou para a saúde humana (CE, 1999).

Na Tabela 2.18 apresenta-se o período mínimo de manutenção após o encerramento, por classe de aterro, por países na EU. A período máximo não ultrapassa o estabelecido na Diretiva Aterros, havendo alguma variação relativamente aos aterros para RI.

Tabela 2.18 - Período mínimo de manutenção após o encerramento de aterros, por países, EU (anos).

País	Aterros de RI	Aterros de RNP	Aterros de RP	Fonte
Bélgica	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	GRB, 2002
Bulgária	30	30	30	MOCB, 2004
República Checa	(n.e.)	(n.e.)	(n.e.)	MZ, 2005
Dinamarca	30	30	30	MM, 2011
Alemanha	10	30	30	BBUNR, 2001
Estónia	25	25	25	K, 2004
Irlanda	30 ⁽²⁾	30 ⁽²⁾	30 ⁽²⁾	MEHLG, 2004
Grécia	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	GR, 2002
Espanha	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	MMA, 2001; MMA, 2009
França	5	30	30	MATE, 1997; MATE, 2002; MATE 2010
Croácia	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	MZOPUG, 2007
Itália	30	30	30	MA, 2003
Chipre	(n.d)	(n.d)	(n.d)	YE, 2003
Letónia	5/20/30 ⁽³⁾	5/20/30 ⁽³⁾	5/20/30 ⁽³⁾	MG, 2011
Lituânia	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	LRAM, 2000
Luxemburgo	5	30	30	LGDDL, 2003
Hungria	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	KM, 2001; KM, 2006
Malta	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	MEPA, 2002
Países Baixos	30	30	30	IM, 2013
Portugal	5	30	30	RJDRA (2021)
Reino Unido	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	UK (2002), UK (2003a), UK (2003b)

(n.e.) Não especificado, (n.d.) Não determinado, (1) Relativo aos custos de deposição de resíduos, conforme a Diretiva Aterros, (2) Redirecionado para a Diretiva Aterros, (3) Aterros recuperados, 20 anos; Aterros novos ou novamente utilizados, 30 anos; Aterros recuperados, resíduos removidos e reclassificados, 5 anos.

Em Portugal, o prazo é estabelecido na licença de exploração, nos termos fixados na parte B do anexo IV do RJDRA (2021), tendo em conta o período durante o qual o aterro possa representar perigo para o ambiente e para a saúde humana. As operações de manutenção e controlo realizadas durante a fase de gestão do aterro, após o encerramento, são custeadas pelo operador do aterro ou efetuadas sob sua responsabilidade, inclusive toda e qualquer medida corretiva, operações de manutenção, controlo ou análise suplementar que a entidade licenciadora considerar convenientes.

Esta entidade pode também alterar o programa de manutenção e controlo pós-encerramento, se o considerar conveniente e com base em proposta fundamentada do operador, pode autorizar a alteração da lista dos parâmetros a medir e a frequência dos controlos a realizar. Os processos de acompanhamento e de controlo na fase de pós-encerramento são apresentados, respetivamente, na Tabela A.4 e A.5 no Anexo A.

A perspetiva europeia e nacional de estabilização biológica de aterros pretende assim ser atenuada gradualmente com a redução da fração biodegradável depositada, através da redução da deposição direta de RU em aterros e utilização de outras tecnologias de tratamento. As medidas impostas pela Diretiva Aterros (CE, 2018a) no seguimento da redução da deposição de resíduos em aterros será colmatada com a implementação de outras tecnologias de tratamento de RU previamente à deposição em aterro como o TM, o TMB e a VO através da recolha seletiva de RUB.

De acordo com o PERSU 2030, os aterros continuam como uma necessidade na hierarquia do tratamento de resíduos, como destino final dos resíduos não valorizáveis.

Existem situações críticas a nível nacional que impõem a ampliação ou construção de infraestruturas de aterro (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023).

Para além do esforço de tratamento e redução da fração de biodegradável e RU a depositar em aterro, a utilização de técnicas e operação mais sustentáveis poderão contribuir para a garantir maior espaço nos aterros existentes ou já encerrados e obter maior capacidade de encaixe.

Esta forma mais sustentável de operação pode prevenir a construção de novas infraestruturas, uma matéria considerada sensível, tendo em conta que existe uma forte mobilização das populações contra este tipo de instalações (Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, 2023).

METODOLOGIA

Neste capítulo procede-se à descrição das metodologias utilizadas face aos objetivos propostos nesta dissertação. É primeiramente definida a metodologia no que concerne à análise de dados históricos com o objetivo de determinar os efeitos da idade, dimensão, clima e recirculação de concentrados nos aterros nacionais, através de análise estatística com recurso a ANOVA e técnicas de aprendizagem automática, como a análise por clusters, árvores de decisão e florestas aleatórias.

De seguida é descrita a metodologia de revisão da literatura no que concerne ao estado de arte de deposição em aterro de resíduos urbanos e sua sustentabilidade, das características das emissões e diferentes tecnologias sustentáveis de gestão, sistemas de recolha e tratamento e opções de operação e estabilização. Esta revisão do estado de arte permite definir o procedimento e o desenvolvimento do modelo conceptual proposto.

3.1 Avaliação de aterros de resíduos urbanos

Neste subcapítulo apresenta-se a metodologia utilizada para avaliar os efeitos da idade, clima, dimensão do aterro e recirculação de concentrado de osmose inversa nos aterros de resíduos urbanos nacionais.

3.1.1 Recolha de dados³

Os dados de aterros compilados nesta pesquisa foram recolhidos de relatórios de investigação e relatórios ambientais anuais desenvolvidos por EG de aterros RU. As EG enviam anualmente relatórios ambientais à Autoridade Nacional de Resíduos, a APA, de acordo com a lei nacional, Decreto-Lei nº 102-D/2020 (PCM, 2020), conforme indicado no capítulo 2.4.2.2. Os relatórios contêm dados mensais sobre resíduos depositados em aterros, dados meteorológicos, produção de lixiviados, tratamento de lixiviados e volume descarregado, características de lixiviados, e monitorização de águas subterrâneas e de superfície.

Nesta investigação, dados de 32 aterros de RU foram recolhidos e compilados numa base de dados. Estes aterros, começaram a funcionar entre 1997 e 2002 em Portugal Continental, e correspondem a 82% dos aterros urbanos em exploração. Os dados foram recolhidos relativamente aos anos de 2006, 2010, 2011 e 2016, totalizando 44 pontos de dados anuais e mensais correspondentes (Martinho et al., 2008; EGF, 2013; SGRU, 2017). Na Tabela B.1 do Anexo B apresentam-se as características gerais dos aterros de RU utilizados neste estudo.

Através dos dados recolhidos definiram-se variáveis de contexto e ambientais, incluindo nome do aterro, localização, geolocalização, data de início da operação, data de encerramento, capacidade, volume de resíduos e massa depositada, número de células, RU depositados (percentagem), resíduos orgânicos depositados (percentagem), sistema de tratamento de lixiviados, volume de lixiviado produzido e parâmetros de qualidade de lixiviado. Outras variáveis foram determinadas como a massa média anual de resíduos depositados, altura média do aterro, peso específico dos resíduos, áreas do aterro, idade mensal, precipitação, temperatura média e volume de lixiviado unitário.

Os dados meteorológicos (i.e., precipitação mensal e temperatura média mensal) foram completados com dados de estações próximas do sistema nacional de informação hidrológica, SNIRH (SNIRH, 2022). O Google Earth ProTM (Google, 2022) foi a ferramenta de informação geográfica para a definição da localização climática e a determinação das áreas históricas dos aterros.

³ Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, reproduzido com autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

3.1.2 Variáveis de classificação⁴

Tendo em conta o objetivo do presente estudo, os aterros foram classificados por idade, clima, dimensão e pelo tratamento de lixiviados em termos de destino dado ao concentrado. Na Tabela B.1 do Anexo B apresentam-se os aterros de RU utilizados neste estudo classificados de acordo com estas variáveis.

Em termos de idade do aterro (IA), as categorias foram definidas de acordo com outros estudos (Renou et al., 2008; Brennan et al., 2016; Ma et al., 2022): aterros jovens (i.e., menos de cinco anos), intermédios (i.e., entre cinco e dez anos) e antigos (i.e., mais de dez anos). A massa média anual de resíduos depositados em aterro definiu a categoria de dimensão do aterro (DA). A divisão foi efetuada com base nos dados recolhidos: menos de 100 000 t/ano, entre 100 000 e 200 000 t/ano e mais de 200 000 t/ano.

A temperatura e a precipitação mensais são variáveis determinantes para o volume e a qualidade dos lixiviados e estão associadas às condições climáticas. Para categorizar o clima do aterro (CA), foi utilizada a classificação de Köppen-Geiger. Esta classificação é uma "*classificação climática empírica, baseada na vegetação, amplamente utilizada*" (NOOA, 2022). Portugal é classificado como tendo um clima mediterrânico (Csa e Csb). No tipo Csa (i.e., "*verões quentes*"), a "*temperatura do mês mais quente é igual ou superior a 22 °C*", e no tipo Csb (i.e., "*verões amenos*"), a "*temperatura de cada um dos quatro meses mais quentes é igual ou superior a 10 °C, mas o mês mais quente é inferior a 22 °C*" (Kottek et al., 2006). Utilizou-se o Google Earth ProTM para a atribuição de categorias a cada aterro, utilizando a geolocalização de cada aterro e o mapa de alta resolução de Köppen-Geiger de 2010 (5 arc min) (Kottek et al., 2006).

Tendo em conta o objetivo deste estudo, os aterros foram primeiramente classificados por sistema de tratamento de lixiviados, relativamente ao destino dos lixiviados tratados (i.e., ETAR, linha de água ou sem descarga). Foi definida uma categoria de tratamento do concentrado (TC) para classificar os aterros que têm tratamentos de lixiviado com processos de osmose inversa e recirculam o concentrado produzido de volta ao aterro, dos aterros com outros destinos para o concentrado ou com outros tratamentos de lixiviado.

⁴ Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, reproduzido com autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

Além disso, analisou-se as diferenças de volume e de qualidade dos lixiviados entre o semestre seco (i.e., abril a setembro) e o semestre húmido (i.e., outubro a março) para avaliar quais os parâmetros mais suscetíveis às condições meteorológicas.

3.1.3 Parâmetros dos lixiviados⁵

Os dados relativos aos lixiviados constantes dos relatórios ambientais anuais estão legalmente vinculados à legislação sobre aterros e às características específicas do aterro (capítulo 2.4.2.2). As EG dos aterros devem medir o volume e recolher e analisar os lixiviados produzidos nas suas infraestruturas, de acordo com as normas legais, para os parâmetros e calendário definidos nas suas licenças ambientais de aterro. A frequência geral de monitorização dos parâmetros dos lixiviados especificados para os aterros em exploração é apresentada na Tabela 2.13 (capítulo 2.4.2.2).

Os parâmetros selecionados para este estudo incluem o volume de lixiviados mensal e unitário mensal (VLU) (i.e., volume produzido em m³ por tonelada de resíduos depositados); parâmetros gerais de qualidade dos lixiviados como: pH, condutividade elétrica (CE), sólidos suspensos totais (SST); componentes orgânicos como: carbono orgânico total (COT), carência química de oxigénio (CQO), carência biológica de oxigénio a cinco dias (CBO₅), CBO₅/CQO, azoto total (AT); macrocomponentes inorgânicos como: cloretos (Cl), sulfatos (SO₄), sódio (Na), azoto amoniacal (NH₄-N), nitratos (NO₃-N), nitritos (NO₂-N), magnésio (Mg), potássio (K), cálcio (Ca), ferro (Fe), manganês (Mn); e metais pesados como: cádmio (Cd), crómio total (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn).

Embora os dados provenientes dos relatórios anuais incluíssem, na maioria dos casos, todos os parâmetros presentes na Tabela 2.13 (capítulo 2.4.2.2), os dados recolhidos das restantes fontes apenas incluíam parâmetros como CBO₅, CQO, COT, SST, NT e NH₄-N.

No total, foram obtidas 64 variáveis, com 26 parâmetros de lixiviados, numa matriz de 528 linhas com uma frequência mensal, para 44 casos anuais.

⁵ Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, reproduzido com autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

3.1.4 Preparação dos dados⁶

Com o conjunto de dados organizado, procedeu-se à análise exploratória, apresentada na Figura 3.1. Iniciou-se a análise univariada das variáveis contínuas e categóricas para identificar possíveis erros, determinar a distribuição e a dispersão. Foram utilizados histogramas e gráficos de distribuição para visualizar as distribuições e as variáveis contínuas foram avaliadas quanto à normalidade através do teste de Shapiro-Wilk.

Os outliers foram removidos com base no intervalo interquartil, utilizando os percentis 25 e 75. Valores superiores ou inferiores a 1,5 vezes o intervalo interquartil das variáveis originais foram considerados outliers e foram removidos.

Para os procedimentos estatísticos em que a normalidade é necessária, como a ANOVA, as variáveis foram transformadas utilizando a transformação logarítmica ou quadrada, dependendo da qual fosse a melhor adaptação à normalidade (por exemplo, $\text{NH}_4\text{-N}$, CBO_5/COD , Cl), embora na maioria dos casos não testasse ou fosse visualmente normal.

Para lidar com este problema, utilizou-se a transformação Box-Cox (Box e Cox, 1964) nos casos em que nenhuma das transformações frequentemente utilizadas fornecia uma distribuição gaussiana. A transformação Box-Cox é uma transformação não linear que permite escolher entre modelos lineares e log-lineares, melhorando "a aditividade, a normalidade e a homocedasticidade das observações" (Daimon, 2011). A transformação Box-Cox eleva uma dada variável x na transformada de potência (λ) e estima λ , de acordo com a Equação 3.1:

$$x^{(\lambda)} = \begin{cases} \frac{(x^\lambda - 1)}{\lambda}, & \lambda \neq 0 \\ \log(x), & \lambda = 0 \end{cases} \quad \text{Equação 3.1}$$

O log é o algoritmo natural quando $\lambda = 0$. Quando $\lambda = 1$, a equação retorna à variável presente, onde não se consegue nenhuma transformação. Com $\lambda = 0,5$, obtém-se uma transformação de potência para a raiz quadrada da variável. Outras *lambdas* fornecem outras transformações de potência, como a recíproca ($\lambda = -1$). Um exemplo desta transformação é apresentado na Figura B.1 no Anexo B, para o COT. Nem todas as transformações testam distribuições gaussianas, apesar das distribuições serem visualmente semelhantes. Foi

⁶ Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, reproduzido com autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

determinado o melhor *lambda* para cada parâmetro, e a definição da transformação para cada variável baseou-se nos resultados do teste de normalidade, na inspeção visual das distribuições e na análise dos resultados (Tabela B.2 no Anexo B).

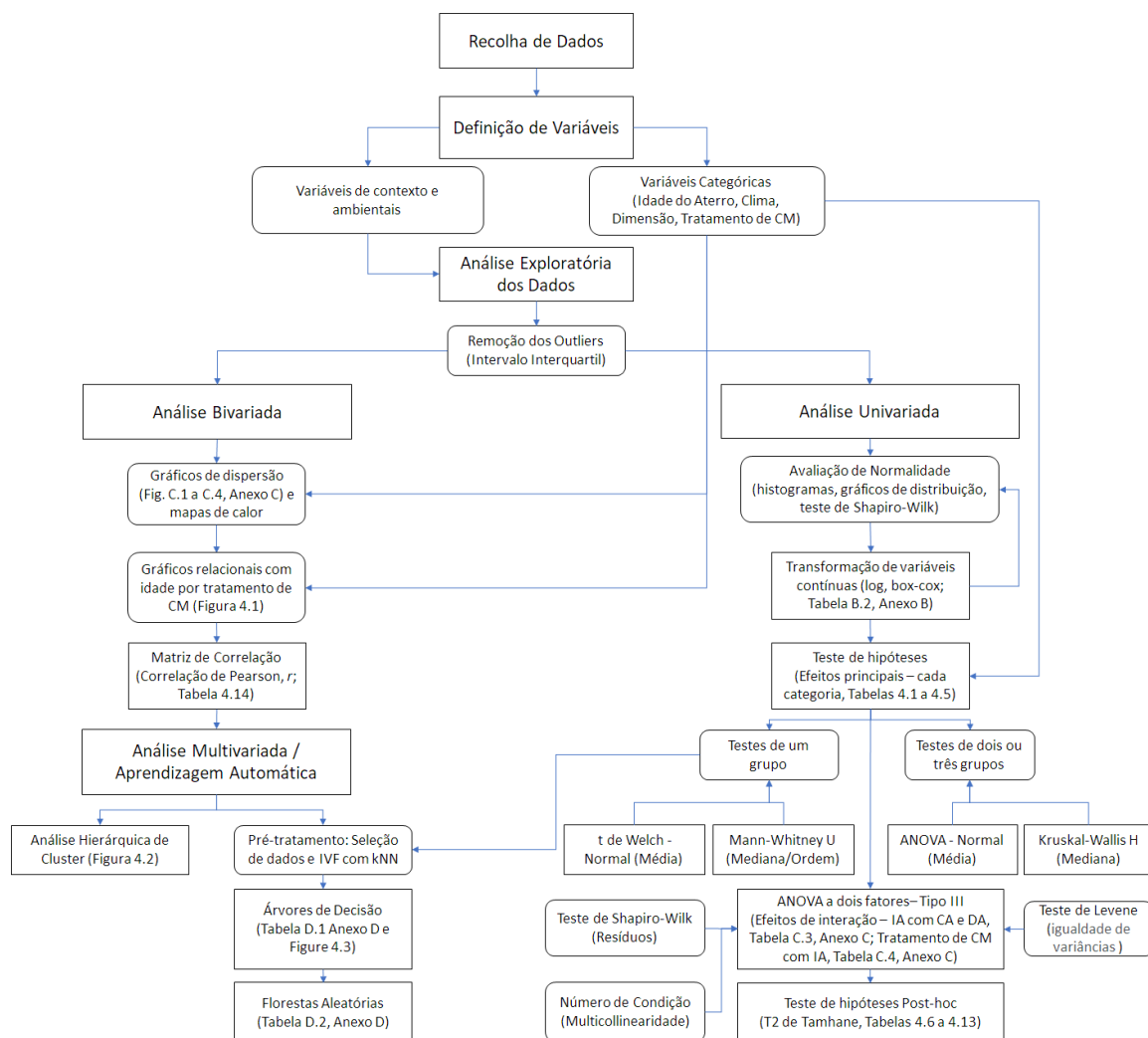


Figura 3.1- Processo metodológico de avaliação dos efeitos da idade, clima, dimensão e recirculação do concentrado em aterros de resíduos urbanos de Portugal continental.

3.1.5 Análise estatística⁷

Para estudar os efeitos principais entre as variáveis categóricas no volume e na qualidade dos lixiviados, o teste *t* de Welch foi utilizado nas variáveis dependentes com diferentes variâncias e distribuição normal e o teste *U* de Mann-Whitney para as variáveis dependentes com distribuição não normal (Figura 3.1). Para determinar diferenças entre dois ou mais grupos de análise utilizou-se a ANOVA unidirecional, no caso das variáveis normais, ou o teste *H* não paramétrico equivalente de Kruskal-Wallis. Com este processo, foram desenvolvidos testes de hipóteses individuais para cada parâmetro para testar se a média, mediana, variância ou ordem da categoria (Figura 3.1) é maior ou menor do que o esperado, dada a variação aleatória, na qual os efeitos sistemáticos da categoria foram inferidos (Krzywinski e Altman, 2014a, 2014b).

A ANOVA a dois fatores (tipo III para grupos de tamanhos diferentes) foi então aplicada às variáveis transformadas para identificar interações (i.e., efeitos de interação) entre a categoria IA e outras categorias CA e DA, e entre a categoria TC e a IA (Figura 3.1). Os pressupostos para a aplicação da ANOVA de duas vias foram verificados quanto à normalidade dos resíduos através do teste de Shapiro-Wilk, à homocedasticidade do grupo com o teste de Levene da homogeneidade das variâncias e à multicolinearidade através do número de condição (Figura 3.1). Os efeitos de interação foram determinados por uma interação significativa entre as categorias (Seltman, 2018). Neste caso, implicou determinar a diferença média em cada parâmetro entre cada grupo de IA e os níveis de categoria testados (i.e., CA e DA) e entre os níveis de categoria testados e cada grupo de IA. Da mesma forma, determinou-se a diferença média em cada parâmetro entre cada grupo de TC e os níveis de categoria de IA testados e entre os níveis de categoria IA testados e cada grupo de TC. Para o efeito, devem ser utilizados testes post-hoc de comparações múltiplas.

O teste de comparações múltiplas Tukey HSD é geralmente aplicado para determinar diferenças significativas entre grupos de categorias após a ANOVA. No entanto, o teste Tukey HSD baseia-se em grupos de dados equilibrados, em que o número de amostras é o mesmo entre os grupos, o que não é o caso neste estudo (Sauder e DeMars, 2019). Em vez disso, utilizou-se o método T2 de Tamhane, que segue o teorema da desigualdade de Sidak, utilizando um procedimento par a par baseado na distribuição *t* Student com o ajuste do nível

⁷ Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, no que se refere às categorias de idade, clima e dimensão e reproduzido com autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

de significância (Lee e Lee, 2018). Este método também é válido quando o pressuposto de equivalência de variância não se mantém (Sauder e DeMars, 2019). O ómega-quadrado parcial (ω^2) de cada variável categórica foi utilizado para determinar o tamanho do efeito e medir a quantidade de variância explicada pela interação (Ialongo, 2016).

Todos os testes estatísticos foram realizados considerando um nível de significância α de 0,05, exceto os testes do método T2 de Tamhane, que dependem do número de testes que estão a ser comparados (Lee e Lee, 2018).

Procedeu-se a uma análise bivariada para identificar correlações entre variáveis de contexto e ambientais (Figura 3.1). Nesta análise, incluíram-se variáveis contínuas permutáveis com as variáveis categóricas e outras variáveis pertinentes, como a idade, a massa de resíduos depositada por ano, a percentagem de resíduos urbanos depositados e a percentagem de resíduos depositados em estações de transferência (ET), a percentagem de resíduos biodegradáveis depositados, a densidade média dos resíduos, a altura média, a precipitação mensal e a temperatura média mensal, em comparação com os parâmetros de volume e qualidade dos lixiviados. Utilizou-se gráficos de dispersão, mapas de calor e correlação de Pearson (r) para variáveis que apresentavam tendências lineares crescentes ou decrescentes (Altman e Krzywinski, 2015). Foram consideradas relevantes as correlações significativas ($p < 0,05$) superiores a 0,80, para as quais foram desenvolvidos gráficos de regressão de parâmetros de elevada correlação (Figura 3.1).

3.1.6 Aprendizagem automática

Os métodos estatísticos têm um foco estabelecido na inferência, onde um modelo matemático é criado para fornecer compreensão ou testar uma hipótese sobre como um sistema se comporta, enquanto a previsão visa prever resultados não observados (Bzdok et al., 2018). A estatística e a AA podem ser utilizadas para a previsão e a inferência. No entanto, a AA concentra-se na previsão usando algoritmos de aprendizagem para encontrar padrões preditivos generalizáveis com mais frequência em "dados amplos", onde o número de variáveis de entrada excede o número de casos (Bzdok et al., 2018). Ambos os casos podem ser utilizados para chegar a conclusões significativas (Bzdok et al., 2018), mas também podem ser complementares.

Neste estudo, utilizaram-se modelos de AA não supervisionados (análise hierárquica de clusters) para inferir se existe alguma estrutura ou padrão nos dados relacionados com os

efeitos estudados e, modelos de AA supervisionados (DT e RF), para tentar classificar os aterros por TC com base nos resultados obtidos na análise estatística, determinando assim, quais os parâmetros que têm maior relevância na diferenciação entre tratamentos.

A análise estatística e de AA foram realizadas em Jupyter Lab Notebooks (Executable Looks Community, 2020) com os pacotes Scipy (Virtanen et al., 2020), Scikit-learn (Pedregosa et al., 2011), e Statsmodels (Seabold and Perktold, 2010) para análise. Os pacotes Matplotlib (Hunter, 2007) e Seaborn (Waskom, 2021) foram utilizados para produção de visualizações. Foi utilizada a linguagem de programação Python, versão 3.9 (Python Software Foundation, 2022).

3.1.6.1 Análise de Clusters⁸

Na AC, não são feitas quaisquer suposições relativamente ao número de grupos ou à estrutura do grupo. O agrupamento é baseado nas semelhanças ou distâncias (dissimilaridades) (Johnson e Wichern, 2002). Os casos, quando agrupados, estão próximos uns dos outros por alguma distância, enquanto as variáveis são geralmente agrupadas com base em coeficientes de correlação ou medidas semelhantes de associação (Johnson e Wichern, 2002). A distância euclidiana (em linha reta) é frequentemente preferida para o agrupamento, dado que as quantidades da amostra só podem ser calculadas com conhecimento prévio dos grupos distintos (Johnson e Wichern, 2002). As técnicas aglomerativas utilizam métodos de ligação adequados para agrupar itens e variáveis. O método de Ward minimiza a perda de informação resultante da junção de dois grupos e parte do princípio de que os grupos de observações multivariadas devem ter uma forma aproximadamente elíptica, à semelhança dos métodos não hierárquicos (Johnson e Wichern, 2002).

Desta forma, utilizou-se neste estudo o método de Ward para a ligação e a distância euclidiana na análise hierárquica de clusters. Considerando a componente de correlação e a eliminação automática por pares associada à AC, não foi necessário qualquer pré-tratamento dos dados.

⁸ Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, reproduzido com autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

3.1.6.2 Árvores de decisão e Florestas aleatórias

Neste estudo, utilizaram-se os modelos de classificação supervisionada de AA, AD e FA para classificar os aterros sanitários por TC, com base nos resultados obtidos na análise estatística.

Na AA baseada na informação, as AD são estruturas fundamentais (Hastie et al., 2009). São utilizadas como uma abordagem eficaz para a previsão, executando vários testes sobre os valores das características descritivas que descrevem os dados da consulta e utilizando os resultados desses testes para determinar a previsão (Kelleher et al., 2015). Os métodos de AD, ou baseados em árvores, dividem o espaço num conjunto de regiões e depois ajustam um modelo a cada uma delas (Hastie et al., 2009).

A composição de uma AD inclui um nó de raiz (i.e., o nó inicial), nós interiores e nós de folha (i.e., nós terminais), que estão ligados por ramos. Cada nó raiz e cada nó interior da árvore especificam um teste a ser realizado numa característica descritiva (Kelleher et al., 2015). A previsão/partição da árvore, para qualquer caso ou ponto nos dados, começa no nó raiz e desce a árvore, movendo-se para o nó interior direito quando a resposta ao teste do nó é positiva ou, caso contrário, para o nó interior esquerdo até encontrar um nó folha (Mohri et al., 2018). Quando a folha é alcançada, o caso ou ponto nos dados é associado ao rótulo dessa folha (Mohri et al., 2018). Nas árvores binárias recursivas, o espaço é dividido em duas regiões, com os nós terminais ou folhas da árvore correspondendo às regiões (Hastie et al., 2009). Estas árvores têm a vantagem de serem facilmente interpretáveis, uma vez que uma única árvore pode descrever todo o espaço de características (Hastie et al., 2009).

O ganho de informação e a entropia são as medidas mais importantes do conteúdo de informação utilizadas para avaliar a impureza das partições de divisão de um conjunto de dados para uma determinada característica (Hastie et al., 2009). A entropia é definida no modelo de entropia de Shannon (Shannon, 1948). Quando é feita uma seleção aleatória de um conjunto de dados, é calculada a soma ponderada dos logaritmos das probabilidades de cada resultado possível, sendo que os resultados com probabilidades mais elevadas contribuem mais para a entropia global de um conjunto de dados do que os resultados com probabilidades mais baixas (Hastie et al., 2009).

Outro método de medição da impureza é o índice de Gini, que calcula a ocorrência de erros de classificação dos níveis-alvo das instâncias num conjunto de dados se as previsões fossem feitas apenas com base na distribuição dos níveis-alvo no conjunto de dados (Mohri et al., 2018).

Existem vários algoritmos de AD os mais comuns são o ID3 (Quinlan, 1986), com os seguintes algoritmos melhorados, C4.5 e C5.0, e as árvores de classificação e regressão (CART) (Hastie et al., 2009). O C5.0 é proprietário e mais semelhante ao CART, que constrói árvores binárias pelo maior ganho de informação em cada nó, dado pela característica resultante e pelo limiar (Hastie et al., 2009; Scikit-learn, 2023). Neste estudo, utilizou-se uma versão otimizada do algoritmo CART fornecida pelo Scikit-learn, uma ferramenta de código aberto para análise preditiva (Scikit-learn, 2023).

As limitações da AD estão relacionadas ao sobreajuste no conjunto de treino e à instabilidade devido à alta variância (Hastie et al., 2009; Kelleher et al., 2015). A AD tende a ajustar-se excessivamente ao dividir o conjunto de dados em características irrelevantes que parecem relevantes devido ao ruído ou à variância da amostra no conjunto de dados de treino (Hastie et al., 2009). A poda de árvores é uma solução que permite identificar e remover subárvores provavelmente criadas por este efeito. Existem várias opções para a poda de árvores, incluindo a pré-poda, a pós-poda, a poda de erro reduzido e a poda de custo-complexidade mínimo (Breiman et al., 1984; Quinlan, 1986; Hastie et al., 2009; Scikit-learn, 2023).

Para lidar com a instabilidade da AD devido à elevada variância, podem ser utilizados métodos de conjunto (*ensemble*), como o *Bagging*, para melhorar a precisão (Hastie et al., 2009). *Bagging* ou *Bootstrap Aggregating* é um método para criar várias versões de um algoritmo de previsão, formando um algoritmo agregado e calculando um voto de pluralidade ao prever uma classe (Breiman, 1996). Cada algoritmo é treinado numa amostra *bootstrapped* aleatória e num subconjunto aleatório das características do conjunto de dados. O método *Bagging* aplicado à AD desta forma é conhecido como o modelo de FA (Kelleher et al., 2015).

Outro método de conjunto é o *Boosting*, ou reforço, em que os modelos são criados interactivamente e adicionados ao conjunto, devolvendo o nível alvo maioritário através de um voto ponderado (Kelleher et al., 2015). Os modelos de reforço incluem AdaBoost, Gradient Boosting e XGBoost como os mais comuns, sendo a AD normalmente utilizada como modelo reforçado. No entanto, estes métodos são propensos a sobreajuste, especialmente com elevada dimensionalidade (Kelleher et al., 2015).

Dada a alta variância no conjunto de dados, para melhorar a precisão da classificação dos aterros com ou sem recirculação do concentrado obtida com as AD, foi utilizado o modelo de FA (Breiman, 2001).

PREPARAÇÃO DOS DADOS PARA ÁRVORES DE DECISÃO E FLORESTAS ALEATÓRIAS

Para aplicar ambos os modelos, o conjunto de dados precisa ser processado. Tal inclui a seleção de um subconjunto dos dados e a imputação de valores em falta. Não é necessária normalização de dados, dada a natureza não paramétrica do modelo. Considerando o baixo número de casos para alguns parâmetros inorgânicos e metais pesados, apenas os dados referentes aos anos em que esses parâmetros foram recolhidos foram selecionados para esta análise. Esta divisão resultou num subconjunto de 168 casos em 528. Os valores em falta também necessitam de ser removidos ou preenchidos para conduzir a análise de AA. A exclusão de dados em falta por casos ou linhas com valores ausentes resultaria numa base de dados insuficiente. Assim, foi necessária a imputação de valores em falta (IVF) (Figura 3.1).

Para substituir valores em falta em grandes conjuntos de dados, estão disponíveis várias estratégias, incluindo métodos estatísticos com imputação de valor único (i.e., utilizando uma constante, média, mediana ou moda), imputação de AA por equações encadeadas (MICE), imputação não-MICE, como factorização matricial e k-vizinho mais próximo (kNN), bem como modelos de aprendizagem profunda mais complexos (Hasan et al., 2021; Samad et al., 2022). Utilizou-se kNN para a imputação interativa dos parâmetros do modelo selecionado. Ao contrário da estratégia MICE, que estima valores ausentes de variáveis individuais usando valores observados de outras variáveis, a imputação kNN encontra k vizinhos mais próximos para um valor ausente de todos os valores completos em um determinado conjunto de dados e, em seguida, preenche o valor ausente com o mais frequente ocorrendo nos vizinhos (Zhang, 2012; Samad et al., 2022).

A imputação múltipla de kNN é o processo IVF baseado em AA mais utilizado (Hasan et al., 2021) e é mais provável considerar as diferenças significativas observadas na análise estatística. Para evitar o sobreajuste, foi feita uma análise do número de vizinhos.

Para aplicar o modelo, o conjunto de dados foi dividido em 60% para treino e 40% para teste, dado o pequeno número de parâmetros (i.e., menos de dez), com estratificação para a desigualdade de casos da classe de TC ("Recirculação para o aterro" com 96 casos e "Outros tratamentos" com 72 casos). Com a quantidade relativamente pequena de dados, em vez de ter um subconjunto para validação de hiperparâmetros e deixar dados de treino insuficientes, usou-se validação cruzada estratificada a cinco vezes (Mohri et al., 2018). Desta forma, parte dos dados de treino é usada para treino e outra para testar hiperparâmetros no número de vezes de validação cruzada, usando apenas o conjunto de dados de treino. Assim, estratifica-

se dados para seleção de modelos e treino para preservar a percentagem de amostras para cada classe (Mohri et al., 2018).

MÉTRICAS DE AVALIAÇÃO

Nos modelos de classificação existem quatro possíveis resultados que podem ser representados numa matriz de confusão e servir de base para o cálculo das métricas de avaliação dos resultados de classificação (Kelleher et al., 2015):

- **Verdadeiro Positivo (VP):** um exemplo nos dados de teste que tinham um resultado da classe alvo positivo e foi previsto pelo modelo com um valor de classe alvo positivo;
- **Verdadeiro Negativo (VN):** um exemplo nos dados de teste que tinham um resultado da classe alvo negativo e foi previsto pelo modelo com um valor de classe alvo negativo;
- **Falso Positivo (FP):** um exemplo nos dados de teste que tinham um resultado da classe alvo negativo e foi previsto pelo modelo com um valor de classe alvo positivo;
- **Falso Negativo (FN):** um exemplo nos dados de teste que tinham um resultado da classe alvo positivo e foi previsto pelo modelo com um valor de classe alvo negativo.

Na Tabela 3.1 apresenta-se a estrutura de uma matriz de confusão, onde se pode visualizar se o modelo está a ter uma boa performance, pelos valores na diagonal que representam os verdadeiros positivos e os verdadeiros negativos. Os restantes valores na matriz de confusão permitem avaliar que tipos de erros o modelo está a fazer (Kelleher et al., 2015; Hasan et al., 2021).

Tabela 3.1 – Estrutura de uma matriz de confusão (Kelleher et al., 2015; Hasan et al., 2021)

		Classificação Prevista	
		Predição Positiva	Predição Negativa
Classificação Alvo	Condição Positiva	Verdadeiro Positivo (VP) (Deteção correta)	Falso Negativo (FN) (Erro Tipo-II, Subestimação)
	Condição Negativa	Falso Positivo (FP) (Erro Tipo-I, Sobreestimação)	Verdadeiro Negativo (VN) (Rejeição correta)

As métricas utilizadas para medir o desempenho dos modelos AD e FA são as mais utilizadas em problemas de classificação: exatidão ou precisão de classificação (i.e., *accuracy*), sensibilidade (i.e., *recall*), especificidade e precisão (Hasan et al., 2021). A sua determinação tem em conta os valores da matriz de confusão (Hasan et al., 2021):

Taxa de classificação ou exatidão:

Mede a proporção de positivos e negativos reais corretamente classificados, considerando o total de casos classificados.

$$Exatidão = \frac{VP + VN}{VP + VN + FP + FN} \quad \text{Equação 3.2}$$

Sensibilidade ou abrangência:

Mede a proporção de positivos reais corretamente identificados como positivos, sem considerar as correlações entre variáveis.

$$Sensibilidade = \frac{VP}{VP + FN} \quad \text{Equação 3.3}$$

Especificidade:

Mede a proporção de negativos reais corretamente identificados como negativos, sem considerar as correlações entre variáveis.

$$Especificidade = \frac{VN}{VN + FP} \quad \text{Equação 3.4}$$

Precisão:

Mede a proporção de positivos reais corretamente identificados como positivos, dentro dos que são casos que são positivos.

$$Precisão = \frac{VP}{VP + FP} \quad \text{Equação 3.5}$$

Receiver operator curve (ROC):

A curva ROC é traçada de modo a que a sensibilidade se situe no eixo vertical e a taxa de falsos positivos no eixo horizontal, variando os limiares. Define a relação entre sensibilidade e especificidade.

Area Under the Curve (AUC):

A área sobre a curva é a medida da capacidade de um classificador para distinguir entre classes, e que é uma estimativa de classe não enviesada sendo um resumo da curva ROC. Pode variar entre 0 e 1. Uma AUC igual a 0, significa que o classificador falhou nas classificações. Com uma AUC igual a 1 significa que acertou em todas as classificações. Uma AUC de 0.5 é considerada aleatória.

3.2 Tecnologias de aterros ambientalmente sustentáveis

Para rever o estado de arte da deposição em aterro de RU e sua sustentabilidade, a avaliação do final do PPE e as características e comparação das diferentes tecnologias sustentáveis de gestão e operação de aterros, foi realizada uma revisão da literatura por pesquisa de palavras-chave na internet de diversas fontes, como livros, relatórios e artigos científicos.

No que se refere à revisão sobre aos aterros de RU apresentada no capítulo 4.2.1, as chaves de pesquisa incluíram: "MSW landfill", "dry tomb", "leachate quality", "biogas management". Em termos da sustentabilidade de aterros e finalização do PPE e da QAF, revisão apresentada no capítulo 4.2.2, as palavras-chave incluíram: "landfill sustainability", "sustainable landfills", "landfill aftercare", "final storage quality". No que concerne à revisão sobre a redução de resíduos biodegradáveis no aterro, apresentada no capítulo 4.2.3, utilizaram-se as seguintes palavras-chave: "MBT waste", "MBT landfill", "MBT leachate", "MBT biogas". Para as diversas tecnologias de aterros biorreatores, na revisão realizada no capítulo 4.2.4, utilizaram-se as palavras-chave: "landfill bioreactors", "anaerobic bioreactor", "aerobic bioreactor", "semi-aerobic landfill", "hybrid bioreactor", "facultative bioreactor". Para comparação das diferentes tecnologias, na revisão realizada no capítulo 4.2.5, as palavras-chave de pesquisa incluíram: "landfill costs", "landfill bioreactors costs", "LCA landfills", "LCC landfills". No que se refere aos aterros biorreatores e a mineração de aterros utilizaram-se as palavras-chaves: "Landfill mining", "Landfill remediation", "Landfill aeration".

Os principais livros e relatórios e artigos científicos publicados, mais referenciados até à data, foram considerados na revisão da literatura.

3.3 Desenvolvimento conceptual de um potencial modelo de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade ambiental de aterro de resíduos urbanos

Os resultados obtidos nos primeiros objetivos deste estudo podem fornecer uma base sólida de quantificação e de modelação para a necessária avaliação para determinar o fim do PPE de um aterro de resíduos urbanos, ou uma avaliação ambiental para determinar as diferentes opções de estabilização biológica e inorgânica do aterro e a respetiva viabilidade económica.

Para enfrentar os problemas relacionados com as condições locais e a modelação da incerteza dos dados a longo prazo identificados neste estudo, pretendeu-se desenvolver conceptualmente uma potencial ferramenta para futuro desenvolvimento para ajudar os técnicos e os decisores de gestão de aterros com uma avaliação ambiental e económica probabilística.

A metodologia utilizada para o desenvolvimento conceptual do potencial modelo de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterros, consistiu assim na avaliação das lacunas existentes identificadas na revisão da literatura e nos resultados obtidos nos primeiros objetivos deste estudo, no que se refere aos modelos de previsão de produção e qualidade de biogás e de lixiviados, os modelos existentes de avaliação ambiental e económica e as necessidades identificadas para uma gestão sustentável dos aterros de RU.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo apresentam-se os resultados e discussão de acordo com a metodologia definida no capítulo anterior. Inicia-se com a avaliação dos dados históricos de aterros nacionais com o objetivo de determinar os efeitos da idade, dimensão, clima e recirculação de concentrado, através de análise estatística com recurso a ANOVA e técnicas de aprendizagem automática de análise por clusters, árvores de decisão e florestas aleatórias.

De seguida é feita uma avaliação da finalização do período pós-encerramento, seguida de uma avaliação ambiental e económica de tecnologias de aterros sustentáveis, com as características das emissões, sistemas de recolha e tratamento e opções de operação e estabilização. Por fim, é definido o modelo conceptual para uma potencial ferramenta de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterros.

No final deste capítulo é feita uma síntese dos resultados e discussão sobre cada objetivo definido neste trabalho de investigação.

4.1 Avaliação dos aterros de resíduos urbanos

Neste capítulo realiza-se em primeiro lugar a análise estatística dos dados recolhidos dos aterros de RU e tendo em conta os resultados obtidos procede-se à análise dos resultados com os modelos de aprendizagem automática.

4.1.1 Análise estatística⁹

4.1.1.1 Variáveis de contexto

As principais variáveis de contexto definidas neste estudo foram as variáveis categóricas IA, CA e DA, conforme indicado no capítulo 3.1.2. Considerando o período mensal, os aterros estudados encontravam-se maioritariamente de idade intermédia (60,8%), seguidos de aterros antigos (24,1%) e novos (15,2%). A categoria CA encontrou-se equilibrada entre os aterros, com 14 localizados no clima Csa (i.e., "*verões quentes*") e 18 no clima Csb (i.e., "*verões amenos*") (Kottek et al., 2006). Na categoria DA, metade dos aterros recebia, em média, menos de 100 000 t/ano, sete aterros mais de 200 000 t/ano e nove entre estas categorias.

Na Tabela C.1. do Anexo C é apresentado um sumário estatístico relativo aos parâmetros ambientais e de contexto obtidos, de quantidade e de qualidade dos lixiviados. A idade média dos aterros à data da análise foi de oito anos, tendo o aterro mais antigo estado em funcionamento durante 19 anos. O volume máximo de resíduos depositados em aterro anualmente foi de 330 000 toneladas, sendo 91%, em média, composto por RU. A fração de resíduos biodegradáveis variou entre 48,5% e 63,0%, com uma média de 52,5%, um teor relativamente elevado face à atual média nacional de 37,4% (APA, 2023c). Esta fração elevada é também comparável com a média dos países de rendimento médio-baixo (Silpa et al., 2018). Este elevado conteúdo biodegradável resulta em lixiviados orgânicos mais fortes, na fase inicial de degradação, com um rápido início de condições metanogénicas num período mais curto do que os aterros em países com rendimentos mais elevados (El-Fadel et al., 2002).

A altura média do aterro obtida foi de 13 m, com um máximo de 34 m. A altura média é relevante para a distribuição da humidade, percolação de lixiviados e volume de lixiviados. A maior parte dos resíduos foi depositada diretamente no aterro, com apenas 34%, em média, transportados primeiro para ET onde é aplicada pré-compactação. O peso específico médio calculado dos resíduos foi de 1,10 t/m³, enquanto o máximo atingido foi de 2,20 t/m³. O peso específico dos resíduos é também relevante para a percolação dos lixiviados e a degradação dos resíduos. Os parâmetros de produção e qualidade dos lixiviados são discutidos no subcapítulo seguinte.

⁹ Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, no que se refere às categorias de idade, clima e dimensão e reproduzido com autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

Nas datas de análise, 15 aterros estavam a utilizar processos de osmose inversa, compostos principalmente por um sistema de ultrafiltração, seguida de osmose inversa com alguma forma de pré-tratamento biológico ou físico-químico (Tabela C.2 no Anexo C). Apenas dois aterros incluíram um processo de nitrificação/desnitrificação antes do sistema de osmose inversa. O permeado produzido no processo é utilizado principalmente para as operações do aterro, como a rega e a lavagem, enquanto o excesso é descarregado para a linha de água próxima. O concentrado produzido pelo processo foi relatado pelas EG (Tabela B.1 no Anexo B) como sendo recirculado de volta para o aterro em 88% dos casos. Apenas dois casos indicaram a recirculação do concentrado para jusante do sistema de tratamento de lixiviados (i.e., lagoa de estabilização ou tanque de receção) à data da análise. Com esta informação, foi possível definir a categoria CT, onde 9 aterros fazem a recirculação do concentrado produzido pelos processos de tratamento por osmose inversa de lixiviados de volta ao aterro (N=15 casos anuais no total). A maioria dos aterros (N=24) possui outros CT ou outros tratamentos de lixiviados (N=29 casos anuais no total).

4.1.1.2 Volume de lixiviados

O VLU, medido pelo volume de lixiviado produzido por tonelada de resíduos total depositada, e o volume mensal de lixiviado, mostraram diferenças estatísticas significativas dentro das variáveis categóricas. Encontrou-se nos efeitos principais com IA, CA e DA que o VLU diminui significativamente com a idade, quase metade da mediana de aterros novos para antigos (Tabela 4.1) e também com a dimensão (Tabela 4.2), mas não com o clima (Tabela 4.3), concordando em parte com Vaccari et al. (2019). As variações entre semestres hidrológicos também são significativas para VLU e Volume (Tabela 4.4). Brennan et al. (2016) verificaram uma redução da produção de lixiviados por tonelada de resíduos depositados com a idade, atribuindo-a ao aumento da DA e à melhoria da gestão dos lixiviados nos aterros. Neste estudo, todos os aterros são concebidos com as melhores práticas de gestão de lixiviados de acordo com a Diretiva Aterros. No entanto, a acumulação de lixiviados no aterro pode, em alguns casos, ser um fator a considerar, embora não existam dados que sustentem este efeito. Estas observações indicam estatisticamente que o efeito da dimensão e da idade na produção de lixiviados é predominante face às alterações climáticas regionais mediterrânicas.

De acordo com o processo metodológico indicado no capítulo 3.1.5 (Figura 3.1), os resultados sobre os efeitos das interações do VLU entre a idade do aterro com o clima e a dimensão mostram efeitos significativos para todas as outras categorias e interações (Tabela

C.3, Anexo C). As diferenças no VLU são significativas em ambas as zonas climáticas, entre aterros novos, intermédios e antigos, onde também se deteta uma diminuição da mediana com a idade (Tabela 4.6 e Tabela 4.7). O mesmo efeito foi detetado em aterros de dimensões diferentes, com diferenças significativas (Tabela 4.8, Tabela 4.9 e Tabela 4.10). Com a mesma análise de tabelas, o Volume mostra um aumento significativo com a idade, do clima mais quente para menos quente e com o aumento da dimensão do aterro, como seria de esperar.

No que concerne ao tratamento do concentrado, foram encontradas diferenças estatísticas significativas em ambos os parâmetros (Tabela 4.5). Verificou-se um maior volume (73%) e VLU (23%) nos aterros com recirculação de concentrado para o aterro, em comparação com os aterros com outros tratamentos de lixiviados. Tendo em conta a adição de líquido, seria de esperar uma maior produção de lixiviados nos aterros com recirculação de concentrado. Outros fatores poderão também afetar o VLU, como o aumento da massa do aterro e a idade, com o aumento da densidade dos resíduos. De acordo com alguns estudos, o volume de lixiviado não parece ser afetado pela recirculação ou injeção de concentrado, mantendo os aterros uma capacidade tampão até certo ponto (Calabrò et al., 2010; He et al., 2015a; Morello et al., 2016). Em termos de adição de volume a partir da recirculação de concentrado, Morello et al. (2016) não encontraram um aumento consistente do volume de lixiviado na sua investigação, ao contrário de Calabrò et al. (2018), que encontraram um aumento na VLU após dez anos de recirculação de concentrado.

Para verificar o fator idade nas diferenças encontradas procedeu-se à identificação dos efeitos de interações do Volume e o VLU entre o TC e a IA (Tabela C.4, Anexo C), revelando-se significativas. Em todas as idades dos aterros (Tabela 4.11 a Tabela 4.13), também podemos observar um maior volume e volume unitário em aterros com recirculação de concentrado em comparação com outros tratamentos, com diferenças estatisticamente significativas para aterros novos e intermédios. Estes resultados são consistentes com a existência de um aumento de volume de lixiviados com a recirculação de concentrado independentemente da idade do aterro.

4.1.1.3 Parâmetros gerais

A composição do concentrado depende das condições de estabilização do aterro, da composição da membrana, da incrustação e da fase de tratamento biológico (Li e Liu, 2021). A recirculação do concentrado pode afetar a estabilização biológica do aterro e a qualidade do lixiviado. De acordo com o processo metodológico apresentado no capítulo 3.1.5 e na Figura

3.1, procedeu-se igualmente a uma análise bivariada para avaliar os padrões e correlações entre variáveis e categorias. Na Figura 4.1 apresenta-se a variação com a idade dos parâmetros de qualidade dos lixiviados analisados neste estudo. As linhas de tendência exponenciais foram ajustadas para representar a variação média com o tempo para os dados por TC. Como os aterros deste estudo estão em operação no momento da análise, as linhas de tendência não representam a variação de longo prazo dos parâmetros após o encerramento, onde é esperada uma diminuição na concentração da maioria dos parâmetros (Ehrig e Stegmann, 2019). Nas Figuras C.1 a C.4, no Anexo C, são apresentados gráficos de dispersão sobre os parâmetros de volume e dos principais parâmetros de qualidade por IA, CA, DA e TC para mostrar relações entre parâmetros e distribuições entre categorias e tratamentos.

Observaram-se diferenças estatisticamente significativas no pH entre as dimensões dos aterros (mais baixo nos aterros de pequena dimensão do que nos de médios) (Tabela 4.2), e mais básico nos aterros mais antigos do que nos intermédios (Tabela 4.1), onde a estabilização dos resíduos está mais avançada. Embora não tenham sido encontradas diferenças significativas entre zonas climáticas (Tabela 4.3), o nível de pH mais elevado no clima mais quente sugere condições de biodegradação mais elevadas. Foram encontradas também diferenças significativas entre semestres hidrológicos (Tabela 4.4), com um pH ligeiramente mais básico no semestre seco.

Os efeitos de interações do CA e DA na IA foram detetados como significativos para o pH (Tabela B.3, Anexo B) e mostraram que em climas mais quentes (Tabela 4.6), a mediana do pH é significativamente mais neutra em aterros intermédios (7,60) do que em aterros mais antigos (8,10). Esta constatação sugere uma fase metanogénica estável mais tardia nos climas mais amenos do que nos aterros de climas mais quentes, onde a diferenciação entre aterros com a mesma idade é insignificante e o pH se situa no nível biologicamente mais estável de 8,00. O mesmo se verifica para os aterros mais pequenos (Tabela 4.8) em comparação com os aterros intermédios (Tabela 4.9). Embora os níveis de pH sejam geralmente mais baixos nos aterros que recirculam concentrado (Figura 4.1a), as diferenças são insignificativas (Tabela 4.5), mesmo em aterros intermédios ou antigos (Tabela 4.12 e Tabela 4.13). Em comparação com outros aterros europeus, o pH é mais elevado nos aterros mais antigos em termos de gama e média, sugerindo possivelmente uma estabilização mais rápida dos resíduos em climas mais mediterrânicos (Tabela 2.4).

Tabela 4.1 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados por idade do aterro.

Parâmetro	< 5 anos				5 - 10 anos				> 10 anos				Estatística do Teste	Testes de Mann-Whitney
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana		
Volume	595 - 23 193	3 720	3 748	2 446	30,0 - 13 642	2 856	2 458	2 617	678 - 24 759	5 265	4 150	3 860	H(2)=46,821, $p < ,001$	<5 e 5-10 anos ($p = ,042$), 5-10 e > 10 anos ($p < ,001$), <5 e > 10 anos ($p < ,001$)
VLU	0,0018 - 0,0086	0,0041	0,0013	0,0045	0,0001 - 0,010	0,0032	0,0023	0,0028	0,0006 - 0,010	0,0029	0,0020	0,0022	H(2)=28,135, $p < ,001$	<5 e 5-10 anos ($p < ,001$), <5 e > 10 anos ($p < ,001$)
pH					7,10 - 8,80	7,87	0,40	7,90	7,40 - 8,70	8,02	0,27	8,05	U=1461,5, $p = ,021$	
CE					0,97 - 60,1	20,8	16,0	18,3	2,10 - 57,0	26,2	12,2	27,0	U=1278,5, $p = ,017$	
SST	85,0 - 1 900	337	504	165	23,0 - 2 093	647	536	574	67,0 - 1 433	357	308	284	H(2)=11,295, $p = ,004$	<5 e 5-10 anos ($p = ,042$), 5-10 e > 10 anos ($p = ,020$)
COT	8,70 - 6 850	3 293	2 396	3 100	46,0 - 7 600	2 045	2 119	1 300	11,0 - 6 120	2 045	2 096	1 700	H(2)=3,185, $p = ,203$	
CQO	216 - 17 000	6 639	3 620	6 915	137 - 18 400	5 974	4 250	4 900	24,0 - 18 000	7 286	4 674	6 107	H(2)=7,549, $p = ,023$	<5 e 5-10 anos ($p = ,037$)
CBO ₅	230 - 4 500	2 222	1 510	2 100	30,0 - 4 535	1 236	1 074	1000	200 - 3 800	1 048	895	500	H(2)=6,900, $p = ,032$	<5 e 5-10 anos ($p = ,037$), <5 e > 10 anos ($p = ,026$)
CBO ₅ /CQO	0,009 - 0,833	0,43	0,27	0,44	0,013 - 0,825	0,29	0,18	0,27	0,051 - 0,62	0,19	0,13	0,15	H(2)=17,109, $p < ,001$	<5 e > 10 anos ($p = ,005$), 5-10 e > 10 anos ($p = ,001$)
N Total	160 - 4 200	2 208	1 435	1 650	15,0 - 5 147	2 129	1 153	1 930	1 110 - 5 000	2 984	1 339	3 050	H(2)=5,580, $p = ,061$	
NH ₄ -N	12,0 - 5 300	1 708	1 330	1 150	1,00 - 7 100	2 139	1 595	1 799	2,00 - 6 515	2 775	1 552	2 833	H(2)=19,916, $p < ,001$	<5 e > 10 anos ($p < ,001$), 5-10 e > 10 anos ($p = ,001$)
NO ₃ -N					0,50 - 255	57,0	66,6	36,8	2,00 - 210	95,0	66,9	101	U=58,0 $p = ,115$	
NO ₂ -N					0,010 - 6,60	2,07	2,20	1,60	0,005 - 4,00	0,76	1,09	0,43	U=149,5, $p = ,054$	
Cl ⁻					115 - 7 400	2 487	1 825	2 290	159 - 7 800	3 420	1 871	3 365	U=1494,5, $p = ,003$	
SO ₄ ²⁻					4,00 - 1 500	575	551	699	3,00 - 1 300	443	360	370	$t(8,84) = 0,6, p = ,583$	
Na ⁺					91,0 - 3 150	1 619	1 077	1 480	238 - 4 100	2 400	1 195	2 553	$t(16,24) = -1,5, p = ,148$	
Mg ²⁺					7,00 - 226	95,8	68,8	105	2,00 - 230	104	63,5	87,0	$t(13,72) = -0,3, p = ,780$	
K ⁺					81,0 - 3 060	1 290	982	1 280	7,00 - 2 900	1 561	767	1 640	$t(22,00) = -0,9, p = ,383$	
Ca ²⁺					27,0 - 307	185	108	203	3,00 - 307	128	98,9	99	U=69,5, $p = ,375$	
Fe ²⁺					1,10 - 26,4	12,1	9,73	11,8	0,030 - 23,3	9,89	6,63	8,80	$t(7,24) = 0,5, p = ,634$	
Mn ²⁺					0,30 - 5,61	2,48	1,99	2,07	0,087 - 3,53	0,84	0,95	0,50	U=80,0, $p = ,046$	
Cd ²⁺					0,0003 - 0,050	0,042	0,018	0,050	0,0003 - 0,050	0,022	0,022	0,020	U=245,5, $p = ,010$	
Cr Total					0,25 - 3,20	0,92	0,96	0,60	0,005 - 2,90	1,03	0,83	0,90	U=144,5, $p = ,474$	
Cu ²⁺					0,0003 - 0,20	0,094	0,056	0,10	0,008 - 0,13	0,084	0,039	0,10	$t(15,56) = 0,2, p = ,826$	
Pb ²⁺					0,15 - 0,73	0,29	0,21	0,15	0,001 - 0,67	0,19	0,22	0,05	U=186,0, $p = ,080$	
Ni ²⁺					0,10 - 0,70	0,30	0,23	0,25	0,002 - 1,00	0,40	0,28	0,46	$t(14,81) = -0,9, p = ,386$	
Zn ²⁺					0,12 - 1,30	0,54	0,37	0,50	0,050 - 1,00	0,50	0,32	0,46	$t(13,06) = 0,3, p = ,777$	

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, e outros parâmetros em mg/l exceto for pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito ($p < 0.05$).

Tabela 4.2 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados por dimensão do aterro.

Parâmetro	< 100 000 t/ano				100 000 – 200 000 t/ano				> 200 000 t/ano				Estatística do Teste	Testes de Mann-Whitney
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana		
Volume	30,0 – 9 815	2 099	2 246	1 711	977 - 10 002	4 201	1 954	3 735	504 - 9 913	3 443	2 022	3 464	H(2)=119,233, p < ,001	< 100 000 e 100 000 - 200 000 t/a (p < ,001), < 100 000 e > 200 000 t/a (p < ,001), 100 000 - 200 000 e > 200 000 t/a (p = ,008)
VLU	0,0001 - 0,010	0,0034	0,0025	0,0027	0,0006 - 0,010	0,0034	0,0017	0,0032	0,0003 - 0,010	0,0025	0,0017	0,0022	H(2)=14,840, p = ,001	100 000 - 200 000 e > 200 000 t/a (p < ,001)
pH	7,10 - 8,80	7,87	0,40	7,90	7,20 - 8,70	8,02	0,25	8,00					U=1573,5, p = ,034	
CE	0,97 - 60,1	17,6	15,4	12,5	2,10 - 57,0	28,6	10,6	30,0					U=899,5, p < ,001	
SST	23,0 – 1 940	189	293	100	111 - 2048	697	480	605	85,0 - 2 093	730	570	668	H(2)=63,780, p < ,001	< 100 000 e 100 000 - 200 000 t/a (p < ,001), < 100 000 e > 200 000 t/a (p < ,001)
COT	11,0 - 7 600	2 385	2 358	1 660	8,70 - 6 120	2 211	1 727	1 765	270 - 7 406	2 428	2 478	1 100	H(2)=0,059, p = ,971	
CQO	24,0 - 17 000	5 127	3 995	4 375	240 - 18 400	8 300	4 057	7 400	835 - 18 200	5 850	4 026	5 100	H(2)=56,028, p < ,001	< 100 000 e 100 000 - 200 000 t/a (p < ,001), 100 000 - 200 000 e > 200 000 t/a (p < ,001)
CBO5	30,0 – 4 440	745	758	460	95,0 - 4 535	1 797	1 126	1 556	91,0 - 4 500	1 085	1042	645	H(2)=46,599, p < ,001	< 100 000 e 100 000 - 200 000 t/a (p < ,001), 100 000 - 200 000 e > 200 000 t/a (p < ,001)
CBO5/CQO	0,013 - 0,802	0,27	0,19	0,24	0,025 - 0,825	0,30	0,18	0,26	0,009 - 0,833	0,25	0,19	0,20	H(2)=4,666, p = ,097	
N Total	15,0 - 5 147	1 736	1 238	1 580	710 - 5 100	2 618	1 153	2 553	160 - 4 200	1 976	1 131	1 600	H(2)=14,075, p = ,001	< 100 000 e 100 000 - 200 000 t/a (p = ,002), 100 000 - 200 000 e > 200 000 t/a (p = ,030)
NH ₄ -N	1,00 - 5 900	1 611	1 435	1 090	25,0 - 6 515	2 735	1 427	2 833	150 - 7 100	2 479	1 738	2 300	H(2)=54,267, p < ,001	< 100 000 e 100 000 - 200 000 t/a (p < ,001)
NO ₃ -N	0,50 - 255	83,2	82,1	65,0	35,0 - 210	87	73,0	76	20,8 - 64,7	47,2	18,6	49,4	H(2)=0,614, p = ,736	
NO ₂ -N	0,005 - 1,60	0,65	0,72	0,80	0,010 - 4,00	0,93	1,11	0,80	0,030 - 6,60	3,42	2,59	3,60	H(2)=5,848, p = ,054	
Cl ⁻	115 - 6 000	1 978	1 538	1 740	601 - 7 800	3 912	1 726	3 415					U=860,0, p < ,001	
SO ₄ ²⁻	3,00 - 886	368	410	149	20,0 - 1 500	555	437	372					t(13,13) = -0,9, p = ,363	
Na ⁺	91,0 - 3 150	1 218	1 168	841	1 400 - 4 100	2 667	803	2 565					t(11,39) = -3,3, p = ,004	
Mg ²⁺	2,00 - 123	68,9	46,5	80,5	52,0 - 230	128	65,6	102					t(19,57) = -2,4, p = ,027	
K ⁺	7,00 - 3 060	1 003	930	483	706 - 2 900	1 819	582	1 800					t(25,37) = -3,4, p = ,002	
Ca ²⁺	3,00 - 307	166	114	181	46,0 - 307	135	97,4	98,5					U=65,5, p = ,742	
Fe ²⁺	0,030 - 26,4	9,1	9,19	8,8	4,20 - 23,3	11,9	5,85	11,7					t(13,33) = -0,8, p = ,440	
Mn ²⁺	0,30 - 4,50	1,59	1,53	0,90	0,087 - 5,61	1,34	1,74	0,89					U=66,0, p = ,460	
Cd ²⁺	0,001 - 0,050	0,042	0,018	0,050	0,0003 - 0,050	0,018	0,020	0,011					U=280,0, p < ,001	
Cr Total	0,005 - 3,20	0,78	0,92	0,60	0,010 - 2,90	1,16	0,81	1,06					U=121,0, p = ,063	
Cu ²⁺	0,10 - 0,125	0,106	0,011	0,100	0,0003 - 0,20	0,07	0,056	0,05					t(12,13) = 1,7, p = ,114	
Pb ²⁺	0,001 - 0,73	0,23	0,21	0,15	0,003 - 0,67	0,24	0,24	0,25					U=150,0, p = ,806	
Ni ²⁺	0,002 - 0,70	0,22	0,22	0,18	0,125 - 1,00	0,46	0,25	0,49					t(16,20) = -2,2, p = ,039	
Zn ²⁺	0,050 - 1,30	0,43	0,44	0,50	0,125 - 1,00	0,55	0,27	0,56					t(8,35) = -0,8, p = ,433	

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, e outros parâmetros em mg/l exceto for pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito (p < 0.05).

Tabela 4.3 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados por clima do aterro.

Parâmetro	Csa				Csb				Estatística do Teste
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	
Volume	77,2 - 19 131	3 421	2 844	2 996	30,0 - 24 759	3 738	3 715	2 945	U=32652,0, p = ,889
VLU	0,0003 - 0,0095	0,0031	0,0021	0,0026	0,0001 - 0,010	0,0034	0,0022	0,0029	U=23671,0, p = ,145
pH	7,10 - 8,50	7,95	0,30	7,95	7,20 - 8,80	7,98	0,35	8,05	U=2016,5, p = ,669
CE	2,10 - 60,1	30,1	12,2	31,8	0,97 - 60,1	20,3	13,3	18,4	U=2827,0, p < ,001
SST	23,0 - 2 093	530	434	436	67,0 - 2 048	598	586	318	U=3316,0, p = ,743
COT	8,70 - 5 650	1 998	1 741	1 550	11,0 - 7 600	2 595	2 490	1 680	U=512,0, p = ,452
CQO	240 - 18 400	6 771	4 013	6 166	24,0 - 17 794	6 030	4 453	5 265	U=28245,0, p = ,019
CBO5	30,0 - 4 520	993	898	600	95,0 - 4 535	1 497	1 200	1 200	U=3671,0, p = ,001
CBO5/CQO	0,013 - 0,60	0,20	0,17	0,14	0,009 - 0,83	0,35	0,18	0,34	U=3011,0, p < ,001
N Total	15,0 - 5 147	2 253	1 306	2 510	160 - 5 100	2 244	1 151	1 815	U=1813,0, p = ,932
NH ₄ -N	2,00 - 7 100	2 305	1 569	1 720	1,00 - 6 500	2 108	1 586	2 070	U=23759,0, p = ,199
NO ₃ -N	2,00 - 210	60,6	52,7	54,0	0,50 - 255	104	84,8	87,5	U=61,0, p = ,238
NO ₂ -N	0,01 - 6,60	1,96	2,14	1,00	0,005 - 1,60	0,58	0,69	0,050	U=133,0, p = ,130
Cl ⁻	714 - 7 800	4 126	1 903	3 700	115 - 6 000	2 168	1 371	2 110	U=3584,5, p < ,001
SO ₄ ²⁻	20,0 - 1 500	557	498	371	3,00 - 886	423	355	505	t(16,27) = 0,7, p = ,498
Na ⁺	1 300 - 4 100	2 495	898	2 528	91,0 - 3 700	1 680	1340	1 845	t(15,72) = 1,6, p = ,130
Mg ²⁺	52,0 - 198	107	51,8	87,0	2,00 - 230	96,4	74,5	97,0	t(19,46) = 0,4, p = ,705
K ⁺	483 - 2 900	1799	663	1 825	7,0 - 3 060	1 110	893	1 200	t(33,16) = 2,7, p = ,010
Ca ²⁺	46,0 - 307	140	107	80,0	3,00 - 301	157	105	141	U=59,0, p = ,948
Fe ²⁺	0,030 - 19,0	11,0	5,05	2,30	4,20 - 26,4	10,2	9,51	11,7	t(13,97) = 0,2, p = ,839
Mn ²⁺	0,087 - 4,50	1,75	1,77	0,91	0,20 - 5,61	1,24	1,52	0,65	U=57,0, p = ,859
Cd ²⁺	0,0003 - 0,050	0,018	0,022	0,001	0,001 - 0,050	0,040	0,019	0,050	U=70,0, p = ,001
Cr Total	0,010 - 2,50	0,95	0,70	0,64	0,005 - 3,20	1,04	1,05	0,83	U=195,5, p = ,866
Cu ²⁺	0,0003 - 0,20	0,072	0,055	0,052	0,050 - 0,13	0,105	0,023	0,100	t(13,69) = -1,8, p = ,086
Pb ²⁺	0,003 - 0,67	0,23	0,25	0,15	0,001 - 0,73	0,24	0,20	0,25	U=120,5, p = ,451
Ni ²⁺	0,13 - 0,65	0,39	0,19	0,47	0,002 - 1,00	0,33	0,33	0,25	t(14,41) = 0,5, p = ,606
Zn ²⁺	0,13 - 0,84	0,48	0,24	0,48	0,050 - 1,30	0,56	0,44	0,58	t(11,52) = -0,5, p = ,597

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, e outros parâmetros em mg/l exceto for pH (Esc. Sor.) e CBO5/CQO. Diferenças significativas a negrito (p < 0.05).

Tabela 4.4 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados por semestre hidrológico.

Parâmetro	Seco				Húmido				Estatística do Teste
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	
Volume	30,0 - 16 587	2 735	2 370	2 368	77,2 - 24 759	4 336	3 916	3 486	U=23214,0, p < ,001
VLU	0,0001 - 0,010	0,0028	0,0021	0,0024	0,0004 - 0,0099	0,0037	0,0021	0,0033	U=17641,0, p < ,001
pH	7,40 - 8,70	8,03	0,32	8,10	7,30 - 8,40	7,89	0,33	7,90	U=2515,5, p = ,008
CE	0,97 - 60,1	26,1	13,3	27,6	1,74 - 60,1	22,2	13,9	22,2	U=2231,0, p = ,083
SST	24,0 - 2 093	592	513	423	23,0 - 2 048	541	516	380	U=3321,0, p = ,398
COT	8,70 - 7 406	2 205	2 028	1 800	11,0 - 7 600	2 488	2 407	1 350	U=567,0, p = ,750
CQO	24,0 - 18 400	6 398	4 325	5 840	137 - 18 200	6 286	4 186	5 610	U=25002,5, p = ,842
CBO ₅	100 - 4 535	1 204	1 081	780	30,0 - 4 500	1 289	1 120	995	U=4608,0, p = ,561
CBO ₅ /CQO	0,009 - 0,83	0,27	0,18	0,23	0,013 - 0,83	0,29	0,19	0,24	U=5683,0, p = ,378
N Total	160 - 5 147	2 349	1 141	2 045	15,0 - 5 100	2 071	1 296	1 750	U=1995,0, p = ,121
NH ₄ -N	2,00 - 7 100	2 431	1 597	2 325	1,00 - 7 036	1 938	1 515	1 480	U=25799,5, p = ,001
NO ₃ -N	0,50 - 181	50,2	54,0	43,0	9,00 - 255	97,7	74,2	98,9	U=47,0, p = ,069
NO ₂ -N	0,01 - 6,60	1,59	2,16	0,80	0,005 - 4,60	1,28	1,62	0,80	U=103,0, p = ,835
Cl ⁻	115 - 7 800	3 336	1 752	3 381	155 - 7 700	2 632	1 918	2 315	U=2737,0, p = ,006
SO ₄ ²⁻	4,0 - 1 500	592	457	670	3,00 - 1 300	386	419	281	U(121,21) = 2,4, p = ,008
Na ⁺	91,0 - 4 100	2 254	1 295	2 525	238 - 3 700	1 956	1171	2 406	U(17,00) = 0,6, p = ,605
Mg ²⁺	2,0 - 178	86,3	53,5	92,5	17,0 - 230	119	72,0	93,0	U(18,32) = -1,2, p = ,249
K ⁺	7,00 - 3 060	1 587	915	1 760	173 - 2 900	1 333	775	1 400	U(35,96) = 0,9, p = ,389
Ca ²⁺	27,0 - 307	147	96,8	128	3,00 - 307	160	117	175	U=53,5, p = ,944
Fe ²⁺	0,030 - 23,3	9,27	7,42	8,75	0,88 - 26,4	12,0	8,09	13,0	U(15,64) = -0,7, p = ,469
Mn ²⁺	0,087 - 4,50	1,07	1,31	0,71	0,10 - 5,61	1,64	1,83	0,84	U=43,5, p = ,650
Cd ²⁺	0,0003 - 0,050	0,033	0,022	0,050	0,003 - 0,050	0,029	0,024	0,050	U=174,0, p = ,675
Cr Total	0,005 - 2,90	1,17	0,90	1,08	0,005 - 3,20	0,82	0,84	0,61	U=229,5, p = ,152
Cu ²⁺	0,0003 - 0,13	0,076	0,046	0,10	0,050 - 0,20	0,10	0,043	0,10	U(17,91) = -1,4, p = ,187
Pb ²⁺	0,004 - 0,70	0,27	0,23	0,25	0,001 - 0,73	0,21	0,21	0,15	U=165,0, p = ,300
Ni ²⁺	0,040 - 0,70	0,33	0,25	0,25	0,002 - 1,00	0,40	0,29	0,39	U(16,99) = -0,6, p = ,566
Zn ²⁺	0,050 - 0,84	0,51	0,27	0,50	0,050 - 1,30	0,55	0,38	0,50	U(17,78) = -0,3, p = ,780

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, e outros parâmetros em mg/l exceto for pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito (p < 0.05).

Tabela 4.5 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados por tratamento de concentrado.

Parâmetro	Recirculação para o aterro				Outros tratamentos				Estatística do Teste
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	
Volume	330 - 23 193	4 322	2 959	3 900	30,0 - 24 759	3 183	3 433	2 258	U=19884,0, p < ,001
VLU	0,0006 - 0,010	0,0037	0,0022	0,0037	0,0001 - 0,010	0,0030	0,0020	0,0030	U=18042,0, p < ,001
pH	7,10 - 8,50	7,89	0,33	7,90	7,20 - 8,80	8,01	0,32	8,10	U=2386,5, p = ,063
CE	11,9 - 60,1	32,7	12,6	33,8	0,97 - 51,0	20,5	12,4	20,7	U=907,0, p < ,001
SST	85,0 - 1 984	566	466	427	23,0 - 2 093	559	530	385	U=2556,5, p = ,317
COT	8,70 - 7 400	2 785	2 232	2 390	11,0 - 7 600	2 020	2 185	1 200	U=451,5, p = ,107
CQO	240 - 18 200	8 361	4 178	8 400	24,0 - 18 400	5 341	3 944	4 614	U=12955,0, p < ,001
CBO ₅	230 - 4 535	1 754	1 157	1 750	30,0 - 4 520	1 076	1013	650	U=2247,0, p < ,001
CBO ₅ /CQO	0,009 - 0,83	0,23	0,16	0,17	0,013 - 0,82	0,30	0,19	0,27	U=5754,0, p = ,046
N Total	160 - 5 100	3 101	1 273	3 200	15,0 - 5 147	1 827	961	1 712	U=686,0, p < ,001
NH ₄ -N	150 - 7 100	2 645	1 630	2 500	1,00 - 7 035	1 950	1 493	1 482	U=15351,5, p < ,001
NO ₃ -N	5,00 - 255	73,4	83,6	49,5	0,50 - 210	78,1	63,2	63,3	U=84,0, p = ,696
NO ₂ -N	0,010 - 4,00	1,26	1,14	0,80	0,005 - 6,60	1,52	2,11	0,43	U=79,0, p = ,619
Cl ⁻	714 - 7 800	4 342	2 074	4 490	115 - 5 966	2 341	1 342	2 476	U=930,0, p < ,001
SO ₄ ²⁻	20,0 - 1 500	700	524	685	3,00 - 745	350	294	326	t(9,96) = -1,7, p = ,117
Na ⁺	1 300 - 4 100	2 333	1 020	2 125	91,0 - 3 700	1 924	1 302	2 403	t(17,40) = -0,8, p = ,443
Mg ²⁺	52,0 - 151	99,0	31,9	99,5	2,00 - 230	102	77,8	87,0	t(18,75) = 0,1, p = ,889
K ⁺	483 - 3 060	1 793	790	1 750	7,00 - 2 800	1 258	833	1510	t(31,09) = -2,0, p = ,053
Ca ²⁺	59,0 - 307	168	99,2	141	3,00 - 307	135	109	117	U=41,5, p = ,270
Fe ²⁺	6,96 - 26,4	15,0	6,31	13,2	0,03 - 23,3	7,99	7,16	6,97	t(14,06) = -2,2, p = ,043
Mn ²⁺	0,91 - 4,50	2,57	1,43	2,40	0,087 - 5,61	0,91	1,43	0,43	U=11,0, p = ,005
Cd ²⁺	0,0003 - 0,050	0,024	0,026	0,001	0,001 - 0,050	0,036	0,019	0,050	U=225,0, p = ,069
Cr Total	0,010 - 3,20	0,93	0,90	0,60	0,005 - 2,90	1,03	0,86	0,83	U=194,5, p = ,686
Cu ²⁺	0,0003 - 0,10	0,061	0,041	0,065	0,050 - 0,20	0,10	0,041	0,10	t(14,96) = 2,3, p = ,033
Pb ²⁺	0,003 - 0,73	0,27	0,26	0,15	0,001 - 0,67	0,21	0,20	0,15	U=115,0, p = ,683
Ni ²⁺	0,125 - 0,70	0,39	0,22	0,39	0,002 - 1,00	0,34	0,29	0,26	t(17,52) = -0,4, p = ,669
Zn ²⁺	0,125 - 1,30	0,47	0,35	0,46	0,050 - 1,00	0,54	0,33	0,66	t(16,73) = 0,5, p = ,640

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, e outros parâmetros em mg/l exceto for pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito (p < 0.05).

A CE e os SST apresentam diferenças estatísticas significativas semelhantes em todas as categorias e interações (Tabela 4.1 a Tabela 4.5). No entanto, as diferenças de CE são estatisticamente insignificantes nos efeitos de interação da IA com o CA. Enquanto se verifica um aumento significativo da mediana da CE dos aterros intermédios (18,3 mS/cm) para os aterros antigos (27,0 mS/cm), os SST diminuem em mais de metade do seu valor (574 para 284 mg/l), após um aumento de 165 mg/l observado nos aterros novos (Tabela 4.1). Por outro lado, ambos os parâmetros estão mais concentrados em climas mais quentes do que em climas mais amenos (Tabela 4.3). Em termos de dimensão, verificou-se que os SST são significativamente mais baixos (1/6 na mediana) nos aterros de menor dimensão quando comparados com os aterros médios e grandes (Tabela 4.2). Ao mesmo tempo, a CE é significativamente mais elevada (aproximadamente 100%) entre os aterros de pequena e média dimensão. Estes resultados podem dever-se à maior presença de partículas e de sólidos suspensos, relativamente aos SST, e a uma maior presença de iões dissolvidos no CE com a massa dos resíduos depositados.

Ao verificar-se a existência de efeitos de interação, encontram-se comportamentos semelhantes entre a idade dos aterros nas zonas climáticas Csa, com um aumento do CE dos aterros intermédios para os antigos (Tabela 4.6). Os SST não apresentam diferenças significativas entre aterros intermédios e antigos quando se consideram aterros de pequena dimensão (Tabela 4.8), assim como na redução entre aterros intermédios e antigos quando se consideram aterros de média dimensão (Tabela 4.9).

No que toca ao tratamento do concentrado, os SST apresentam níveis mais elevados nos aterros intermédios e antigos com recirculação do concentrado, significativamente nestes últimos (Tabela 4.12 e Tabela 4.13). As linhas de tendência na Figura 4.1b indicam uma diminuição mais ligeira dos SST nos aterros com recirculação do concentrado. A CE apresenta níveis significativamente mais elevados nos aterros que recirculam o concentrado em comparação com os outros aterros (Tabela 4.5), tanto nos aterros intermédios como nos antigos (Tabela 4.12 e Tabela 4.13).

Um aumento da CE resultante da recirculação do concentrado foi observado noutros estudos (Calabrò et al., 2018; He et al., 2015a; Talalaj, 2015). A gama e os valores médios de SST estão dentro dos valores obtidos noutros aterros europeus. No entanto, a CE apresenta valores três vezes superiores aos esperados para os aterros intermédios (Tabela 2.4), possivelmente devido ao tratamento dos lixiviados.

4.1.1.4 Parâmetros orgânicos

Os principais parâmetros que descrevem a matéria orgânica no lixiviado são o COT, a CQO e a CBO₅. O COT mede o conteúdo orgânico do lixiviado. Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas na análise dos efeitos principais do COT para todas as categorias (Tabela 4.1 a Tabela 4.5). O mesmo foi observado para as interações e efeitos de interação entre o IA e as outras categorias (Tabelas C.3 e C.4, Anexo C).

Embora estatisticamente insignificante, verificou-se uma redução de 50% do COT (Tabela 4.1) de aterros novos para antigos (3 100 mg/l para 1 700 mg/l) e um ligeiro aumento de zonas amenas para zonas quentes (Tabela 4.3). No caso da DA (Tabela 4.2), os níveis de COT quase não apresentam diferenças na média, o que pode resultar das várias composições de resíduos orgânicos e da diminuição do volume de lixiviação na massa de resíduos em aterros maiores.

Os dados entre TC (Tabela 4.5) e os dados relativos às diferentes idades dos aterros (Tabela 4.12 e Tabela 4.13) mostram níveis mais baixos de COT nos lixiviados de aterros com outros tratamentos de lixiviados do que nos aterros com recirculação do concentrado, apesar de estas diferenças não serem significativas. As linhas de tendência na Figura 4.1c indicam um comportamento semelhante ao dos SST, em que se observa uma diminuição mais ligeira nos aterros com recirculação do concentrado.

Ao analisar os níveis de CQO e CBO₅, observou-se um aumento da média da CQO dos aterros novos para os mais antigos (6 639 mg/l para 7 286 mg/l) e uma diminuição da CBO₅ (2 222 mg/l para 1 048 mg/l), embora sem significado estatístico para a CQO (Tabela 4.1). As médias nos aterros novos (CQO = 6 639 mg/l, CBO₅ = 2 222 mg/l) são inferiores, para a CQO às observadas, noutros aterros europeus (Tabela 2.4) e os máximos também se encontram dentro da gama inferior. Estes resultados sugerem uma carga orgânica inferior à prevista, dado o elevado teor médio de resíduos biodegradáveis. Uma vez que estamos a lidar com aterros ativos, espera-se que a diminuição da carga orgânica observada em aterros mais antigos seja diferente da observada em aterros encerrados. Seria de esperar uma redução da CQO nos aterros mais antigos; contudo, as diferenças entre os aterros intermédios e os mais antigos não são significativas.

Tabela 4.6 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em climas Csa por idade do aterro.

Parâmetros	< 5 anos				5 - 10 anos				> 10 anos				Teste Tamhane T2
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Valor de p
Volume	595 - 11 032	2 851	2 157	2 081	77,2 - 13 642	2 832	2 690	2 494	1 770 - 19 131	4 725	2 967	3 808	<5 e > 10 a ($p < ,001$), 5 -10 e > 10 a ($p < ,001$)
VLU	0,0018 - 0,0074	0,0043	0,0014	0,0045	0,0003 - 0,0095	0,0033	0,0023	0,0030	0,0006 - 0,0082	0,0024	0,0015	0,0021	<5 e > 10 a ($p < ,001$)
pH					7,10 - 8,20	7,61	0,30	7,60	7,60 - 8,50	8,06	0,21	8,10	$p < ,001$
SST					23,0 - 2 093	545	472	443	160 - 1 433	487	309	423,0	$p = ,573$
CQO	240 - 10 500	5 780	2 760	6 855	450 - 18 400	6 434	4 054	5 610	1 200 - 18 000	8 014	4 307	6 450	n.s.
CBO ₅					30,0 - 4 520	839	843	550	245 - 3 800	1 271	937	800	$p = ,010$
N Total					15,0 - 5 147	1 957	1 152	2 310	1 500 - 5 000	3 600	1 142	3 900	$p < ,001$
NH ₄ -N	360 - 3 090	1 148	673	1 000	1,00 - 7 100	2 312	1 635	2 240	600 - 6 500	2 949	1 430	3 000	<5 e > 10 a ($p < ,001$), <5 e 5- 10 a ($p < ,001$), 5 -10 e > 10 a ($p = ,003$)
Cl ⁻					714 - 7 400	3 452	1 974	3 345	1 400 - 7 800	4 401	1 825	3 850	$p = ,042$

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), outros parâmetros em mg/l exceto para o pH (Esc. Sor.). Diferenças significativas a negrito de acordo com o teste post hoc.
n.s. – todos os testes não significativos.

Tabela 4.7 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em climas Csb por idade do aterro.

Parâmetros	< 5 anos				5 - 10 anos				> 10 anos				Teste Tamhane T2
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Valor de p
Volume	770 - 23 193	4 363	4 500	3 840	30,0 - 9 717	2 875	2 253	2 675	678 - 24 759	6 143	5 487	4 215	5 -10 e > 10 a ($p < ,001$)
Volume Ratio	0,0025 - 0,0086	0,0039	0,0012	0,0042	0,0001 - 0,010	0,0031	0,0022	0,0027	0,0011 - 0,010	0,0040	0,0024	0,0033	< 5 e 5-10 a ($p = ,003$)
pH					7,20 - 8,80	7,99	0,38	8,10	7,40 - 8,70	7,96	0,33	8,00	$p = ,815$
TSS	85,0 - 1 900	337	504	165	70,0 - 2 048	778	588	688	67,0 - 150	109	22,7	100	< 5 e 5-10 a ($p = ,005$), 5 -10 e > 10 a ($p < ,001$)
COD	216 - 17 000	7 302	4 072	7 540	137 - 17 000	5 647	4 366	4 763	24,0 - 17 794	6 176	5 041	4 720	n.s.
BOD ₅	230 - 4 500	2 222	1 510	2 100	95,0 - 4 535	1 553	1 136	1 372	200 - 600	398	120	410	< 5 e > 10 a ($p < ,001$), 5 -10 e > 10 a ($p < ,001$)
TN	160 - 4 200	2 208	1 435	1 650	710 - 5 100	2 320	1 137	1 900	1 110 - 2 020	1 628	353	1 670	n.s.
NH ₄ -N	12,0 - 5 300	2 251	1 576	2 350	42,0 - 7 036	1 997	1 552	1 500	2,00 - 6 515	2 459	1 729	2 460	n.s.
Cl ⁻					115 - 6 000	1 960	1 524	1 910	159 - 4 250	2 340	1 222	2 476	$p = ,129$

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), outros parâmetros em mg/l exceto para o pH (Esc. Sor.). Diferenças significativas a negrito de acordo com o teste post hoc.
n.s. – todos os testes não significativos.

Tabela 4.8 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros de pequena dimensão (<100 000 t/a) por idade do aterro.

Parâmetros	< 5 anos				5 - 10 anos				> 10 anos				Teste Tamhane T2
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Valor de p
Volume	595 - 9 815	2 839	2 531	1531	30,0 - 8 812	1 861	2 136	924	678 - 8 928	2 235	2 021	1 526	< 5 e > 10 a (p = ,001)
VLU	0,0018 - 0,010	0,0039	0,0016	0,0031	0,0001 - 0,010	0,0032	0,0027	0,0022	0,0015 - 0,009	0,0040	0,0022	0,0033	n.s.
pH					7,10 - 8,80	7,90	0,41	8,00	7,40 - 8,40	7,79	0,39	7,60	n.s.
SST					23,0 - 1 940	218	338	120	67 - 150	109	23	100	n.s.
COT	630 - 6 850	4 154	2 046	4 840	46,0 - 7 600	1 655	2 100	780	11,0 - 1 640	555	939	15	< 5 e 5 - 10 a (p < ,001), < 5 e > 10 a (p = ,001)
CQO	216 - 15 800	6 729	3 756	7 210	167 - 17 000	4 865	4 041	4 035	24,0 - 5 590	2 164	1 481	2 112	< 5 e > 10 a (p < ,001)
CBO ₅	4 400 - 4 400	4 440		4 440	30,0 - 2 500	754	649	473	200 - 600	398	120	410	n.s.
CBO ₅ /CQO	0,60 - 0,80	0,71	0,09	0,72	0,013 - 0,74	0,24	0,17	0,22	0,010 - 0,62	0,29	0,15	0,27	< 5 e 5 - 10 a (p < ,001), < 5 e > 10 a (p < ,001)
NH ₄ -N	12,0 - 4 890	1 759	1 272	1 175	1,00 - 5 900	1 643	1 500	1 028	2,00 - 1 350	431	526	257	< 5 e > 10 a (p < ,001)
Cd ²⁺					0,050 - 0,050	0,05	0	0,05	0,001 - 0,05	0,026	0,027	0,027	p = ,003
Cr Total					0,25 - 3,20	1,02	1,02	0,70	0,010 - 1,10	0,33	0,51	0,01	p = ,184
Pb ²⁺					0,15 - 0,73	0,29	0,209	0,15	0,001 - 0,25	0,086	0,127	0,006	p = ,004

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, e outros parâmetros em mg/l exceto para o pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito de acordo com o teste post hoc. n.s. – todos os testes não significativos.

Tabela 4.9 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros de média dimensão (100 000 – 200 000 t/a) por idade do aterro.

Parâmetros	< 5 anos				5 - 10 anos				> 10 anos				Teste Tamhane T2
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Valor de p
Volume	1 581 - 2 752	2 129	419	2 125	977 - 10 002	4 302	1 913	3 835	1246 - 9 437	4 393	1 969	3 860	< 5 e 5 -10 a (p < ,001)
VLU	0,0032 - 0,010	0,0043	0,0008	0,0043	0,0008 - 0,010	0,0040	0,0015	0,0039	0,0006 - 0,010	0,0027	0,0018	0,0022	< 5 e > 10 a (p < ,001), 5-10 e > 10 a (p < ,001)
pH					7,20 - 8,20	7,72	0,29	7,80	7,60 - 8,70	8,06	0,22	8,10	p < ,001
SST					111 - 2 048	774	509	675	160 - 1 433	487	309	423	n.s.
COT	8,70 - 600	304	418	304	270 - 4 140	2 212	1 518	1 900	1 700 - 6 120	3 163	2 077	2 415	n.s.
CQO	240 - 8 400	5 445	2 699	6 650	1 970 - 18 400	8 038	3 785	7 295	24,0 - 5 590	2 164	1 481	2 112	n.s.
CBO ₅					95,0 - 4 535	1 854	1 221	1 400	300 - 3 800	1 660	867	1 900	n.s.
CBO ₅ /CQO					0,03 - 0,83	0,35	0,18	0,35	0,07 - 0,42	0,16	0,07	0,15	p < ,001
NH ₄ -N	360 - 1 500	744	384	675	25,0 - 5 020	2 634	1 262	2 700	600 - 6 515	3 199	1 410	3 200	< 5 e 5 -10 a (p < ,001), < 5 e > 10 a (p < ,001)
Cd ²⁺					0,0003 - 0,02	0,007	0,011	0,00	0,0003 - 0,05	0,020	0,021	0,020	p = ,383
Cr Total					0,29 - 0,42	0,35	0,09	0,35	0,010 - 2,90	1,24	0,80	1,19	p = ,131
Pb ²⁺									0,003 - 0,67	0,24	0,24	0,25	

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, outros parâmetros em mg/l exceto para pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito de acordo com o teste post hoc.

Tabela 4.10 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros de grande dimensão (> 200 000 t/a) por idade do aterro.

Parâmetros	< 5 anos				5 - 10 anos				> 10 anos				Teste Tamhane T2
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Valor de p
Volume	3 640 - 4 030	3 954	117	4 030	504 - 8 882	3 191	2 005	2 964	1 858 - 9 912	4 262	2 983	2 916	n.s.
VLU	0,0042 - 0,0046	0,0045	0,0001	0,0046	0,0003 - 0,010	0,0021	0,0013	0,0019	0,0008 - 0,0082	0,0027	0,0024	0,0016	< 5 e 5 - 10 a (p < ,001)
pH													
SST	85,0 - 1 900	337	504	165	185 - 2 093	992	456	920					< 5 e 5 - 10 a (p < ,001)
COT	270 - 1 100	685	587	685	319 - 7 406	2 274	2 050	1 200					n.s.
CQO	2 400 - 17 000	7 491	3 760	6 600	835 - 18 200	5 865	4 390	4 607	1 900 - 5 900	4 283	1 308	4 450	n.s.
CBO ₅	230 - 4 500	2 020	1 404	2 000	91 - 3 539	983	862	721	245 - 2 200	524	534	387	< 5 e > 10 a (p < ,001)
CBO ₅ /CQO	0,010 - 0,83	0,33	0,25	0,32	0,04 - 0,58	0,26	0,17	0,23	0,05 - 0,52	0,14	0,13	0,08	n.s.
NH ₄ -N	150 - 5 300	2 554	1 627	2 900	476 - 7 100	2 548	1 895	2 000	928 - 3 500	2 094	922	2 250	n.s.
Cd ²⁺													
Cr Total													
Pb ²⁺													

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, outros parâmetros em mg/l exceto para o pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito de acordo com o teste post hoc. n.s. – todos os testes não significativos.

Tabela 4.11 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros novos (< de 5 anos) por tratamento do concentrado.

Parâmetros	Recirculação para o aterro				Outros tratamentos				Teste Tamhane T2
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Valor de p
Volume	595 – 23 193	4635	4,014	3900	770 - 3780	1307	835	924	$p < ,001$
VLU	0,0018 - 0,0074	0,0044	0,0011	0,0046	0,0025 -0,0086	0,0035	0,0014	0,0028	$p = ,006$
pH									
CE									
SST	85,0 - 1900	337	504	165					
CBO ₅	230 - 4500	2020	1404	2000					
CBO ₅ /CQO	0,009 - 0,83	0,33	0,25	0,32	0,60 - 0,80	0,71	0,086	0,72	$p = ,026$
NO ₂ -N									
Cd ²⁺									
Pb ²⁺									

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, e outros parâmetros em mg/l exceto para o pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito de acordo com o teste post hoc.

Tabela 4.12 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros intermédios (5 - 10 anos) por tratamento do concentrado.

Parâmetros	Recirculação para o aterro				Outros tratamentos				Teste Tamhane T2
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Valor de p
Volume	330 - 10 002	3674	2130	3595	30,0 - 13 642	2567	2505	1705	$p < ,001$
VLU	0,0009 - 0,010	0,0041	0,0026	0,0037	0,0001 - 0,010	0,0028	0,002	0,0025	$p < ,001$
pH	7,10 - 8,20	7,73	0,33	7,80	7,20 - 8,20	8,07	0,41	8,20	$p = ,008$
CE	11,9 - 60,1	31,4	14,8	28,3	0,97 - 37,5	12,1	11,1	8,50	$p < ,001$
SST	111 - 1984	836	511	825	23,0 - 2093	614	536	450	$p = ,061$
CBO ₅	400 - 4535	1711	1351	1250	30,0 - 4520	1167	1016	934	$p = ,031$
CBO ₅ /CQO	0,004 - 0,47	0,25	0,13	0,19	0,013 - 0,83	0,30	0,19	0,28	$p = ,443$
NO ₂ -N	0,010 - 1,60	0,76	0,57	0,80	0,025 - 6,60	2,72	2,44	2,45	$p = ,202$
Cd ²⁺	0,0003 - 0,050	0,040	0,021	0,050	0,020 - 0,050	0,045	0,012	0,050	$p = ,479$
Pb ²⁺	0,15 - 0,73	0,37	0,24	0,35	0,15 - 0,25	0,17	0,045	0,15	$p = ,078$

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, outros parâmetros em mg/l exceto para o pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito de acordo com o teste post hoc.

Tabela 4.13 - Diferenças estatísticas nos parâmetros de quantidade e qualidade de lixiviados para parâmetros significativos em aterros antigos (> 10 anos) por tratamento do concentrado.

Parâmetros	Recirculação para o aterro				Outros tratamentos				Tamhane T2 Statistic
	Intervalo	Média	DP	Mediana	Intervalo	Média	DP	Mediana	Valor de p
Volume	1774 - 11 360	5121	2339	4571	678 - 24 759	5337	4819	3422	$p = ,364$
VLU	0,0006 - 0,0069	0,0024	0,0016	0,0020	0,0008 - 0,010	0,0032	0,0021	0,0025	$p = ,013$
pH	7,80 - 8,50	8,09	0,23	8,00	7,40 - 8,70	7,99	0,28	8,10	$p = ,112$
CE	14,9 - 57,0	33,8	10,9	34,1	2,10 - 51,0	23,4	11,5	24,8	$p < ,001$
SST	160 - 1433	487	309	423	67,0 - 150	109	22,7	100	$p < ,001$
CBO ₅	300 - 3800	1660	867	1900	200 - 2200	461	384	393	$p < ,001$
CBO ₅ /CQO	0,068 - 0,42	0,16	0,074	0,15	0,051 - 0,62	0,21	0,16	0,18	$p = ,428$
NO ₂ -N	0,80 - 4,00	1,88	1,45	1,35	0,005 - 1,40	0,32	0,50	0,03	$p = ,004$
Cd ²⁺	0,0003 - 0,001	0,0005	0,0004	0,0003	0,001 - 0,050	0,032	0,020	0,038	$p < ,001$
Pb ²⁺					0,001 - 0,67	0,22	0,23	0,25	

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, outros parâmetros em mg/l exceto para o pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito de acordo com o teste post hoc.

Relativamente ao clima (Tabela 4.3), foram encontradas diferenças significativas entre as zonas climáticas, com as zonas mais quentes a apresentarem CQO mais elevada e CBO₅ mais baixa do que as zonas mais amenas. Estas diferenças podem estar relacionadas com o aumento da atividade biológica em condições de temperatura mais elevada e talvez sejam ainda mais evidentes quando se comparam zonas tropicais e temperadas com o rácio CBO₅/COD (Lebron et al., 2021). Neste caso, o rácio CBO₅/CQO é também significativamente mais elevado (Tabela 4.3), concordando com esta análise.

À semelhança de outros parâmetros, como o SST, a CQO e a CBO₅ aumentam significativamente de aterros de pequena para média dimensão e diminuem de aterros de média para grande dimensão (Tabela 4.2). Quando se observam os efeitos entre a DA e o CA com a IA (Tabela 4.6 a Tabela 4.10), os resultados mostram, em geral, uma redução da CQO e CBO₅ com a idade, significativamente em Csb, ou em climas mais quentes, para a CBO₅, e em aterros de pequena dimensão para a CQO e em grandes aterros para a CBO₅. A CQO apresenta uma redução significativa entre os aterros novos e os antigos, nos aterros de pequenas dimensões, acompanhado de uma diminuição relevante da CBO₅.

Em comparação com os aterros de pequena e média dimensão, os aterros maiores têm mais massa e profundidade e, com um rácio de volume mais baixo, sem infiltração de água suficiente, apenas parte dos resíduos poderá estar a degradar-se, enquanto as camadas inferiores podem não se degradar (Ehrig e Stegmann, 2019). Este facto pode explicar os valores mais baixos de CBO₅ e CQO em aterros maiores, onde seriam esperados níveis mais elevados com o aumento da massa de resíduos depositados.

Comparando por tratamento do concentrado, a CQO e a CBO₅, mostram claramente níveis médios significativamente mais elevados (Tabela 4.5) nos aterros com recirculação do concentrado (8 400 mg/l e 1 750 mg/l, respetivamente) em comparação com os aterros com outros tratamentos de lixiviados, de forma mais evidente com a CBO₅ (4 614 mg/l e 650 mg/l, respetivamente). As diferenças são semelhantes e, alternativamente, significativas nas diferentes idades dos aterros (Tabela 4.12 e Tabela 4.13). Enquanto as linhas de tendência da CQO indicam um aumento no tempo para ambos os tratamentos de lixiviados (Figura 4.1d), a CBO₅ mostra uma clara diminuição exponencial para os outros tratamentos e uma diminuição mais ligeira para os aterros com recirculação do concentrado (Figura 4.1e).

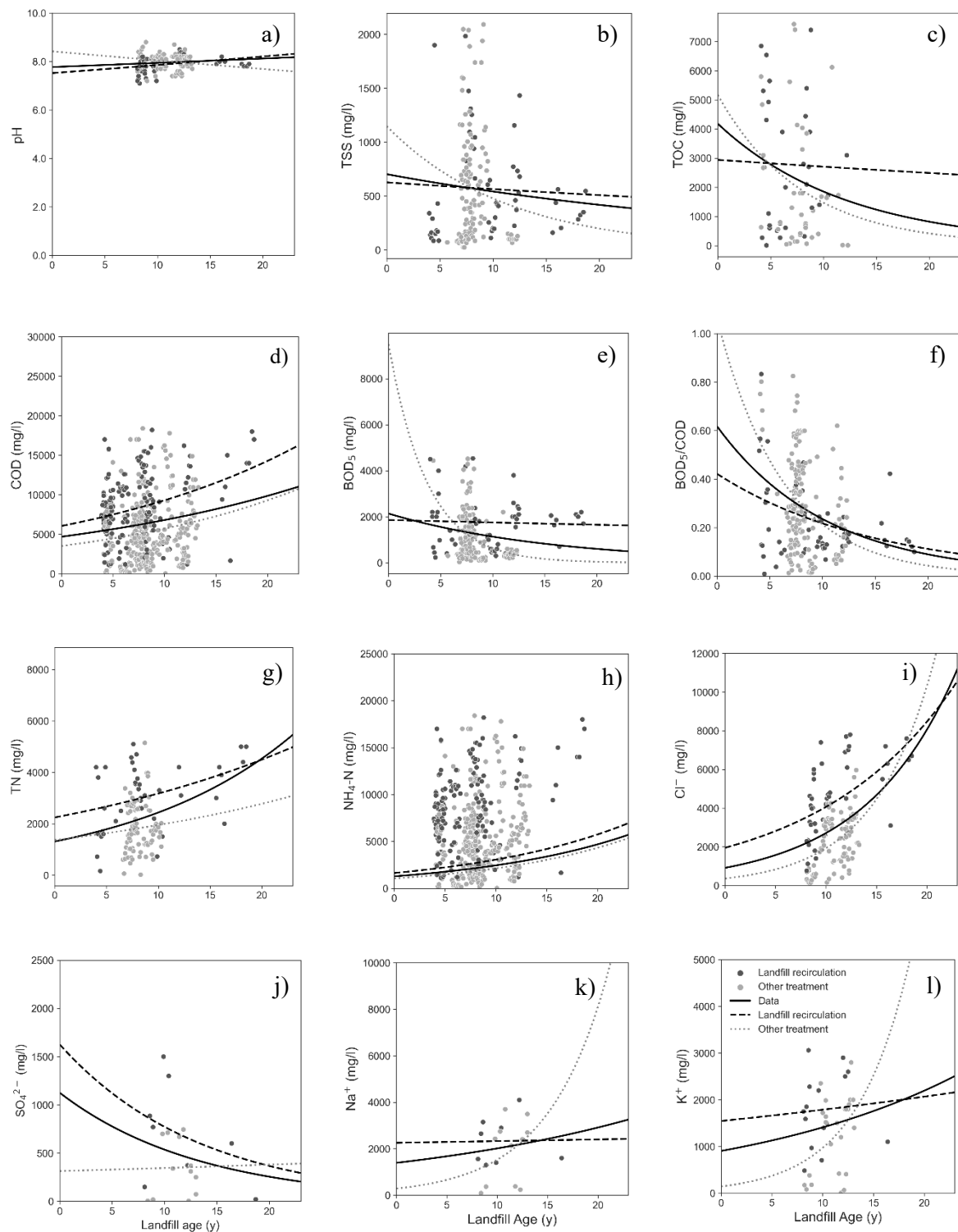


Figura 4.1 - Variação de parâmetros de qualidade com a idade do aterro e tratamento de concentrado.

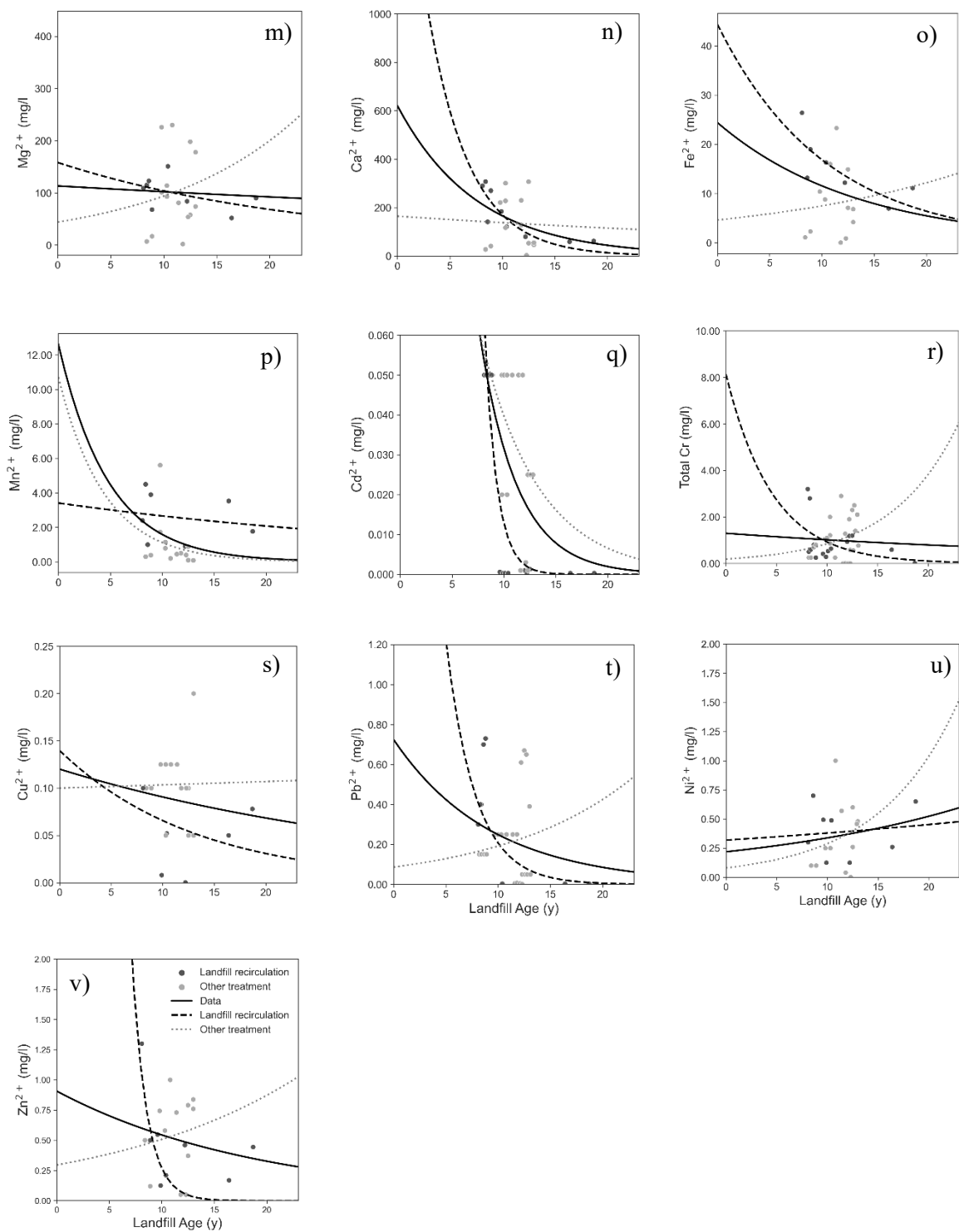


Figura 4.1. (Cont.) - Variação de parâmetros de qualidade com a idade do aterro e tratamento de concentrado.

O rácio CBO_5/CQO entre as idades dos aterros (Tabela 4.1) mostra claramente o processo de biodegradabilidade com a idade do aterro, com uma diminuição de uma mediana de 0,44 em aterros novos para 0,15 em aterros antigos, indicando uma biodegradabilidade intermédia de 0,29 em aterros intermédios, onde os aterros se encontram numa fase metanogénica de transição (Ehrig e Stegmann, 2019). Em ambas as zonas climáticas (Tabela 4.3), os aterros com mais de dez anos apresentam níveis de biodegradabilidade próximos de um estado metanogénico estável (0,15-0,13). Relativamente à DA, não foram encontradas diferenças significativas entre as diferentes dimensões dos aterros, o que está de acordo com os resultados obtidos para a CQO e CBO_5 . Interações significativas foram encontradas para o CBO_5/COD ao observar os efeitos entre a DA com a IA (Tabela C.3 no Anexo C), onde se observa uma redução significativa do rácio com a idade.

O concentrado proveniente do tratamento de lixiviados de aterros de RU com maturidade têm sido reportados como tendo elevadas concentrações de CQO e baixas concentrações de CBO_5 , resultando numa baixa biodegradabilidade dada por rácios CBO_5/CQO inferiores a 0,1 (Keyikoglu et al., 2021).

O pré-tratamento do lixiviado envolvendo processos biológicos também contribui para o baixo teor de biodegradabilidade do concentrado (Zhang et al., 2013). A matéria orgânica quantificada pela CQO consiste principalmente em baixas concentrações de AGV e elevadas concentrações de SH recalcitrantes, como os AH e os AF o que apoia a baixa biodegradabilidade observada (Keyikoglu et al., 2021; Li e Liu, 2021).

O rácio CBO_5/CQO (Tabela 4.5) apresentou níveis médios significativamente mais elevados nos aterros com outros tratamentos de lixiviados (0,27) do que na recirculação de concentrado (0,17). O mesmo foi observado para as diferentes categorias de idade de aterro (Tabela 4.11 e Tabela 4.13), embora as diferenças fossem insignificantes.

As linhas de tendência na Figura 4.1f indicam uma diminuição mais acentuada do CBO_5/COD para aterros com outros tratamentos de lixiviados. Os aterros com recirculação do concentrado indicam ter uma biodegradação mais lenta, dado o pH mais baixo e níveis significativamente mais elevados de CBO_5 e CQO do que os aterros com outros tratamentos de lixiviados, que apresentam um rácio CBO_5/CQO mais elevado.

4.1.1.5 Parâmetros inorgânicos

O azoto amoniacal é um dos parâmetros mais tóxicos para o ambiente aquático (Kjeldsen et al., 2002; Berge et al., 2005). Nos aterros de RU, o azoto amoniacal é produzido principalmente como subproduto da decomposição das proteínas. A pH neutro e pouco alcalino, o azoto amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) é predominante no lixiviado em relação à amónia ($\text{NH}_3\text{-N}$), que prevalece a níveis de pH mais elevados (Berge et al., 2005). O único processo de redução da presença de amónia nos lixiviados dos aterros é a lixiviação, uma vez que a degradação biológica através da nitrificação em $\text{NO}_3\text{-N}$ requer a presença de oxigénio. A menos que se proceda ao arejamento do aterro ou à nitrificação *ex-situ* do lixiviado antes da recirculação, nos aterros de RU, o azoto amoniacal tende a aumentar ou a não apresentar uma diminuição significativa com a idade (Kjeldsen et al., 2002; Berge et al., 2005).

Para os parâmetros NT e $\text{NH}_4\text{-N}$, encontrou-se diferenças estatísticas significativas entre a IA e a entre as DA (Tabela 4.1 e Tabela 4.2) e para $\text{NH}_4\text{-N}$ entre os semestres seco e húmido (Tabela 4.4). Em ambos os casos, as diferenças com a idade mostram um aumento dos níveis desde os aterros novos até aos aterros mais antigos. Um nível mais baixo de $\text{NH}_4\text{-N}$ é observado em aterros maiores, quando comparado com aterros de dimensão média, seguindo o mesmo efeito que a CQO e a CBO_5 . As interações são significativas para o NT e $\text{NH}_4\text{-N}$ para o CA e DA com IA, observando-se também um aumento com a idade (Tabela 4.6). Em comparação com outros níveis europeus (Tabela 2.4), os valores de NT e $\text{H}_4\text{-N}$ são elevados para aterros intermédios e antigos, em comparação com a CQO e a CBO_5 , onde os níveis são mais baixos e se observa um aumento com a idade. Os possíveis efeitos relativos ao tratamento e gestão dos lixiviados podem ser tidos em consideração.

De facto, as principais substâncias inorgânicas, como NT, $\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$, podem ser consideradas compostos principais no concentrado (Keyikoglu et al., 2021). Nos aterros com recirculação do concentrado, verifica-se que o NT e o $\text{NH}_4\text{-N}$ são significativamente mais elevados (Tabela 4.5) em 86% e 69% na mediana, em comparação com outros aterros, e tendem a aumentar com a idade (Figura 4.1g e Figura 4.1h). Com o aumento e a variação observados, a eficiência de remoção de alto nível da osmose inversa para NT e $\text{NH}_4\text{-N}$ na ordem dos 99% (Martinho et al., 2008) pode ser insuficiente a longo prazo para cumprir os níveis regulamentares de descarga de 10 mg/l e 15 mg/l, respetivamente (Tabela 2.16).

Os níveis de $\text{NO}_3\text{-N}$ e $\text{NO}_2\text{-N}$ não apresentaram diferenças estatísticas significativas com a idade (Tabela 4.1). Outros parâmetros intimamente relacionados com a degradação biológica, tais como SO_4 , Ca, Mg, Fe e Mn, apresentam reduções dos aterros intermédios para os antigos, embora insignificantes, exceto para o Mn (Tabela 4.1). Estes parâmetros tendem a

reduzir-se no lixiviado com a idade, precipitando-se mais facilmente com pH mais elevado na fase metanogénica estável e formando complexos com a matéria orgânica dissolvida, ou sendo reduzidos a sulfureto, no caso do sulfato (Kjeldsen et al., 2002).

Os outros macro inorgânicos, tais como Cl, Na e K, que são ligeiramente afetados pela degradação biológica, bem como pelos efeitos de adsorção, complexação e precipitação, mostram normalmente uma redução com a idade, por lixiviação, embora aterros não tenham mostrado qualquer redução após 30 anos (El-Fadel et al., 2002; Kjeldsen et al., 2002). Os resultados obtidos mostram apenas diferenças estatísticas significativas com a IA para o Cl, indicando um aumento com a idade (Tabela 4.1). Por outro lado, os dados climáticos (Tabela 4.3) revelam diferenças estatísticas significativas relativamente ao Cl e ao K, em que os níveis de lixiviados em zonas mais quentes são significativamente mais concentrados do que os lixiviados de aterros em zonas amenas.

O Cl e o SO_4 também apresentam níveis significativamente mais concentrados durante o semestre seco quando comparados com o semestre húmido (Tabela 4.4). Estes resultados podem indicar um efeito de lixiviação observado na literatura para estes parâmetros (Kjeldsen et al., 2002). Relativamente à dimensão do aterro, foram encontradas diferenças significativas para os parâmetros inorgânicos Cl, Na, Mg e K (Tabela 4.2), com mais do dobro dos valores dos aterros de pequena para os de média dimensão. No entanto, o Cl mostra efeitos significativos no clima com a idade se olharmos para as interações entre o CA e a DA com a IA (Tabela B.3, Anexo B). Em ambos os climas, os níveis de Cl aumentam dos aterros intermédios para os antigos (Tabela 4.6 e Tabela 4.7).

Os sais removidos por processos de membrana, que podem prejudicar os organismos aquáticos, apresentam um elevado teor no concentrado como o Cl e o SO_4 (Zhang et al., 2013; Li e Liu, 2021). O elevado teor de sais também contribui para a elevada condutividade do concentrado, o que pode beneficiar os processos de tratamento eletroquímico do concentrado (Keyikoglu et al., 2021; Li e Liu, 2021). Verifica-se que apenas o Cl e o Fe foram significativamente inferiores (55% e 53%, respetivamente) nos aterros com tratamentos de lixiviados que não a recirculação do concentrado. A tendência geral para os outros elementos inorgânicos é também de níveis mais baixos nos aterros com outros tratamentos (Tabela 4.5).

As linhas de tendência são mistas na maioria das substâncias inorgânicas (Figura 4.1i a Figura 4.1p), com um aumento no tempo para o Cl, Na e K, principalmente afetados pelo processo de lixiviação, e uma tendência decrescente para o SO_4 , Ca, Fe e Mg, parâmetros mais relacionados com o processo de biodegradação. Neste último caso, estes parâmetros tendem a precipitar mais facilmente com pH mais elevado na fase metanogénica estável e a formar

complexos com a matéria orgânica dissolvida, ou a ser reduzidos a sulfureto no caso do sulfato (Kjeldsen et al., 2002). Dado o baixo número de casos para estes parâmetros inorgânicos, a tendência é a melhor observação na Figura 4.1. Na Figura C.4, no Anexo C, observam-se claramente aglomerados de dados de NT e Cl com outros parâmetros, mostrando níveis mais elevados em aterros com recirculação do concentrado.

O elevado teor de sais pode também explicar a CE mais elevada nos lixiviados de aterros com recirculação do concentrado discutido no capítulo 4.1.1.3. O aumento da salinidade e a presença de Fe, por outro lado, podem induzir a incrustação e bio-incrustação nas membranas no tratamento de lixiviados (Talalaj, 2015), ocorrência também relatada por Robinson (2005) e de Almeida et al. (2022). Além disso, altos teores de Ca e Mg, quando combinados com SO_4 e carbonatos, podem resultar em incrustação severa na membrana por precipitação na sua superfície (Jiang et al., 2017; Cossu et al., 2019; Li e Liu, 2021).

4.1.1.6 Metais pesados

As concentrações de metais pesados encontravam-se dentro dos intervalos registados noutros países europeus (Tabela 2.4). Em geral, os níveis de metais pesados mantêm-se dos aterros intermédios para os antigos (Tabela 4.1). Apenas as concentrações médias de Cd e Pb são significativamente reduzidas para mais de metade, o que é consistente com o esperado na fase metanogénica estável. O aumento do pH reduz a solubilidade dos metais pesados, e acredita-se que a adsorção e a precipitação aumentam a imobilização dos metais e as subsequentes baixas concentrações de lixiviados (Kjeldsen et al., 2002). Ao comparar aterros de diferentes zonas climáticas, os níveis da maioria dos metais pesados são significativamente mais elevados nas zonas amenas do que nas zonas quentes (Tabela 4.3). Uma vez que a biodegradabilidade dos aterros em climas amenos é menos avançada, isso pode explicar a maior mobilidade dos metais pesados. Em termos de DA, a maioria dos metais pesados apresenta um aumento com a DA, com diferenças significativas para o Ni (Tabela 4.2). Foram observadas diferenças estatísticas significativas quando se compararam os efeitos de interação para a DA com a IA apenas, relativamente ao Cd, Cr e Pb (Tabela C.3, Anexo C). Em geral, os resultados relativos a estes parâmetros registam uma redução com a idade em cada categoria de tamanho.

As concentrações de metais pesados no concentrado podem ser encontradas na ordem de um mg/l, dependendo da concentração de metais pesados do lixiviado (Keyikoglu et al., 2021; Li e Liu, 2021). Apenas foram encontradas diferenças significativas para o Mn e o Cu,

níveis mais baixos e mais altos para os aterros com tratamento de osmose inversa, respetivamente (Tabela 4.5). Tal como para a maioria dos outros metais pesados, as concentrações são mais baixas nos aterros onde é aplicada a recirculação do concentrado, embora as diferenças sejam insignificantes. Os efeitos entre o TC e a IA foram significativos para Cd e Pb (Tabela B.4, Anexo B) e mostraram o mesmo padrão para aterros antigos e níveis mais baixos em aterros com outros tratamentos (Tabela 4.13). Estes resultados podem resultar da complexação de alguns iões metálicos com as SH, encontradas em elevadas concentrações no concentrado, o que pode permitir a diminuição da concentração e dos efeitos tóxicos associados (Keyikoglu et al., 2021). As linhas de tendência dos metais pesados com o tempo (Figura 4.1q a Figura 4.1v) mostram uma diminuição no tempo para a maioria dos parâmetros para aterros com recirculação do concentrado. Um aumento pode ser observado com cautela para aterros com outros tratamentos, com o baixo número de casos e a diminuição esperada a longo prazo.

4.1.2 Correlações ¹⁰

Foi criada uma matriz de correlação para identificar as relações entre as variáveis de contexto e ambientais (Tabela 4.14). Foram também produzidos gráficos de dispersão para cada efeito categórico dentro dos principais parâmetros de qualidade para visualizar melhor as diferenças e relações entre parâmetros (Figuras C.1 a C.4, Anexo C).

Verificou-se que o VLU tem uma correlação negativa significativa com a idade, a temperatura, os parâmetros gerais pH e CE, os parâmetros inorgânicos Cl e NO₂-N, e uma correlação positiva significativa com a precipitação e os SO₄ (Tabela 4.14). Embora estas correlações sejam, em alguns casos, ligeiramente lineares (Tabela 4.14 e Figura C.1, Anexo C), a sua significância indica que enquanto o VLU diminui com a idade, pH e CE, os parâmetros Cl e NO₂-N tendem a aumentar, e o SO₄ a diminuir. Da mesma forma, podemos observar na Tabela 4.14 que, com a idade, existe uma correlação positiva significativa com a altura média do aterro, Volume, CE, CQO, TN, NH₄-N e Cl e uma correlação negativa significativa com

¹⁰ Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, reproduzido com a autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

CBO₅/CQO, Ca e Cr total. Estes resultados seguem os comportamentos que estes parâmetros apresentam durante o processo anaeróbio do aterro descrito no capítulo 2.2.1.

Os resultados da correlação na Tabela 4.14 também mostram uma correlação significativamente elevada entre Cl, K e Na e entre estes e TN e NH₄-N. Além disso, o CQO apresenta correlações significativas com estes parâmetros e com o Ni e o Zn. O COT está também altamente correlacionado com o TN e o NH₄-N, o Na, o Mg e o Fe, bem como com os metais pesados Pb, Ni e Zn.

Dadas as altas correlações encontradas nesta pesquisa, a Figura C.5 no Anexo C. apresenta gráficos de regressão e relações lineares para os parâmetros com elevada correlação: Cl e Na, Mg e TOC, NH₄-N e K, e NH₄-N e NT.

Pelos resultados de correlações, Ergene et al. (2022) verificaram que os componentes inorgânicos condutores e monovalentes, como Cl, K e NH₄-N, podem ter um mecanismo de transporte semelhante da massa de resíduos para a fase solúvel, o que, neste caso, pode estar relacionado com um efeito de lixiviação.

Os metais pesados, como o Cd, mostraram fortes correlações com compostos inorgânicos, como o Cl, com o aumento da solubilização de Cd e Zn e a formação de complexos solúveis (Ergene et al., 2022), o que pode explicar o aumento e a redução destes compostos com a idade e a diminuição com o VLU.

Utilizando a ACP, Ergene et al. (2022) também descobriram que Fe, Ca, Mg e outros cátions divalentes correlacionados, podem estar associados a cargas elevadas de CQO e negativamente com o pH, e com os mecanismos de biodegradação no aterro encontrados nas fases iniciais de estabilização do aterro. Nos resultados obtidos nesta investigação (Tabela 4.14), verificou-se que Ca, Fe, Mg e Mn estão significativamente correlacionados entre si e mais com o COT do que com a CQO. Este comportamento está de acordo com o observado nos resultados da qualidade do lixiviado entre aterros em acidogénese e metanogénese relatados na literatura (Kjeldsen et al., 2002; Ehrig e Stegmann, 2019).

Tabela 4.14 - Matriz de coeficientes de correlação de Pearson para variáveis de contexto e ambientais.

Parâmetro	Idade	Resíduos Biodegradáveis	Altura Média	Precipitação	Temperatura	Volume	VLU	pH	CE	SST	COT	CQO	CBO ₅	CBO ₅ /CQO
Idade	-		0,454**		0,097*	0,217**	-0,154**		0,327**			0,125**		-0,292**
Resíduos Biodegradáveis	0,062	-		-0,122*		0,125*								
Altura Média	0,454**	0,020	-			0,391**			0,554**	0,299**	0,261*	0,362**	0,171*	-0,262**
Precipitação	0,001	-0,122*	-0,004	-	-0,446**	0,105*	0,190**							
Temperatura	0,097*	0,089	0,044	-0,446**	-	-0,181**	-0,247**	0,418**	0,204*					-0,137*
Volume	0,217**	0,125*	0,391**	0,105*	-0,181**	-	0,459**				0,335**	0,203**	0,163*	
VLU	-0,154**	0,003	0,053	0,190*	-0,247**	0,459**	-	-0,408**	-0,203*					
pH	0,121	0,076	0,143	-0,107	0,418**	-0,125	-0,408**	-		0,642**			0,654**	-0,419**
CE	0,327**	-0,059	0,554**	-0,138	0,204*	0,048	-0,203*	0,145	-	0,616**	0,711**	0,651**	0,782**	-0,493**
SST	-0,091	-0,070	0,299**	0,040	0,082	0,143	-0,101	0,642**	0,616**	-	0,447*	0,288**	0,278**	
COT	-0,164	-0,231	0,261*	0,078	-0,034	0,335**	0,078	-0,077	0,711**	0,447*	-	0,618**	0,413*	
CQO	0,125**	-0,044	0,362**	0,027	0,019	0,203**	0,028	0,101	0,651**	0,288**	0,618**	-	0,494**	
CBO ₅	-0,099	-0,083	0,171*	-0,040	-0,075	0,163*	0,063	0,654**	0,782**	0,278**	0,413*	0,494**	-	0,534**
CBO ₅ /CQO	-0,292**	-0,087	-0,262**	-0,049	-0,137*	-0,013	0,106	-0,419**	-0,493**	0,045	0,312	-0,003	0,534**	-
NT	0,307**	0,503**	0,413**	-0,083	0,116	0,212*	-0,020	-0,097	0,786**	0,171	0,558**	0,660**	0,276**	-0,037
NH ₄ -N	0,249**	0,038	0,366**	-0,037	0,120*	0,202**	-0,099	0,209*	0,752**	0,206*	0,557**	0,611**	0,286**	-0,154*
Cl ⁻	0,421**	0,054	0,679**	-0,069	0,245**	0,130	-0,308**	0,168	0,670**	0,716**	0,355	0,611**	0,776**	-0,506**
SO ₄ ²⁻	-0,257	-0,010	0,215	-0,045	0,020	0,622*	0,512*	-0,449	0,010	-0,175	0,121	-0,151	-0,557	0,022
NO ₃ -N	0,170	0,270	0,195	0,063	-0,128	-0,126	0,110	-0,121	0,158	-0,066	0,467	0,316	0,286	-0,035
NO ₂ -N	-0,087	-0,265	0,011	-0,238	0,208	-0,205	-0,440*	0,0700	0,424	0,757**	-0,153	-0,101	-0,266	-0,670*
Na ⁺	0,169	-0,160	0,658**	-0,017	0,245	-0,043	-0,170	0,162	0,756**	0,918**	0,830**	0,595**	0,831*	-0,540
Mg ²⁺	-0,048	-0,520*	0,289	0,164	-0,179	0,372	0,043	-0,267	0,314	0,767	0,890**	0,667**	0,339	-0,817
K ⁺	0,166	-0,149	0,532**	-0,129	0,21	0,067	-0,228	0,147	0,851**	0,763**	0,496	0,723**	0,807**	-0,507
Ca ²⁺	-0,425*	-0,441*	-0,142	-0,090	-0,090	0,197	0,244	-0,3300	-0,106	-0,083	0,537	0,302	-0,330	0,022
Fe ²⁺	-0,216	-0,083	0,317	-0,080	-0,060	0,533*	0,512	-0,343	0,247	0,861*	0,589*	0,450	0,535	-0,691
Mn ²⁺	-0,136	-0,294	0,061	-0,142	-0,458*	0,697**	0,290	-0,696**	0,207	0,213	0,051	0,057	0,128	0,157
Cd ²⁺	-0,591**	-0,062	-0,549**	-0,011	0,082	-0,340	0,308	0,112	-0,218	-0,209	0,194	-0,023	-0,219	0,640*
Cr Total	-0,074	0,105	0,137	-0,069	0,289	-0,126	-0,077	0,181	0,386*	0,693**	0,372	0,252	0,611*	-0,242
Cu ²⁺	-0,138	0,255	-0,357	0,160	-0,193	-0,395	0,074	0,145	-0,017	-0,219	-0,041	-0,035	-0,265	0,190
Pb ²⁺	-0,271	0,426*	0,240	-0,018	0,246	0,002	0,077	0,119	0,582**	-0,339	0,696**	0,327	-0,377	0,459
Ni ²⁺	0,157	0,094	0,431	-0,002	0,129	0,025	0,232	0,060	0,609**	0,797*	0,789**	0,725**	0,531	-0,698
Zn ²⁺	-0,185	-0,176	0,148	-0,105	0,076	-0,006	-0,153	0,039	0,444	0,661	0,699*	0,518*	0,835**	-0,651

Idade em anos, Resíduos biodegradáveis em % de massa depositada, Altura média em m, Precipitação em mm/mês, Temperatura em média mensal (° C), Volume em m³/mês, Volume de lixiviados unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, pH em Esc. Sor. e outros parâmetros em mg/l exceto para CBO₅/CQO. Correlações significativas a negrito com * $p < 0.05$ e ** $p < 0.01$.

Tabela 4.14 (Cont) - Matriz de coeficientes de correlação de Pearson para variáveis de contexto e ambientais.

Parâmetro	NT	NH ₄ -N	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ -N	NO ₂ -N	Na	Mg	K	Ca	Fe	Cd	Cr	Cu	Pb	Mn	Ni	Zn
Idade	0,307**	0,249**	0,421**							-0,425*			-0,591**					
Resíduos Biodegradáveis	0,503**							-0,520*		-0,441*						0,426*		
Altura Média	0,413**	0,366**	0,679**				0,658**		0,532**				-0,549**					
Precipitação																		
Temperatura		0,120*	0,245**									-0,458*						
Volume	0,212*	0,202**		0,622*							0,533*	0,697**						
VLU			-0,308**	0,512*		-0,440*												
pH		0,209*										-0,696**						
CE	0,786**	0,752**	0,670**				0,756**		0,851**					0,386*		0,582**	0,609**	
SST		0,206*	0,716**			0,757**	0,918**		0,763**		0,861*			0,693**			0,797*	
COT	0,558**	0,557**					0,83**	0,890**			0,589*					0,696**	0,789**	0,699*
CQO	0,66**	0,611**	0,611**				0,595**	0,667**	0,723**								0,725**	0,518*
CBO ₅	0,276**	0,286**	0,776**				0,831*		0,807**					0,611*				0,835**
CBO ₅ /CQO		-0,154*	-0,506**			-0,670*							0,64*					
NT	-	0,899**	0,832**						0,777*									
NH ₄ -N	0,899**	-	0,723**				0,711**		0,823**							0,440*	0,575*	
Cl ⁻	0,832**	0,723**	-				0,75**		0,772**				-0,384*		-0,492*	0,455**		
SO ₄ ²⁻	-0,937	-0,057	0,258	-														
NO ₃ -N	0,274	0,311	-0,244	-0,309	-						0,503*			0,583**	0,580**			0,600**
NO ₂ -N	0,207	-0,019	0,021	-0,217	-0,185	-												
Na ⁺	0,789	0,711**	0,750**	0,159	0,076	-0,206	-	0,692**	0,817**							0,552*	0,686**	0,481*
Mg ²⁺	-0,485	0,155	0,288	0,199	0,169	-0,258	0,692**	-	0,557*	0,469*	0,519*						0,629**	0,464*
K ⁺	0,777*	0,823**	0,772**	0,201	0,286	-0,024	0,817**	0,557*	-					0,483**		0,526**	0,527*	0,540*
Ca ²⁺	-0,376	-0,097	-0,061	0,374	0,107	-0,214	0,191	0,469*	0,292	-	0,771**	0,53*						
Fe ²⁺	0,057	0,068	0,173	0,352	0,503*	-0,021	0,417	0,519*	0,490	0,771**	-			0,515*				0,572*
Mn ²⁺	-0,448	0,067	0,063	0,413	-0,110	0,192	0,006	0,250	0,257	0,530*	0,410	-						
Cd ²⁺	-0,226	-0,265	-0,384*	-0,211	0,240	-0,373	-0,165	-0,091	-0,175	0,412	0,170	-0,141	-		0,787**	0,610**		
Cr Total	0,401	0,244	0,242	-0,112	0,583**	-0,198	0,289	0,073	0,483**	0,187	0,515*	-0,143	0,338	-		0,704**		0,679**
Cu ²⁺	0,025	0,077	-0,492*	-0,376	0,580**	-0,222	-0,197	-0,182	-0,056	-0,074	-0,088	-0,162	0,787**	0,287	-	0,501*		
Pb ²⁺	0,518	0,440*	0,455**	0,056	0,295	-0,260	0,552*	0,230	0,526**	0,206	0,183	-0,124	0,610**	0,704**	0,501*	-		0,651*
Ni ²⁺	-0,049	0,575*	0,213	0,075	0,469	0,098	0,686**	0,629**	0,527*	0,008	0,492	-0,094	0,110	0,208	0,318	0,463	-	0,608*
Zn ²⁺	0,746	0,237	0,131	-0,292	0,600**	-0,129	0,481*	0,464*	0,540*	0,262	0,572*	0,033	0,401	0,679**	0,355	0,651*	0,608*	-

Idade em anos, Resíduos biodegradáveis em % de massa depositada, Altura média em m, Precipitação em mm/mês, Temperatura em média mensal (° C), Volume em m³/mês, Volume de lixiviados unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, pH em Esc. Sor. e outros parâmetros em mg/l exceto para CBO₅/CQO. Correlações significativas a negrito com * $p < 0,05$ e ** $p < 0,01$.

A concentração de metais pesados em aterros antigos é baixa, dada a adsorção e precipitação que ocorre em pH neutro. As precipitações podem ocorrer com matéria orgânica, e principalmente com o sulfureto e os carbonatos disponíveis, especialmente para Cd, Cu, Ni e Zn, exceto para o Cr, que é mais provável que precipite com hidróxido (Kjeldsen et al., 2002; Baun e Christensen, 2004).

A mobilização para a fase aquosa, por outro lado, pode ocorrer com complexação a ligandos inorgânicos e orgânicos e adsorção com coloides, especialmente em compostos de acetato, cloreto e sulfureto (Kjeldsen et al., 2002; Baun e Christensen, 2004; Ergene et al., 2022). Para a fração inferior a 0,45 µm, os complexos orgânicos ou coloidais são predominantes para o Cd, Cu e Pb, enquanto os íões metálicos livres representam uma pequena fração do teor total de metais em todos os esquemas de especiação analisados (Baun e Christensen, 2004).

Embora a análise multivariada da qualidade do lixiviado efetuada por Ergene et al., 2022 tenha revelado uma baixa correlação entre os metais pesados e outros parâmetros, a matriz de correlação na Tabela 4.14 mostra uma correlação moderada entre os metais pesados, especialmente Cd, Cu, Pb, Cr, Pb e Zn, e Ni e Zn. Este último também mostra uma correlação moderada a elevada com COT, CQO, Na, K e Mg, sugerindo mais uma ligação com a complexação orgânica e inorgânica. Encontrou-se também uma correlação positiva entre o Cr total e o Zn com a CBO₅, sugerindo uma possível complexação com os componentes proteicos da matéria orgânica dissolvida, durante as fases iniciais e intermédias de estabilização, pela solubilização dos metais à medida que a biodegradação ocorre (Shouliang et al., 2008; Wu et al., 2011). Os resultados obtidos no capítulo 4.1.1.6 indicam que as diferenças nestes parâmetros entre aterros intermédios e antigos são semelhantes e insignificantes.

Também foram encontradas correlações significativas entre outros parâmetros inorgânicos e metais pesados, tais como NH₄-N com Pb e Ni, e Cl com Pb. Observando os gráficos de dispersão de metais pesados com as diferentes categorias (dados não apresentados), as concentrações de metais pesados mostram densidades diferentes para zonas climáticas e idades de aterro, indicando correlações diferentes em conformidade. Outros estudos mostraram fortes correlações entre metais pesados e compostos inorgânicos, tais como Cr e NH₄-N, com a formação de complexos amónia-metal, e Cl, e o aumento da solubilização de Cd e Zn com a formação de complexos solúveis (Ergene et al., 2022).

Para compreender melhor as relações e as correlações entre os parâmetros do lixiviado e as variáveis de contexto, aplicou-se uma análise hierárquica de clusters.

4.1.3 Aprendizagem automática

4.1.3.1 Análise hierárquica de clusters¹¹

Na AC, o agrupamento baseia-se em semelhanças ou distâncias, enquanto as variáveis são normalmente agrupadas com base em coeficientes de correlação (Johnson e Wichern, 2002). Um dendrograma ilustra os agrupamentos efetuados em níveis sucessivos. Neste estudo, fez-se uma primeira abordagem com uma AC com todos os parâmetros de contexto e ambientais e uma segunda abordagem com os parâmetros de qualidade dos lixiviados para destacar os agrupamentos relacionado com as informações contextuais e ambientais.

O dendrograma para a primeira abordagem (Figura 4.2a) mostra dois grupos principais. O primeiro grupo divide-se em dois. O primeiro subgrupo inclui os metais pesados Cu, Cd, Cr e Pb, agrupados com variáveis de contexto relacionadas com a idade, altura, área, massa e densidade do aterro, bem como com o rácio CBO_5/COD e $\text{NO}_2\text{-N}$. Este grupo sugere as condições associadas ao contexto do aterro que podem afetar a produção e libertação de metais pesados. O segundo subgrupo inclui outro primeiro subagrupamento com parâmetros relacionados com a degradação biológica, tais como pH, Fe, SO_4 , Ca e Mn. O pH e o Mn estão mais ligados ao volume de lixiviados, também relacionados com a precipitação e a temperatura que completam o subagrupamento. Este agrupamento indica a relação com o pH baixo e a solubilização de substâncias inorgânicas no início do processo de estabilização dos resíduos. Também neste subgrupo se encontram o TN e o SO_4 , estreitamente ligados aos resíduos de ET (compactação) e aos resíduos biodegradáveis, também relacionados com o processo de biodegradação.

O segundo grupo principal inclui um subgrupo de CBO_5 e Zn, e $\text{NO}_3\text{-N}$, ambos possivelmente relacionados com as fases iniciais de biodegradação com o consumo de componentes de matéria orgânica dissolvida semelhantes a proteínas e AGV e a solubilização de compostos (Kjeldsen et al., 2002; Shouliang et al., 2008). Dois outros subgrupos incluem a CQO e o Ni, e o COT e o Mg, sugerindo a relação entre o AH e a AF com metais pesados e o carbono com macro inorgânicos. O último subgrupo inclui parâmetros que, na sua maioria,

¹¹ Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027> reproduzido com a autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

não são afetados pelos processos de biodegradação e estão ligados a processos de lixiviação, incluindo Na, SST, Cl, K, CE e $\text{NH}_4\text{-N}$, como indicado no capítulo 2.2.1.

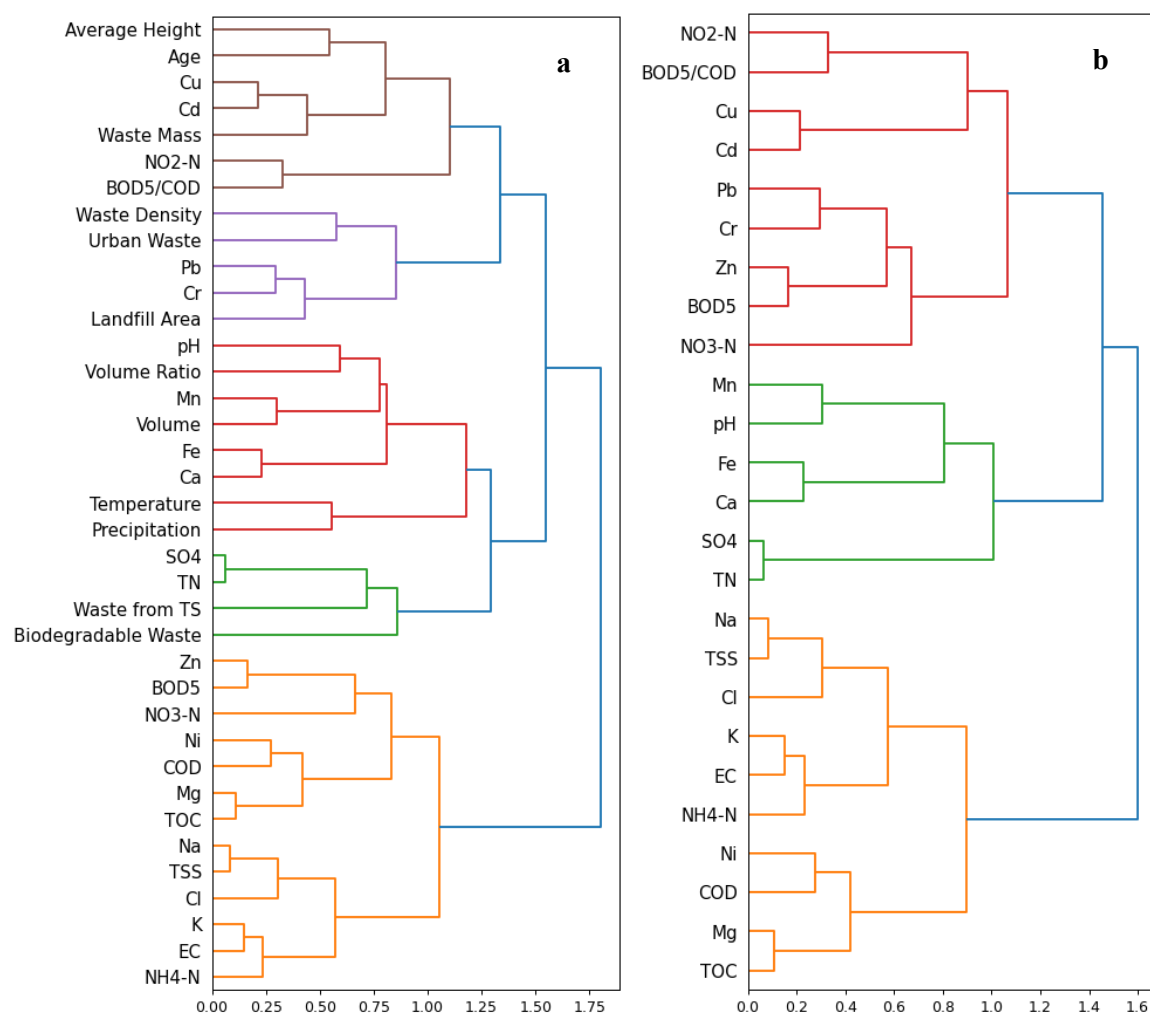


Figura 4.2 - Dendrogramas das variáveis contextuais e ambientais (a) e dos parâmetros de qualidade de lixiviado apenas (b).

Quando consideramos os parâmetros de qualidade do lixiviado apenas na AC (Figura 4.2b), o número de grupos principais mantém-se e os três subgrupos aparecem com uma pequena variação. O primeiro agrupamento principal é composto por dois subgrupos. O primeiro inclui os metais pesados Cd, Cr, Cu e Pb, juntamente com $\text{NO}_2\text{-N}$ e CBO_5/COD , Zn e CBO_5 , e $\text{NO}_3\text{-N}$, anteriormente no último grupo principal. Tal como no dendrograma anterior, este subgrupo pode representar o contexto do aterro e as condições de biodegradabilidade que podem afetar a produção e libertação de metais pesados.

O segundo subgrupo é constituído por inorgânicos de biodegradação e pH, que por sua vez estão agrupados com o agrupamento de metais pesados e CBO₅/COD. Por último, o segundo grupo principal é mais coerente com o comportamento de lixiviação do que com o processo de biodegradação. A separação divide os parâmetros mais prováveis relacionados com este comportamento, como Na, SST, Cl, K, CE e NH₄-N, e outros parâmetros mais relacionados com a biodegradabilidade, incluindo os orgânicos CQO e COT, e metais pesados Mg e Ni, que pode formar complexos orgânicos com HA e FA em aterros mais antigos.

Os resultados da AC apresentam várias informações relevantes, nomeadamente a existência de dois grupos principais que dividem a qualidade do lixiviado em duas fases, uma mais relacionada com as fases iniciais e intermédias da degradação anaeróbia e da mobilização de metais pesados, e a outra com as interações entre os parâmetros de comportamento da lixiviação na fase metanogénica mais antiga da estabilização do aterro.

Outros estudos utilizaram a AC para fornecer informações sobre a qualidade do lixiviado. Tatařaj et al. (2016) realizaram AC em metais pesados e COT para indicar a poluição orgânica no lixiviado. Foram encontrados dois agrupamentos: um com COT e outro com os restantes parâmetros, com subagrupamentos de Pb, Hg e Cd, Cu, Zn e Cr(VI). Ergene et al. (2022) encontraram agrupamentos semelhantes com Na, Cl, K e CE, alcalinidade, NH₄-N num agrupamento principal com pH isolado e com Ca, Mg, Fe, CBO₅ e CQO noutro agrupamento, indicando também a menor semelhança com eles.

4.1.3.2 Árvores de decisão

A partir da análise estatística no capítulo 4.1.1, encontraram-se diferenças estatísticas significativas entre aterros com diferentes TC para os parâmetros CE, CQO, CBO₅, CBO₅/CQO, NT, NH₄-N, Cl, Fe, Mn e Cu (Tabela 4.5). Na modelação de AD, quanto maior for o número de características descritivas, mais provável é o caso de sobre ajuste (Kelleher et al., 2015; Scikit-learn, 2023). Tendo em conta a importância da idade e da dimensão do aterro no volume e na qualidade do lixiviado determinados (Tabela 4.1 e Tabela 4.2), bem como o número de valores em falta (i.e., mais de 25% no caso de CBO₅, CBO₅/CQO, NT e metais pesados), as características descritivas selecionadas para aplicar no modelo AD foram: a idade do aterro (anos), a massa de resíduos (t/ano), CE (mS/cm), CQO (mg/l), NH₄-N(mg/l), Cl (mg/l). Investigações adicionais indicaram que os parâmetros removidos não eram determinantes nas previsões do modelo.

De acordo com a metodologia definida no capítulo 3.1.6.2, foi utilizado um *pipeline* de modelação para preparar os dados, imputar os valores em falta, ajustar os hiperparâmetros do modelo e aplicar o modelo às previsões.

Os hiperparâmetros influenciam o ajuste do algoritmo de AA, sendo necessário ajustar constantemente e treinar vários modelos com diferentes combinações de valores. A otimização dos hiperparâmetros pode ser feita manual ou automaticamente utilizando métodos de pesquisa como a pesquisa em grelha. Com a pesquisa em grelha, o modelo AA é treinado com cada combinação de hiperparâmetros no conjunto de treino, e o desempenho é avaliado por uma métrica predefinida num conjunto de validação cruzada (Wu et al., 2019). Neste caso, o *pipeline* de modelação consistiu na IVF com o modelo kNN seguido do classificador AD, com uma pesquisa em grelha para os hiperparâmetros do modelo ajustados com a validação cruzada estratificada de cinco vezes descrita no capítulo 3.1.6.2.

Para a IVF através do modelo kNN, os valores em falta para cada variável foram substituídos pelo valor médio uniforme do número n de vizinhos mais próximos, medida pela distância euclidiana. Foi efetuada uma análise de simulação para obter o melhor número de vizinhos para evitar o sobreajuste, sendo que 13 vizinhos mais próximos deram a maior precisão com menos variância nos resultados.

Os hiperparâmetros a ajustar no modelo AD incluem:

- o critério para medir a qualidade da divisão em cada nó (i.e., o índice de Gini ou a entropia),
- a profundidade máxima da árvore (i.e., entre quatro e dez para limitar e controlar o crescimento da árvore e o sobreajuste) e,
- o número de características máximas a considerar pelo modelo na procura da melhor divisão (i.e., raiz quadrada ou log2) (Wu et al., 2019; Scikit-learn, 2023).

Alguns hiperparâmetros foram definidos como constantes, como:

- o número mínimo de amostras necessárias para dividir um nó interno, definido como dez e,
- o número mínimo de amostras necessárias para estar num nó folha, definido como dois, que controla quais as divisões que serão consideradas na AD e garante o número de amostras que informam cada decisão (Scikit-learn, 2023).

Estas configurações permitem que a árvore cresça e evite desequilíbrios nas folhas, o que é melhor para problemas de classificação. Não foi imposto um número máximo de nós de

folha e uma diminuição mínima da impureza. Os resultados obtidos na validação cruzada do conjunto de treino e na previsão do teste, aplicando a poda de complexidade de custo mínimo, mostraram um prejuízo significativo no ajuste, sem resultados positivos para a previsão, pelo que foi aplicada uma poda ligeira (0,001) e foi dada preferência à opção de aumentar o número de amostras necessárias para dividir um nó interno de duas para dez.

Os resultados da pesquisa em grelha são apresentados na Tabela D.1 no Anexo D. com os hiperparâmetros ajustados para a AD e as principais métricas de teste que forneceram o melhor modelo de AD do conjunto de validação cruzada, A escolha do melhor modelo (i.e., o modelo 16) baseou-se nas médias de precisão e sensibilidade mais elevadas dos modelos testados gerados, em vez da exatidão, dada a natureza não balanceada dos dados. O modelo utilizou todos os parâmetros de entrada.

A AD obtida para todos os dados (Figura 4.3) mostra as divisões com base na entropia. O primeiro preditor de divisão foi o Cl, ou a concentração mensal medida de Cl nos lixiviados (Figura 4.3). Com uma concentração de Cl inferior a 4 400 mg/l, é efetuada uma nova divisão com base na dimensão do aterro, na massa de resíduos depositada (44 300 toneladas/ano), em que os lixiviados produzidos a partir de aterros com uma massa de resíduos depositada inferior a esta por ano e com uma concentração inferior a 4 400 mg/l são classificados como provenientes de aterros com outros tratamentos de lixiviados que não a recirculação do concentrado. No outro lado deste nível, se a concentração de Cl no lixiviado for superior a 4 400 mg/l, a separação baseia-se novamente no Cl, sendo que valores superiores a 6 000 mg/l classificam o lixiviado como proveniente de aterros com recirculação do concentrado. Foram ainda desenvolvidos quatro níveis com base na CQO, na idade do aterro, na CE e no $\text{NH}_4\text{-N}$. Podemos observar que o Cl desempenha um papel importante na AD.

Além disso, com níveis mais baixos de Cl, uma maior dimensão de aterro e a idade também desempenham um papel significativo, em que a classificação favorece os aterros com outros tratamentos de lixiviados. O $\text{NH}_4\text{-N}$ mais elevado nos aterros novos, o Cl mais baixo e os ramos de CQO inferiores a 10 200 mg/l podem também implicar a recirculação do concentrado.

As métricas do modelo AD apresentaram bons resultados com uma sensibilidade de 0,936 (intervalo de confiança [IC] de 95%, 0,871-0,982), precisão de 0,930 (IC de 95%, 0,857-0,983), especificidade de 0,953 (IC de 95%, 0,884-1,000) e exatidão de 0,940 (IC de 95%, 0,890-0,980). A aplicação ao conjunto de teste também resultou em boas métricas com uma sensibilidade de 0,872 (IC de 95%, 0,750-0,972), precisão de 0,897 (IC de 95%, 0,799-0,967), especificidade de 0,931 (IC de 95%, 0,828-1,00) e exatidão de 0,897 (IC de 95%, 0,809-0,956).

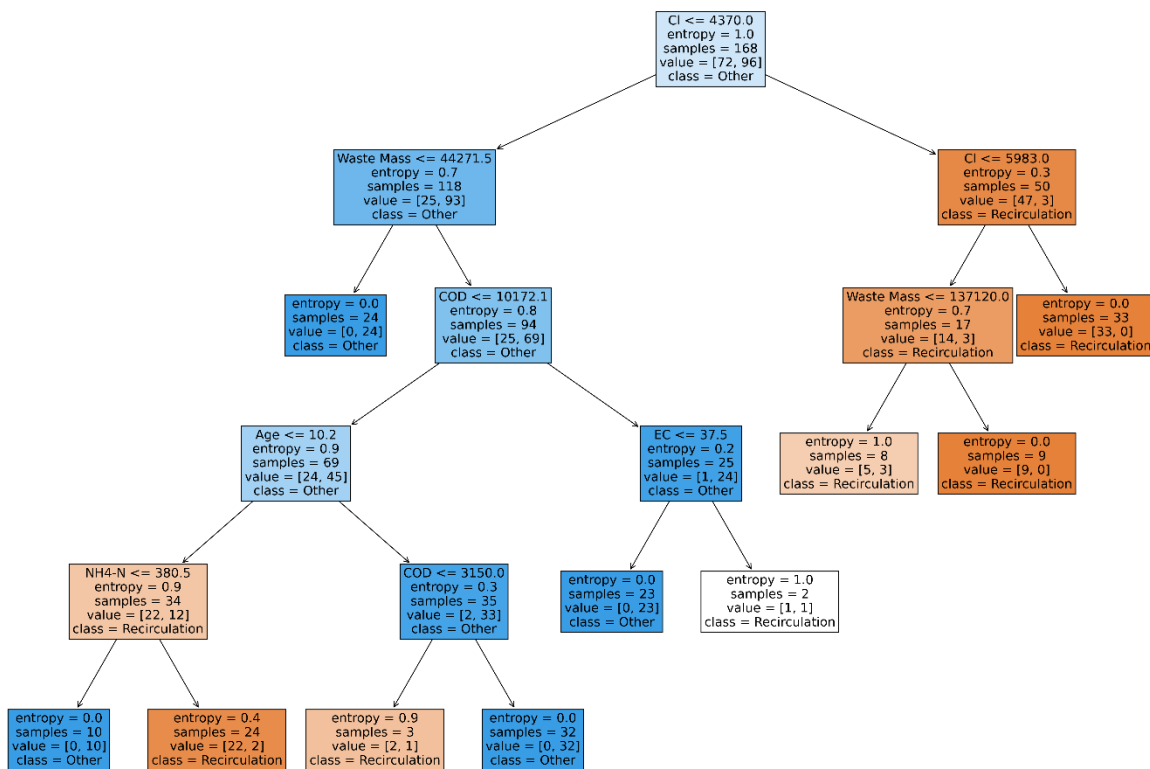


Figura 4.3- Árvore de decisão obtida para todos os dados.

Com as matrizes de confusão dos conjuntos de treino e teste do modelo (Figura D.1 no Anexo D), podemos observar que 95% da classe "recirculação de aterro" e 93% da classe "outros tratamentos" foram bem classificados na construção do modelo. Em comparação, 93% e 87% dos aterros foram corretamente classificados nas suas categorias de TC no conjunto de teste.

4.1.3.3 Florestas aleatórias

Para melhorar a classificação dos aterros com diferentes tratamentos do concentrado e lixiviados, utilizou-se o método de *ensemble* no modelo AD aplicando o modelo FA, tal como discutido no capítulo 3.1.6.2. Foram utilizados os mesmos hiperparâmetros na pesquisa em

grelha que no modelo de AD, acrescentando o número de estimadores ou árvores na floresta definido como 50 ou 100. Foi também aplicada uma poda ligeira (0,001), com a opção de aumentar o número de amostras necessárias para dividir um nó interno de dez para 16.

Os resultados da pesquisa em grelha com os hiperparâmetros ajustados da FA e as principais métricas de teste que forneceram o melhor modelo de FA do conjunto de validação cruzada são apresentados na Tabela D.2 no Anexo D. A escolha do melhor modelo (i.e., modelo 29) baseou-se igualmente nas médias de precisão e sensibilidade mais elevadas dos modelos testados gerados, em vez da exatidão, dada a natureza não balanceada dos dados na categoria de TC.

As métricas do modelo de FA apresentaram melhores resultados, com uma sensibilidade de 0,964 (IC 95%, 0,909-1,000), precisão de 0,951 (IC 95%, 0,894-0,993), especificidade de 0,953 (IC 95%, 0,886-1,000) e exatidão de 0,960 (IC 95%, 0,920-0,990). A aplicação ao conjunto de teste também resultou em métricas de modelo melhoradas, com uma sensibilidade de 0,949 (IC 95%, 0,861-1,000), precisão de 0,907 (IC 95%, 0,808-0,978), especificidade de 0,897 (IC 95%, 0,783-1,000) e exatidão de 0,926 (IC 95%, 0,868-0,985).

As matrizes de confusão dos conjuntos de treino e teste do modelo (Figura D.2 no Anexo D) mostram que 95% na classe "recirculação para o aterro" e 96% na classe "outros tratamentos" foram bem classificados na construção do modelo de FA. Em comparação, 90% e 95% dos aterros foram corretamente classificados dentro das suas categorias de TC no conjunto de teste, uma melhoria relativamente ao modelo de AD em ambos os casos.

Com as curvas ROC, dos modelos de AD e FA para os conjuntos de teste e treino dos modelos (Figura D.3, Anexo D), podemos observar a melhoria na validação do modelo FA, uma vez que mostra o compromisso entre uma classificação positiva ou sensibilidade e uma classificação de falso alarme (Hasan et al., 2021).

Estes resultados mostram que é possível classificar os aterros com elevada precisão, sensibilidade e exatidão de acordo com o tratamento do concentrado. A importância das características nos modelos de AD e FA (Tabela 4.15) é altamente relevante para o Cl, massa de resíduos, idade do aterro e CE. Juntamente com os resultados estatísticos, estes resultados indicam que a qualidade do lixiviado é marcada pelo aumento da concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ e Cl, em conjunto com uma capacidade de adsorção de resíduos e atenuação com a idade e tamanho com a recirculação do concentrado.

Como observado noutros estudos (Morello et al., 2016; Talalaj, 2015), quando esta capacidade se esgota, pode levar à lixiviação descontrolada a longo prazo destes

contaminantes. A elevada concentração de sais pode causar continuamente a degradação das membranas e aumentar os custos operacionais.

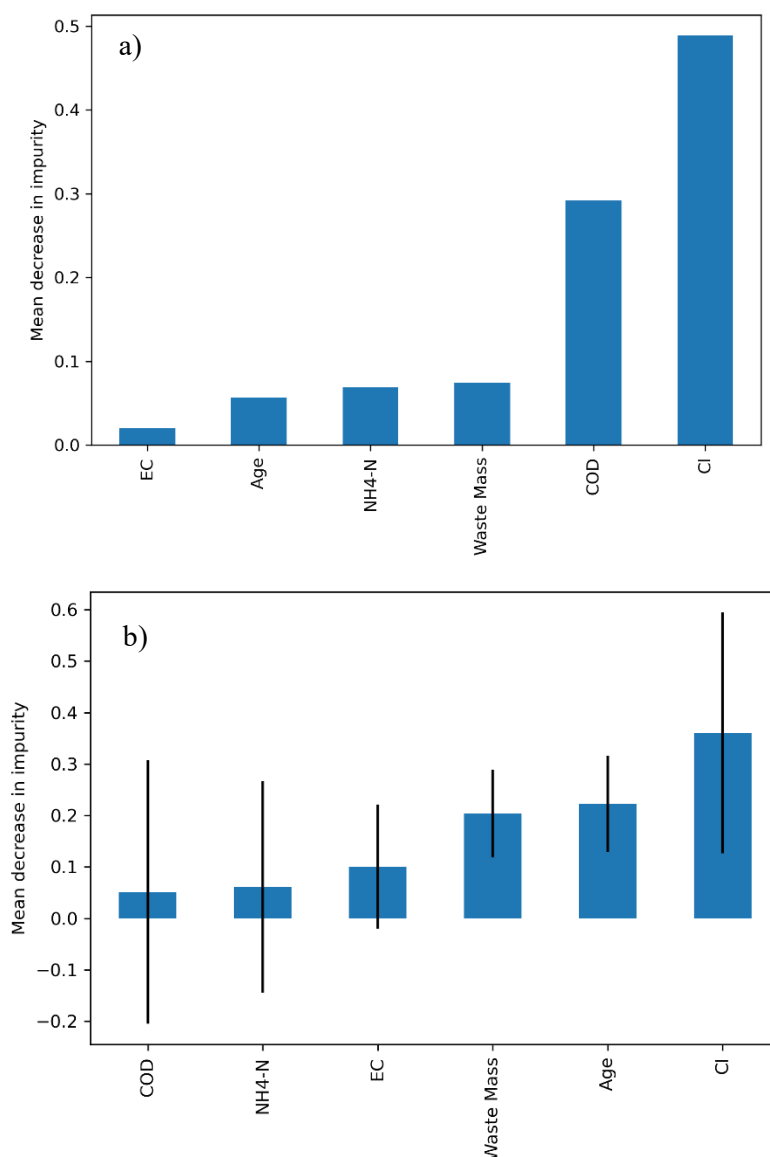


Tabela 4.15 - Importância das características no modelo de AD (a) e com variância no modelo de FA (b).

Como indicado na revisão da literatura, relativamente aos tratamentos do concentrado (capítulo 2.2.2.2), os tratamentos convencionais apenas transferem contaminantes de uma fase para outra (Ren et al., 2019; Li e Liu, 2021). A complexidade do tratamento do concentrado requer tratamentos integrados para atingir um padrão de qualidade desejável (Keyikoglu et

al., 2021; Li e Liu, 2021). Outra via para o tratamento do concentrado é a recuperação de orgânicos e iões de valor.

Embora estes métodos estejam em desenvolvimento, podem tornar-se atrativos se os teores de SH e de sais forem elevados (Li e Liu, 2021). O pré-tratamento biológico antes da recirculação do lixiviado e a recirculação conjunta podem reduzir os efeitos inibitórios do pH ácido e do $\text{NH}_4\text{-N}$ nos microrganismos do líquido reciclado e aumentar a degradação anaeróbia (He et al., 2015). Considerando os efeitos da recirculação do concentrado observados, a recirculação conjunta do concentrado e do lixiviado tratado biologicamente, com benefícios de estabilização do aterro já indicados, pode ser uma opção melhor e mais económica do que a recirculação alternativa única do concentrado. Por outro lado, a opção de arejamento ativo do aterro, conforme explorado por Morello et al. (2016), pode ser também uma opção alternativa para a remoção de azoto e compostos orgânicos recalcitrantes e de estabilização a longo prazo.

4.2 Tecnologias sustentáveis de operação em aterros

4.2.1 Aterro de resíduos urbanos

Num aterro de RU ou que funciona em ambiente anaeróbio durante o tempo de operação e pós-encerramento, quando a fração de resíduos biodegradáveis nos resíduos depositados no aterro são reduzidas, mas a quantidade de biogás o justifica, passa a ser necessário implementar, ou utilizar apenas, um sistema de tratamento de biogás através de queima. Esta fase prolonga-se até que o gás extraído deixe de ser também suficiente para que a queima do biogás seja eficiente. Neste ponto, o biogás, apesar de produzido em menor quantidade, contém ainda concentrações de CH_4 e CO_2 significativas, quer devido ao consumo da maioria da matéria orgânica no aterro, quer devido à redução significativa da humidade na massa de resíduos dado o encerramento do aterro. O biogás terá de continuar a ser ventilado do aterro, ou irá continuar a ser emitido para a atmosfera, com as consequentes emissões de gás de efeito de estufa para a atmosfera.

Encontrando-se já na fase de pós-encerramento, o aterro, em condições anaeróbias e com falta de humidade encontra-se num estado denominado de “dry tomb” (aterro mumificado). Com o passar do tempo, na eventualidade da degradação da cobertura impermeabilizante (Gaurc et al., 2010), a entrada de humidade no aterro poderá permitir

retomar os processos de biodegradação suspensos com a consequente produção de biogás e de lixiviados. Sem um sistema de extração e tratamento, o biogás será libertado para a atmosfera através do sistema de ventilação ou pela cobertura do aterro. No que se refere aos lixiviados e de forma semelhante, a entrada de humidade no aterro irá provocar novamente a sua produção. Com os sistemas de tratamento inoperáveis ou encerrados, os lixiviados tenderão a acumular no aterro, muitas vezes ocorrendo escorrências para fora do aterro através dos taludes, com a consequente contaminação do solo e meio hídrico adjacente ao aterro, se existente.

A assunção de que os sistemas de impermeabilização de fundo e de recolha de lixiviados funcionam para sempre, não é realista (Stegmann, 1989). O sistema de impermeabilização de fundo pode igualmente sofrer degradação ou danos podendo ocorrer libertação de lixiviados para o subsolo subadjacente e contaminação das águas subterrâneas (Allen, 2000a; Allen 2000b). À parte de problemas relacionados com fugas (Christensen, 1989), que mereceram preocupação desde o início da utilização de sistemas artificiais de proteção e levaram ao desenvolvimento de sistemas de membranas cada vez mais complexos, a incerteza sobre a durabilidade a longo prazo destes sistemas, dado a experiência recente, de cerca de 40 anos, é de grande apreensão.

O problema é especialmente relevante para barreiras artificiais compostas por sistemas de impermeabilização bentoníticos, suscetíveis de aumento de condutividade hidráulica com a interação química dos lixiviados (Allen, 2000a; Allen 2000b). No caso de sistemas de impermeabilização compostos por geomembranas, são geralmente considerados como os sintéticos, mas resistentes química e biologicamente (Cossu, 1995 fide Allen 2000a; Allen 2000b). Todavia, as membranas de PEAD têm mostrado ser suscetíveis a rachas provocadas por stress ou danos causados por pedras na zona da camada de proteção, por equipamentos de deposição ou por falha nas zonas das juntas (Allen, 2000a; Allen 2000b). As condições meteorológicas e outras condições necessárias a nível de controlo de qualidade durante a instalação são igualmente importantes.

Neste âmbito, torna-se necessário adotar novas medidas de gestão, nomeadamente a remediação da cobertura do aterro ou a remediação dos aquíferos, num período que poderá já ter ultrapassado o período de monitorização pós encerramento do aterro, geralmente considerado pelos operadores, de 30 anos. Os custos de remediação ambiental poderão assim ter de ser custeados pelas gerações seguintes.

Estimativas da composição de lixiviados, em condições de operação convencional, indicam que para alguns componentes, nomeadamente o NH_4 , Cl, CQO entre outros, poderão

demorar entre 100 a mais de 200 anos, em média, a atingir os valores limite de descarga em águas superficiais estabelecidos na legislação (Belevi & Baccini, 1989; Kruempelbeck e Ehrig, 1999; Heyer et al., 2005). A nível de metais pesados, a sua libertação pode demorar centenas ou milhares de anos (Environment Agency, 1996, 2003),

A nível dos lixiviados, a legislação de nacional impõe valores limite de descarga para águas residuais através do Decreto-Lei n.º 236/98 e seguintes redações (Tabela 2.16, capítulo 2.4.2.2). Comparativamente aos valores observados na Tabela 2.3 e Tabela 2.4 (capítulo 2.2.2.2), é possível observar que aterros com mais de 20 anos apresentam valores de CBO₅, CQO e NH₄-N elevados comparativamente aos VLE.

A nível do biogás, como indicado no capítulo 2.3.1.1 a taxa de produção de metano (k) para aterros de RU em Portugal continental (Figura 2.7), foi estimada pela APA (2023b) em 0,07 anos⁻¹, a média para as condições médias para todos os aterros, com o potencial de produção de metano L₀ de 100 m³ CH₄/t de resíduos.

Quanto ao investimento realizado comparativamente a outras tecnologias, nos aterros de RU, previamente ao início da exploração, o operador deve entregar comprovativo de prestação de garantia financeira, destinada a garantir o integral cumprimento das condições impostas na licença ambiental, incluindo as relativas ao encerramento, controlo e manutenção pós-encerramento, conforme referido no capítulo 2.4.2.2, (RJDRA, 2021). O valor da garantia financeira tem um valor mínimo equivalente a 20% do montante do investimento global do aterro em causa, correspondente ao valor da aquisição do terreno destinado à instalação do aterro, acrescendo o valor da construção e do equipamento necessário para assegurar a sua exploração (RJDRA, 2021).

Podem ser requeridas alterações à garantia à medida que a capacidade do aterro é atingida até ao cancelamento integral, após um período mínimo de manutenção e controlo da fase pós-encerramento (RJDRA, 2021). Também é requerido a subscrição de um seguro de responsabilidade civil extracontratual, no mesmo prazo da prestação da garantia financeira, com efeitos a partir do início da exploração do aterro, "que cubra os danos emergentes da atividade, incluindo os que resultem de evento de poluição, e os correspondentes custos de despoluição (RJDRA, 2021).

O custo associado ao encerramento e manutenção e controlo na fase pós-encerramento do aterro durante um período de, pelo menos, 30 anos está incluído nas tarifas cobradas pelo operador aos utilizadores pelos serviços de deposição de resíduos em aterro, com exceção dos aterros para resíduos inertes, em que o período mínimo é de cinco anos (RJDRA, 2021).

A questão da utilização de técnicas ou tecnologias de operação de aterros que permitam obter uma composição de biogás e lixiviados compatíveis com o meio envolvente, num período mais sustentável em termos geracionais, torna-se assim pertinente, em especial na utilização dos meios financeiros existentes para redução do período de monitorização pós-encerramento.

4.2.2 Avaliação da finalização do período pós-encerramento

O conceito de aterros sustentáveis ou da sustentabilidade ambiental dos aterros tem vindo a ser debatido e nenhuma definição consensual tem vindo a ser estabelecida (Cossu e Pivato, 2019). De acordo com Woelders et al. (2005) e Cossu e Pivato (2019) para que um aterro de resíduos possa ser considerado sustentável, o mesmo não deverá modificar significativamente a qualidade dos compartimentos ambientais que rodeiam o aterro: ar, água e solo. Deverá estar em equilíbrio com o ambiente envolvente dentro do tempo de uma geração. Numa perspetiva de aterro sustentável, o aterro deverá assim estar em conformidade, o mais rápido possível, com uma qualidade de lixiviados ao nível de aterros de resíduos inertes, tal como definido nos regulamentos europeus, em qualquer dos casos dentro de 30 anos (Woelders et al., 2005; Cossu e Pivato, 2019). As emissões destes aterros de RU serão, desta forma, consideradas baixas, de tal forma que nenhuma cobertura será requerida ou necessária de manutenção, deixando de ser exigida a continuação da monitorização, finalizando então o PPE e o QAF será atingido (Woelders et al., 2005; Cossu e Pivato, 2019).

A nível mundial, o período regulatório imposto para o PPE dos aterros de RU é variado entre países, estados e regiões (Tabela 2.18) e tem vindo a ser reconhecido que o tempo legislativo imposto não é representativo do melhor critério para avaliar o fim do PPE. Diversas abordagens e critérios específicos para atingir uma QAF dos aterros têm vindo a ser desenvolvidas, na qual estes não impõem mais efeitos negativos ou cujas emissões são consideradas aceitáveis para a SPA, (Scharff et al., 2011, Laner et al., 2012, Morris et al., 2012). Na perspetiva moderna de um aterro, afirmado por Cossu (2012), onde os conceitos de sustentabilidade ambiental e de sumidouro geológico final são abordados, o conceito do papel do aterro na gestão de resíduos pode ser assim sugerido como um sumidouro geológico sustentável.

Das propostas de abordagem ao conceito de QAF consideradas pelos especialistas na área dos aterros, duas são consideradas (Cossu e Pivato, 2019): a aplicação de uma tabela de referência com valores de biogás, lixiviados e resíduos, ou a utilização de análise de risco tendo em consideração as condições locais de cada aterro. Cossu e Pivato (2019), oferecem uma

metodologia baseada em ambas estas abordagens para a definição da estabilização do aterro e período de pós-encerramento.

Relativamente aos parâmetros de emissão de biogás, lixiviado e de resíduos, estes podem ser monitorizados durante o período pós encerramento por meio de análises quantitativas e qualitativas (Cossu e Pivato, 2019). Os parâmetros mais significativos para avaliar o grau de estabilização do aterro e verificar se foi atingida a QAF e respetivo valor proposto por Cossu e Pivato (2019) apresentam-se na Tabela 4.16. Outros parâmetros podem ser considerados para efeitos de monitorização, como a composição do biogás e em especial a razão $(CH_4 + CO_2)/N_2$ (i.e., indicador de estabilização relevante em aterros antigos), o COT (i.e., importante no balanço de massas uma vez que pode ser medido tanto em líquido como em sólido - % COT), o AKT (i.e., a quantidade total de azoto no lixiviado expresso como azoto orgânico e azoto amoniacal) e a qualidade do eluato dos resíduos depositados por forma a medir o potencial de emissões de lixiviado (i.e., medindo os principais parâmetros como o CBO_5 , CQO, CBO_5/CQO , COT, AKT, NH_4-N e $NOx-N$).

Cossu e Pivato (2019) definiram ainda conceitos relacionados com os valores de fundo, ligados aos valores que podem ser atingidos através da aplicação de tecnologias específicas ou de combinações particulares destas últimas:

- **VAQAt** (Valor Atual da Qualidade da Armazenagem em t anos): valores dos parâmetros são medidos num determinado momento t após o encerramento de um aterro
- **VMTD** (Valor da Melhor Tecnologia Disponível): valores que podem ser atingidos após a aplicação do método das melhores técnicas disponíveis. Representam a fase mais eficaz e avançada do desenvolvimento das atividades e os seus métodos de funcionamento, indicando a aptidão prática de determinadas técnicas para reduzir as emissões para o ambiente. Incluem técnicas desenvolvidas a uma escala que permite a sua aplicação em condições económica e tecnicamente viáveis, tendo em conta os custos e as vantagens, quer as técnicas sejam ou não utilizadas ou produzidas no país, desde que sejam razoavelmente exequíveis para os operadores de aterros.
- **VMT** (Valor da Melhor Tecnologia): Valores que podem ser alcançados através da aplicação da tecnologia mais eficaz com o objetivo de estabelecer um elevado nível de proteção ambiental sem qualquer restrição de custos, como no caso da melhor tecnologia disponível.

- **VLL** (Valor Limite da Legislação): Valores de tabela de referência, que devem ser cumpridos num determinado momento, conforme estabelecido por lei.
- **VQAF** (Valor da Qualidade de Armazenamento Final): Valores de parâmetros específicos do local, que definem uma qualidade das matrizes do aterro (sólido, líquido e gás) em equilíbrio com o ambiente sem criar qualquer tipo de perigo.
- **VQR** (Valor de Qualidade da Rocha): Valor que indica uma condição teórica em que existe uma ausência substancial de quaisquer emissões contaminantes.

O VQAF pode ser considerado como os valores de emissões de aterros antigos, antigas lixeiras ou como método de avaliação do aterro de RU. Os VMT representam as tecnologias de aterros de TMB e biorreatores anaeróbios, aeróbios e híbridos, existindo uma grande variedade de gamas observadas para as várias tecnologias (Cossu e Pivato, 2019). Os valores de descarga estabelecidos pelos regulamentos portugueses, italiano e alemão são apresentados na Tabela 4.16, sendo derivados de regulamentos relativos ao tratamento de águas residuais urbanas e à prevenção da poluição da água. Não existe uma regulamentação específica em vigor que defina valores limite para os lixiviados, o biogás e os resíduos depositados no final do período de pós-tratamento (Cossu e Pivato, 2019).

Para atingir a QAF, é obrigatório que a migração de lixiviados para as águas subterrâneas não produza alterações "significativas" na qualidade das águas subterrâneas, devendo "significativo" ser interpretado como um nível que a sociedade aceita tolerar no contexto do desenvolvimento sustentável (Cossu e Pivato, 2019). Desta forma, os valores fixos de descarga podem ser úteis na avaliação do cumprimento. Os valores limite propostos e sua justificação são indicados na Tabela 4.16.

O processo de avaliação proposto por Cossu e Pivato (2019) para determinar o final da estabilização de um aterro no qual se verifica que atingiu a QAF e o período de pós-encerramento do aterro pode terminar, segue uma metodologia baseada em VLL tabelados e análise de risco (Figura 4.4).

O processo de avaliação proposto por Cossu e Pivato (2019) para determinar o final da estabilização de um aterro no qual se verifica que atingiu a QAF e o período de pós-encerramento do aterro pode terminar, segue uma metodologia baseada em VLL tabelados e AR (Figura 4.4). Este processo iterativo a dois passos, consiste numa primeira avaliação dos parâmetros estabelecidos, começando pelo biogás que é o compartimento cujas emissões duram menos tempo.

Tabela 4.16 – Parâmetros significativos e respectivos valores propostos para a avaliação do grau de estabilização e verificação se foi atingida a QAF por Cossu e Pivato (2019)

Parâmetro	Definição	Valor Limite	Valor proposto
Biogás			
Produção total de biogás (Nm ³ CH ₄ /h)	Pode ser determinado por meio de testes de extração, na presença de um sistema de extração de gases de aterro ou utilizando um modelo de previsão de biogás normalizado. A quantidade total de biogás extraída do aterro, independentemente da sua dimensão, não deverá exceder o volume mínimo que pode ser tratado num queimador padrão de alta qualidade ou numa instalação de utilização de biogás (Heyer et al., 2005).		<25
Produção de biogás por área (NI CH ₄ /m ² .h)	Pode ser utilizado para avaliar as emissões de biogás de superfície (quando a extração de LFG é insuficiente ou inexistente). Para estimar se a emissão de superfície é aceitável, a produção de gás da área é comparada com o potencial de oxidação de CH ₄ da cobertura superior. Diferentes investigações mostram taxas de oxidação do metano, dependentes de características específicas do sistema de cobertura na gama de 0,34 a 5,6 NI CH ₄ /m ² .h (Heyer et al., 2005). Por conseguinte, as emissões de biogás através da superfície não devem exceder estes valores.		<0,25
Lixiviados			
CQO (mg O ₂ /l)	Mede a quantidade total de substâncias orgânicas (biologicamente degradável e não degradável) presente no lixiviado. Os valores obtidos estão estritamente ligados às características dos resíduos depositados em aterro (resíduos de RU ou de TMB não tratados), processo de biodegradação (anaeróbio ou aeróbio) e a fase do processo. Mesmo após a conclusão do PPE, a CQO pode apresentar valores elevados (na ordem das centenas de mg O ₂ /L) devido à presença de AH produzidos pela estabilização de matérias orgânicas degradáveis.	150 ^a , 160 ^b , 200 ^c	
CBO ₅ (mg O ₂ /l)	Mede a quantidade de substâncias orgânicas biologicamente degradáveis no lixiviado.	40 ^a , 20 ^b , 40 ^c	
CBO ₅ / CQO	Fornece informações sobre a estabilidade dos resíduos e a biodegradabilidade do lixiviado. O rácio CBO ₅ /COD diminui normalmente com o envelhecimento do lixiviado e após o pré-TMB.	-	0,1
NH ₄ -N (mg N/l)	Em condições anaeróbias, o azoto amoniacal não pode ser oxidado e permanece no lixiviado, sendo apenas removido por processo de lixiviação.	10 ^a , 15 ^b	10-50
NO ₃ -N	As formas oxidadas de azoto estão normalmente presentes em quantidade mais elevadas apenas no lixiviado de aterros aeróbios ou semi-aeróbios.	50 ^a , 20 ^b	
Resíduos depositados			
RI ₄ (mg O ₂ /mg TS)	Índice de respiração: mede a quantidade de substâncias biologicamente degradáveis ainda presentes nos resíduos depositados em aterro.		<2-2,5
GB ₂₁ (NI/kg TS)	Índice de fermentação: este índice calcula a quantidade de biogás produzido por uma amostra de resíduos. Por conseguinte, pode ser considerado, a par do índice de respiração, um indicador da quantidade de substâncias biologicamente degradáveis presentes nos resíduos depositados.		<5-10

^a Anexo XVIII, Decreto Lei n.º 236/98 (Tabela 2.16)

^b Tabela 3 do Apêndice 5 da Part 3 do D.Lgs. 152/2006, Itália

^c AbwV-Abwasserordnung (1997) – 51º Apêndice, Alemanha.

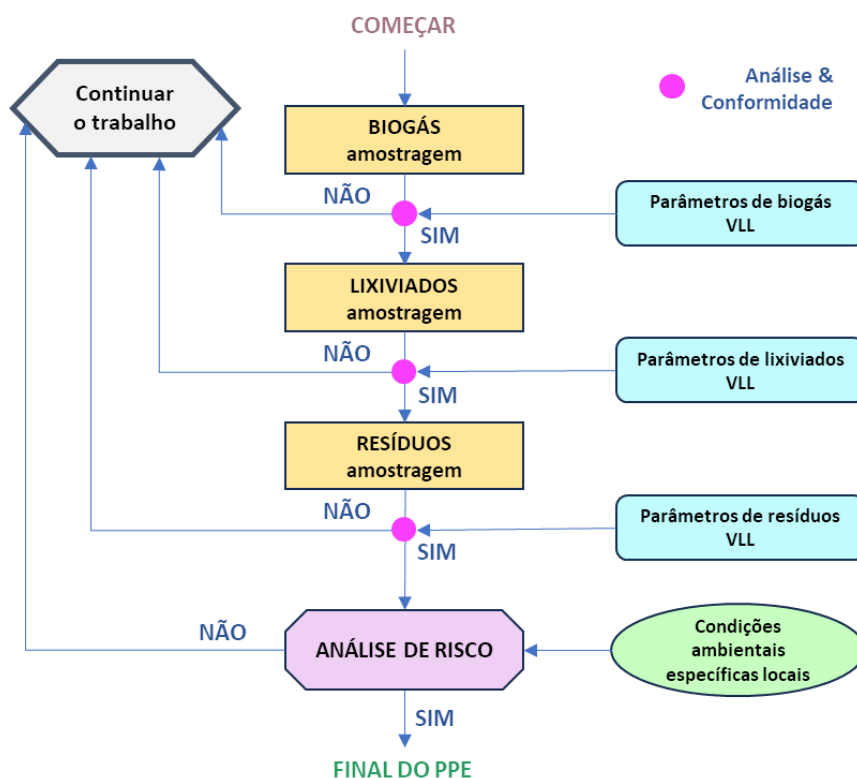


Figura 4.4 – Esquema do processo proposto por Cossu e Privato (2019) para avaliar a Qualidade de Armazenamento Final de um aterro (adaptado de Cossu e Privato (2019)).

Caso os VLL não sejam cumpridos é necessário voltar ao aterro e proceder com mais operações, operações estas que podem implicar alterações de operação nomeadamente a utilização MTD para cumprir os valores estabelecidos (Cossu e Privato, 2019).

O mesmo procedimento é utilizado para os outros compartimentos. Quando os VLL são cumpridos para todas as fontes de emissão, o segundo passo com a AR pode prosseguir, para avaliar se as emissões são compatíveis com a qualidade específica dos meios ambientais locais e verificar se a QAF foi atingida (Cossu e Privato, 2019). Este procedimento deve continuar durante todo o período em que um aterro representa uma possível fonte de risco para o ambiente e para os seres humanos.

4.2.3 Redução de resíduos biodegradáveis no aterro

Atendendo aos impactos exetáveis da operação de aterros de RU, opções têm sido tomadas internacionalmente que permitem reduzir os impactos. Na Europa, metas de redução da fração orgânica dos RU para os Estados-membros (capítulo 2.4.1), permitem reduzir os

impactes associados às emissões de metano e carga orgânica nos lixiviados produzidos por aterros de RU. As metas pretendem ser atingidas com a implementação de sistemas recolha seletiva de resíduos orgânicos, embalagens e resíduos especiais, com a respetiva valorização e reciclagem, bem como de outras tecnologias de pré-tratamento dos restantes RU indiferenciados que incluem o TM, TMB e IVE. De acordo com o RJDRA, apenas podem ser depositados nos aterros, os resíduos que tenham sido objeto de tratamento e que respeitem os critérios de admissão definidos para a respetiva classe de aterro. Foi ainda definida a meta de redução da quantidade de resíduos urbanos depositados em aterro para um máximo de 10 % da quantidade total de resíduos urbanos produzidos, por peso, até 2035. O aterro pretende assim ser utilizado como último recurso, apenas para refugos resultantes das tecnologias.

A introdução do pré-tratamento de resíduos antes do aterro, através de TM ou TMB, permite a utilização de processos mecânicos de separação, redução do tamanho e crivagem dos RU indiferenciados, com o objetivo de maximizar a recuperação das frações recicláveis como os metais e vidro, o acondicionamento dos resíduos restantes para processamento biológico aeróbio e/ou anaeróbio, e ainda, a otimização para produção de combustíveis derivados de resíduos como substitutos de combustíveis fósseis em centrais de produção e de energia.

Neste seguimento, os resíduos depositados em aterro, também denominados de resíduos provenientes de TMB, têm propriedades diferentes dos RU indiferenciados brutos: apresentam uma biodegradabilidade reduzida, são mais homogêneos, têm partículas de menor tamanho, maior compactabilidade e menor permeabilidade (Heyer et al., 2013; Siddiqui et al., 2013). De acordo com Fricke et al. (2005), com o TMB de RU antes da deposição em aterro é possível obter uma minimização da massa e do volume de resíduos depositados e a inativação dos processos biológicos e bioquímicos. Desta forma é possível evitar as emissões de biogás e odores, enquanto os assentamentos são reduzidos e a imobilização de poluentes ocorre, permitindo reduzir a contaminação dos lixiviados.

No que respeita aos resíduos de TMB, os resíduos são colocados em cima dos restantes resíduos ou em células separadas dos RU indiferenciados, mas conectadas com o restante aterro (Heyer et al., 2013). De acordo com o estudo realizado por Siddiqui et al. (2013) entre outros referenciados pelos autores, apontam para uma redução de cerca de 80% a 90% no potencial de produção de biogás, bem como uma redução substancial a nível dos constituintes orgânicos, azoto amoniacal e metais pesados nos lixiviados, num período inferior ao comparado com RU sem pré-tratamento biológico, também referido por Robinson et al. (2005). Neste último caso, os autores referem que a nível do azoto amoniacal nos lixiviados de

resíduos provenientes de aterros TMB, apesar de as concentrações serem inferiores que nos aterros de RU indiferenciados, a extensão a que esta redução ocorre é variável e dificilmente relacionada com o processo de compostagem ou pré-tratamento biológico utilizado, requerendo mais investigação.

A nível de larga escala, resultados de monitorização indicam também que durante os primeiros anos de deposição, os processos de degradação continuam de forma relativamente intensa, sendo ainda expectável a longo prazo, em termos de décadas, uma produção residual de biogás de baixo nível, o que significa que as emissões a longo prazo são espectáveis de permanecer (De Gioannis et al., 2009; Donovan et al., 2010; Heyer et al., 2013).

Tal como os resíduos provenientes de TMB, os resíduos provenientes de incineradoras ou de digestores anaeróbios, que recebem resíduos orgânicos provenientes de recolha seletiva, contêm ainda contaminantes lixiviáveis que não podem ser classificados como resíduos inertes de acordo com a Diretiva Aterros (CE, 1999, 2018), necessitando, deste modo, de tratamento *in situ* após deposição em aterro dedicados ou em co-deposição com RU (Hudson et al., 2004). Para os aterros de RU existentes, o tratamento *in situ* é assim a única opção realística para que os resíduos depositados sejam levados a um estado de equilíbrio com o ambiente circundante dentro de uma escala de tempo razoável (Hudson et al., 2004).

A nível dos lixiviados, dados sobre aterros de resíduos de TMB na Alemanha, demonstram que quando são efetuados processos de tratamento biológico eficazes e de última geração em RU, a deposição em aterro dos resíduos tratados pode produzir uma redução substancial da bio reatividade e, conseqüentemente, a produção de lixiviados mais estáveis e menos tóxicos (Robinson et al., 2005). Os valores de CBO₅ podem atingir valores como <10 mg/l, mesmo em lixiviados de resíduos depositados há apenas alguns meses ou anos. As concentrações de NH₄-N podem ser da ordem das encontradas nas águas residuais domésticas (<40 mg/l), e mesmo <5 mg/l em unidades de TMB com elevado rendimento (Tabela 4.17, Robinson et al., 2005).

Os dados relativos ao biogás produzido em aterros de resíduos de TMB são variados e dependem da eficiência do tratamento. De acordo com Pantini et al. (2013) é difícil prever quanto tempo pode durar a fase de início de produção de biogás em aterros de resíduos de TMB, onde as condições mudam continuamente e variam significativamente consoante o clima, da geometria do aterro (i.e., superfície, altura), bem como das estratégias de gestão operacional (e.g., recirculação de lixiviados, métodos de eliminação de resíduos) e da presença e tipo de sistemas de cobertura temporária e final.

Tabela 4.17 - Qualidade de lixiviados de aterros com diferentes quantidades depositadas de resíduos provenientes de TMB (Robinson et al., 2005).

Parâmetro	> 50% Resíduos de TMB		> 90% Resíduos de TMB			
	Aterro 1	Aterro 2	Aterro 3	Aterro 4	Aterro 5	Aterro 6
pH	7,90	8,10	8,50	8,40	7,90	8,30
CE	3,21	4,96	5,90	4,86	9,54	14,00
Alcalinidade	1 100	879	895	1 670	2 010	6 120
COT	78,5	180	340	308	543	1480
CQO	228	582	1 020	869	1 620	4 670
CBO ₅	82,0	> 157	3,00	6,00	35,0	202
AZT	91,8	186	43,3	55,9	-	1320
NH ₄ -N	286	195	1,80	34,2	197	1 130
NO ₃ -N	15,1	2,00	4,70	6,30	<0,30	<0,30
NO ₂ -N	1,00	8,30	0,30	1,00	0,10	<0,10
Cl ⁻	384	612	1 090	901	2 290	2 270
SO ₄ ²⁻	18,0	433	878	414	449	117
Na ⁺	419	509	789	622	1 250	1 520
Mg ²⁺	47,0	91,0	67,0	64,0	104	88,0
K ⁺	211	328	387	393	777	728
Ca ²⁺	84,0	122	255	232	329	176
Fe ²⁺	1,05	0,96	1,31	2,59	13,9	19,5
Mn ²⁺	0,32	0,46	1,61	1,45	2,94	1,38
Cd ²⁺	<0,001	<0,001	0,003	0,003	0,003	0,006
Cr Total	0,095	0,221	0,090	0,042	0,096	0,494
Cu ²⁺	<0,020	0,060	0,25	0,080	0,15	0,18
Pb ²⁺	0,010	0,020	0,020	0,010	0,040	0,13
Ni ²⁺	0,025	0,086	0,097	0,051	0,082	0,26
Zn ²⁺	<0,030	0,12	0,53	0,19	0,20	0,67

CE em mS/cm, Alcalinidade em mg CaCO₃/l e outros parâmetros em mg/l exceto for pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Os aterros apresentam tratamentos biológicos aeróbios de intensidade decrescente de 1 para 5.

O conteúdo de água dos resíduos de TMB depositados revela ser o fator mais importante uma vez que limita o processo biológico anaeróbio (Pantini et al., 2013). Somente quando a humidade atinge valores mais elevados (43%) apenas uma quantidade limitada da matéria orgânica degradável é convertida em biogás (34% da capacidade do potencial de produção de biogás) (Pantini et al., 2013). Por outro lado, quando as condições ambientais no interior da massa de resíduos se tornam favoráveis ao estabelecimento da fase metanogénica estável, é necessário um período de tempo relativamente curto, que pode ir de alguns meses a dois anos, para esgotar a produção de gás de resíduos da TMB (Pantini et al., 2013).

De acordo com De Gioannis et al. (2009) os valores das constantes da taxa de produção de biogás obtidos para a degradação anaeróbia dos TMB (0,0347-0,0803 anos⁻¹) são semelhantes aos habitualmente verificados para as frações lenta e moderadamente degradáveis dos RU brutos. O TMB permitiu uma redução da fase não metanogénica e do potencial de geração de gases de aterro em, respetivamente, 67% - 82% e 83% - 91% em

comparação com os RU brutos (De Gioannis et al., 2009). A produção de biogás esperada pode ser ainda de 10 a 40 Nm³/t em peso húmido.

Os benefícios da utilização da tecnologia TMB num sistema sustentável de gestão de resíduos dependem fortemente da eficiência do processo de bio estabilização na redução da capacidade de produção de gás dos resíduos de TMB (Pantini et al., 2013).

O investimento em TM e TMB é elevado e um esforço a nível nacional tem sido feito para o cumprimento das metas europeias (capítulo 2.4.2.1) Quando considerada a origem dos resíduos depositados em aterros geridos por EG de RU, cerca de metade (53,6%) são entregas diretas dos municípios e 43,5% são refugos e rejeitados provenientes das unidades de triagem, TM e TMB, que contém ainda quantidades relevantes de matéria orgânica.

Os produtos resultantes do tratamento biológico das TMB, consistem no composto, a fração de material para composto derivado de resíduos (CDR) e a fração residual. Em 2021 (APA, 2022), todo o composto resultante das unidades de TMB e de VO (recolha seletiva) foi escoado, tendo como principal destino a valorização agrícola (95%). No entanto, em 2021, tal como em 2020, não houve produção de CDR a nível nacional, devido à falta de aceitação do material pelas entidades de destino (APA, 2022), acabando por ser depositado em aterro. Ainda mais preocupante é a fração resíduo, que a nível de Portugal continental corresponde a 79%, incluindo as escórias inertes e inqueimados resultantes de IVE, não valorizadas. Nesta perspetiva, em Portugal não existem aterros de resíduos de TMB como em outros países europeus, uma vez que o composto não é depositado em aterro, mas espera-se uma redução significativa da produção de biogás e da carga orgânica nos lixiviados, devido à redução da quantidade de RU e da fração RUB depositados em aterro.

4.2.4 Aterro de resíduos urbanos biorreatores

Nos aterros com frações significativas de resíduos biodegradáveis depositados, o funcionamento daqueles como biorreatores tem sido sugerido como uma alternativa mais sustentável à operação tradicional (Reinhart e Townsend, 1998; Berge, et al., 2005). Outras opções de melhoria da estabilização dos resíduos, para além do pré-tratamento de resíduos, incluem co-deposição de lamas e deposição de resíduos com baixa densidade, sendo a introdução de líquidos no aterro a mais demonstrada e investigada (Townsend et al., 2015).

A introdução controlada de humidade na massa de resíduos de aterros de RU pode aumentar a decomposição dos resíduos maximizando a produção do biogás, melhorar o tratamento de lixiviados e reduzir o tempo e custos de monitorização pós-encerramento (Erses

et al., 2008; Berge et al. 2009). Em condições aeróbias, é ainda possível minimizar as emissões de GEE, melhorando a qualidade dos lixiviados produzidos e aumentar os assentamentos observados, numa ótica de controlo das emissões a médio prazo e economia de espaço do aterro (Hupe et al., 2003; Stegmann et al., 2005, Cestaro et al., 2007a; Cestaro et al., 2007b; Ritzkowski e Stegmann, 2012). Ambas estas tecnologias têm sido aplicadas com sucesso na Europa, América do Norte e Ásia (Ritzkowski e Stegmann, 2012; Townsend et al., 2015).

No caso de antigas lixeiras, onde o fundo é constituído por barreiras geológicas ou ausência das mesmas, para reduzir as emissões de biogás e minimizar a qualidade das emissões de lixiviados, soluções adicionais para a estabilização biológica e redução da contaminação pelos lixiviados como o arejamento forçado ou passivo da massa de resíduos, têm vindo a ser investigadas. Em ambos os casos (i.e., aterros sanitários e lixeiras), estas técnicas podem ser utilizadas para remediação ambiental do local e/ou reclamação de material, ou tendo em conta uma perspetiva do papel de aterros como sumidouros geológicos sustentáveis (Ritzkowski e Stegmann, 2012; Cossu, 2012; Raga e Cossu, 2014).

Considerando os elevados custos de tratamento de lixiviados para remoção de compostos tóxicos, os aterros biorreatores permitem armazenar e tratar o lixiviado *in situ*. Para além do azoto, os compostos recalcitrantes encontrados nos lixiviados de aterros em fase de estabilização, como as SH e COX, são também problemáticos. Numa ótica de sustentabilidade, estes compostos têm sido referenciados como decisivos na determinação da estabilização biológica dos aterros e QAF, no que respeita quando a monitorização pós-encerramento deverá finalizar (Cossu et al., 2007; Reinhart, 2007). O armazenamento seguro da fração não-móvel é outro fator substancial quando se alia o conceito de sumidouro à deposição de resíduos em aterro (Cossu, 2012).

O tratamento destes compostos *in situ* poderá ser vantajoso em termos ambientais e económicos, considerando que com a sua remoção o tempo de monitorização pós-encerramento poderá ser reduzido (Berge et al., 2005; Reinhart, 2007). Por outro lado, esta prática resulta num método de tratamento a longo prazo, permitindo aos operadores a opção de um tratamento contínuo de lixiviados no local, com as diversas vantagens associadas à operação de aterros como biorreatores (Reinhart, 2007).

4.2.4.1 Infiltração controlada de humidade no aterro

Como forma de acelerar ou maximizar a fase IV (capítulo 2.2.1), de fermentação de metano, a introdução de humidade no aterro, através de águas pluviais, águas subterrâneas (se houver disponibilidade), efluentes de ETAL, lamas de ETAR ou lixiviados, promove a humedificação dos resíduos para condições que beneficiam a atividade microbológica dos processos de formação de metano. Com a matéria orgânica, microrganismos e nutrientes reintroduzidos no aterro, a produção de metano é realizada a uma taxa muito superior, funcionando o aterro como um biorreator anaeróbio (Berge et al., 2005). Da mesma forma, o volume total do biogás produzido é superior ao que ocorre em aterros anaeróbios secos. A produção de biogás é, deste modo, acelerada, permitindo uma recolha e subsequente utilização mais eficiente, os assentamentos são superiores, obtendo-se mais espaço de aterro e, ainda uma redução no tempo de degradação biológica dos resíduos (Reinhart e Townsend, 1998; Erses et al., 2008;).

Com o aumento da taxa de produção de metano comparativamente aos aterros convencionais, o aproveitamento energético poderá ser considerado em casos em que tal não se justificaria (Townsend et al., 2015). O aumento da produção do biogás num período inferior, possibilita um melhor uso benéfico do biogás conjuntamente com a estabilização biológica do aterro. No entanto, a adequada gestão do biogás é necessária devido à elevada quantidade produzida (Townsend et al., 2015). O sistema de extração de gás pode ser utilizado de forma viável durante a fase ativa do aterro e por anos após o encerramento, sem que haja falta de humidade significativa na massa de resíduos, devido à impermeabilização de topo após a construção da cobertura final. Os processos biológicos poderão assim continuar, bem como o tratamento de lixiviados produzidos, enquanto o aterro está a ser monitorizado e enquanto a infraestrutura do aterro está nas suas melhores condições (Townsend et al., 2015). O mesmo se aplica à introdução de ar no aterro, como adiante referido, em especial quando o aproveitamento energético não é viável ou a quantidade de resíduos orgânicos depositados é reduzida.

Das principais limitações da recirculação anaeróbia de lixiviados no aterro, o azoto amoniacal presente nos lixiviados é a mais problemática. Apesar da carga orgânica do lixiviado ser reduzida, a concentração de azoto amoniacal é superior à encontrada nos aterros convencionais (Berge et al., 2005). Em ambos os casos, existe a tendência de acumulação no aterro, devido às condições anaeróbias existentes que não permitem a degradação do azoto (Berge et al., 2005). Soluções como a nitrificação prévia dos lixiviados têm sido aplicadas, funcionando o aterro como um biorreator facultativo, no qual o processo de desnitrificação é

realizado *in situ*, posteriormente na massa de resíduos (Price et al., 2003; Berge et al., 2005). No que se refere aos CDE, Fang et al. (2009) compararam a remoção de PAE em aterros biorreator facultativos e anaeróbios, constatando que existe uma redução mais significativa quando o lixiviado é previamente nitrificado.

Por outro lado, uma melhoria da qualidade do lixiviado no que se refere à diminuição da carga orgânica (i.e., CQO e CBO₅) em cerca de 50% tem sido demonstrada, sendo desta forma uma opção viável para o tratamento a longo prazo dos lixiviados (Berge et al. 2005; Reinhart, 2007). Ao nível de metais pesados verifica-se que a recirculação de lixiviados permite uma redução significativa na mobilidade destes compostos comparativamente aos aterros convencionais (Qu et al., 2008; Longa et al., 2010). A libertação de metais em condições anaeróbias é geralmente baixa, apesar da fase acetogénica, uma vez que os metais têm tendência a formar hidróxidos, normalmente insolúveis (Erses et al., 2008).

No que se refere aos compostos orgânicos recalcitrantes (e.g. substâncias húmicas e compostos xenobióticos), existentes nos lixiviados maduros, de acordo com o estudo realizado por Reinhart (2007), também com um tratamento parcial externo (através de oxidação química) e tratamento biológico *in situ* através da recirculação de lixiviado, é possível reduzir a quantidade destes compostos nos lixiviados.

De forma geral, a recirculação de lixiviados ou efluentes do tratamento de lixiviados nem sempre é suficiente para aumentar a humidade dos resíduos para o valor desejado, num tempo razoável. Deste modo, é muitas vezes suplementada com a adição de outros líquidos como águas pluviais, águas subterrâneas (caso a disponibilidade seja viável), lamas de ETAR ou outros líquidos que estejam disponíveis (Environment Agency, 2009; Townsend et al., 2015). A injeção ou adição de excesso de líquidos no aterro, juntamente com a recirculação de lixiviado, também denominada biorreator de *flushing*, é uma técnica que permite lixiviar os componentes solúveis dos resíduos que de outro modo demorariam anos a sair do aterro (Hupe et al., 2003).

No que respeita o tratamento completo de lixiviados no local em ETAL, as eficiências de remoção são determinantes para o cumprimento dos regulamentos de descarga em meio hídrico. Dadas as elevadas cargas orgânicas e respetiva variabilidade ao longo do tempo, o sistema de tratamento requer flexibilidade, com tratamentos biológicos inicialmente a físico-químicos principalmente para lixiviados maduros. O cumprimento dos valores limite de descarga em meio hídrico é geralmente impraticável com os tratamentos tradicionais, dadas as características dos lixiviados, pelo que, em última opção, tratamentos de elevada eficiência

como tratamentos por membranas de osmose inversa têm de ser aplicados, com custos elevados de alteração e manutenção (Martinho et al., 2008; Renou et al., 2008).

Conforme investigado na avaliação dos aterros de RU nacionais no capítulo 4.1.1, nos processos de osmose inversa, ou semelhantes, o lixiviado é separado em fluxos diluído (i.e. permeado) e concentrado, quando colocado sob pressão em membranas de osmose inversa (Townsend et al., 2015). O permeado poderá ser descarregado em meio hídrico ou armazenado no local e utilizado para outros fins, como rega ou até recirculado para o aterro como fonte de humidade. O concentrado, composto por poluentes como matéria orgânica dissolvida, sais e metais pesados, dado o custo de tratamento através de incineração ou solidificação (Renou et al., 2008), é geralmente recirculado para o aterro. No caso de haver excesso de lixiviado para recirculação, a descarga em meio hídrico do permeado e a recirculação do concentrado é uma opção (Townsend et al., 2015). Para remoção de compostos recalcitrantes de lixiviados maduros, o concentrado pode ser ainda tratado por um processo avançado de oxidação previamente à recirculação (Townsend et al., 2015). Todavia, a recirculação de concentrado tem limitações comparativamente à recirculação de lixiviados ou, em última análise, do permeado, proveniente do processo de osmose inversa, ou de águas não contaminadas como águas pluviais, superficiais ou subterrâneas. Ainda assim, verificou-se com a análise realizada no capítulo 4.1.1, que dadas as limitações no desenvolvimento de tecnologias integradas ou de valorização de iões presentes no concentrado, a recirculação conjunta com os lixiviados com prévio tratamento biológico, resulta numa opção mais sustentável do que a alternativa única.

A vantagem de infiltração controlada de água não contaminada é o fato de não ocorrer recirculação parcial ou completa de componentes solúveis dos lixiviados novamente para a massa de resíduos, bem como a existência de efeitos negativos no sistema de recirculação ou infiltração ser pouco provável (Hupe et al., 2003). Por outro lado, a aplicação final de lixiviado bruto ou proveniente de tratamento de membranas de osmose inversa, para além da otimização da humidade dos resíduos, quando realizada em zonas jovens e biologicamente ativas do aterro, oferece a possibilidade de aumentar o fornecimento de substâncias biológicas já solúveis na massa de resíduos, pela infiltração de um meio rico em nutrientes (Hupe et al., 2003). Particularmente nestas zonas, ocorre ainda o efeito positivo de aumento da produção de biogás, bem como uma degradação de compostos orgânicos do lixiviado como o CBO₅, CQO e AOX (Hupe et al., 2003). Sobre este aspeto, é relevante denotar que a infiltração de meios altamente contaminados é uma medida final que deverá ser utilizada apenas enquanto houver atividade biológica suficiente na massa de resíduos, senão existe o perigo da infiltração de componentes solúveis passarem rapidamente pelo aterro durante a infiltração, serem

recolhidos e requererem novo tratamento, com os custos de manutenção inerentes (Hupe et al., 2003). Para além dos custos associados, mais relevante é o tempo de monitorização do aterro que se pode prolongar, na medida em que o estado de baixas emissões é atingido mais tarde (Hupe et al., 2003).

TECNOLOGIAS DE HUMIDIFICAÇÃO DA MASSA DE RESÍDUOS

As tecnologias de humidificação da massa de resíduos são variadas. Uma das formas iniciais de adição de líquidos, praticada pelos operadores de aterros, foi a adição na superfície, através de humidificação direta dos resíduos, irrigação, poços de infiltração e trincheiras (Hupe et al., 2003; Townsend et al., 2015). Em contraste com os sistemas de adição de líquidos subsuperficiais os requerimentos de construção superficiais são reduzidos (Townsend et al., 2015), no entanto a eficiência de humidificação da massa de resíduos, nomeadamente com o aparecimento de caminhos preferenciais, a produção de odores e aerossóis, a minimização da migração de líquidos para fora da zona de controlo da área do aterro e subseqüentes impactes com as águas de pluviais (Townsend et al., 2015) são limitações e considerações a ter em conta.

Outros sistemas de adição de líquidos consistem em sistemas subsuperficiais verticais e/ou horizontais de poços ou trincheiras e galerias (Environment Agency, 2009; Townsend et al., 2015). Num aterro biorreator projetado de início, o sistema de injeção de líquidos no aterro pode ser construído à medida que o aterro vai sendo operado, juntamente com os sistemas de recolha de biogás e lixiviados. Nos poços verticais, a adição de líquidos é feita a várias profundidades dentro da massa de resíduos, tendo a vantagem em relação aos sistemas superficiais e sistemas horizontais, pelo facto de poderem também ser instalados após os resíduos terem sido depositados, atingir grandes profundidades, fornecendo maiores pressões de entrada e, assim, uma melhor distribuição de água no aterro (Townsend et al., 2015).

Os sistemas horizontais por trincheiras ou galerias, estes últimos consistindo em camadas de drenagem de materiais como pneus ou vidro triturados, são normalmente limitados a profundidades baixas, quando a deposição de resíduos já foi realizada (Townsend et al., 2015). No entanto, quando construídas à medida que o enchimento do aterro é realizado, dado o maior comprimento dos aterros comparativamente à profundidade, o sistema vertical exige um maior número de poços, do que sistemas horizontais necessitam de trincheiras, tendo estes últimos consequentemente um maior potencial de humidificação (Townsend et al., 2015). No sistema horizontal, o líquido é bombeado através de tubos de PEAD localizados na face lateral do aterro para a trincheira ou galeria, onde são perfurados para distribuir o

líquido (EA, 2009; Townsend et al., 2015). As desvantagens incluem a possível libertação de lixiviados pelos taludes devido ao sistema pressurizado e aos caminhos preferenciais entre as trincheiras e os tubos, podendo estes problemas ser evitados com a ligação entre as trincheiras ou galerias na massa de resíduos (EA, 2009). A utilização de lixiviado bruto ou efluentes de tratamento de lixiviados, como o concentrado, sem pré-tratamento podem também causar incrustação ou obstrução nos sistemas de distribuição (Hupe et al., 2003). Os sistemas combinados de trincheiras horizontais e poços verticais são também uma opção, permitindo a entrada de líquidos através dos pontos de entrada no topo do aterro, mas a capacidade de adição de líquidos será muito superior do que a esperada num sistema vertical típico (Townsend et al., 2015).

MODELAÇÃO AMBIENTAL

Em termos de modelação do biogás produzido em aterros biorreatores anaeróbios, pela revisão da literatura, os valores indicados pelo LandGEM, indicam uma taxa de $0,70 \text{ anos}^{-1}$, no entanto valores de $0,21$ e $0,47 \text{ anos}^{-1}$ foram encontrados em aterros com recirculação de lixiviados na Florida, EUA (Kim e Townsend, 2012). De forma conservadora, Faour et al. (2007) indicam um k de $0,30 \text{ ano}^{-1}$ e um L_0 de $100 \text{ m}^3/\text{t}$ se o projeto for otimizado e o atraso de produção de biogás for minimizado.

Com o objetivo de aumento da produção de biogás, põe-se em questão da quantidade de água necessária a adicionar e a que proporção do aterro a adicioná-la (Knox et al., 2019). Em países, por exemplo localizados no sudeste da Ásia, os RU contêm humidade em excesso, libertando lixiviado livremente quando comprimidos. Neste caso, quando realizada a recirculação de lixiviado não será exetável uma taxa de degradação superior e, provavelmente, poderão ocorrer problemas com a gestão de lixiviados e tornar a gestão de biogás mais complicada (Knox et al., 2019). Por outro lado, em países em que a os RU são mais secos do que o que seria desejado, como muitos dos países na Europa e América do Norte, a adição de humidade nos resíduos através da infiltração controlada de líquidos no aterro poderá aumentar a taxa de degradação de resíduos e o aumento da produção de biogás (Knox et al., 2019). Nestes casos, a obtenção da quantidade de humidade necessária é um componente crítico do funcionamento do aterro como um biorreator anaeróbio.

O funcionamento ótimo do aterro como um biorreator ocorre entre 40% e 70% de humidade, em peso (Reinhart e Townsend, 1998, Berge et al., 2009). A humidade proveniente da recirculação dos lixiviados não é geralmente suficiente para atingir a capacidade de campo

(a capacidade de campo é definida como um teor de humidade de 45%, em peso) num período razoável (Berge et al., 2009). Desta forma, é frequentemente necessária uma adição suplementar de líquido. O volume de adição de líquido suplementar depende da massa de resíduos e do volume de lixiviado recirculado, podendo ser necessário entre dois e três anos para atingir (Benson et al., 2007, Berge et al., 2009; Knox et al., 2019). Esta adição de líquidos poderá ter custos, como águas subterrâneas (i.e., se disponível, com a bombagem), ou poder ter benefícios, por exemplo se resultante da adição de águas residuais ou resíduos líquidos comerciais (Berge et al., 2009). O armazenamento de águas pluviais, pode consistir numa fonte de líquidos possível.

O ganho de espaço no aterro, conseguido através dos assentamentos verificados com a decomposição dos resíduos (e.g. valores entre 15% e 30% de espaço após estabilização são comuns), quer em condições anaeróbias quer em condições aeróbias, para deposição de mais resíduos apenas será relevante se o operador do aterro estruturar o plano de enchimento para utilizar o aumento de espaço (Environment Agency, 2009; Townsend et al., 2015). Se o aterro for operado como um biorreator após a cobertura final ser construída e não haver mais deposição de resíduos, o ganho de espaço no aterro não tem qualquer benefício económico (Townsend et al., 2015), havendo ainda a probabilidade superior de ruturas e fissuras da cobertura final, visto que grande parte dos assentamentos poderão, entretanto, ocorrer de forma mais célere comparativamente à que ocorreria num aterro tradicional. Por outro lado, o aumento dos assentamentos numa perspetiva pós-encerramento permite uma estabilização mais rápida do aterro no período prévio à construção da cobertura final, ou respetiva remediação da cobertura final atempadamente, comparativamente ao tempo que demoraria atingir tais assentamentos de forma convencional. A estabilização geotécnica poderá assim ser atingida num tempo inferior, permitindo a utilização futura do espaço para fins estruturais de forma mais segura.

Na legislação europeia e nacional através do RJDRA (2021) não é permitida a deposição resíduos líquidos em aterro, apesar de a recirculação de lixiviados ser permitida durante a fase de exploração, para efeitos de aumento da biodegradação no aterro. Dependendo da localização do aterro, a recirculação de lixiviados poderá não ser suficiente para obter uma humidade ótima para o funcionamento do aterro como um biorreator anaeróbio e reduzir/valorizar as emissões de metano num período aceitável. Uma alteração à legislação que permitisse a adição de líquidos no aterro para efeitos de estabilização biológica acelerada, nos casos em que tal fosse necessário, seria uma solução.

4.2.4.2 Introdução de ar no aterro

O funcionamento de aterros em condições aeróbias tem sido implementado desde meados dos anos 70 do século passado, com a construção do primeiro aterro semi-aeróbio no Japão e do primeiro aterro aeróbio no Canadá (Ritzkowski e Stegmann, 2012). Diferentes tipos de tecnologias têm vindo a ser desenvolvidas, seguindo estratégias diferenciadas de acordo com a região geográfica, legislação específica e recursos financeiros disponíveis (Ritzkowski e Stegmann, 2012).

Em condições aeróbias, os compostos biodegradáveis são principalmente convertidos em CO₂ e água, sendo a produção de metano praticamente inexistente nas zonas arejadas (Berge et al., 2005). Dependendo do tipo de operação de aterro, a diminuição da produção de metano pode ser vantajosa quando grande parte do biogás já foi libertado e possivelmente aproveitado energeticamente, não sendo mais viável a sua recuperação e a qualidade do lixiviado produzido ser insuficiente para haver descarga no meio hídrico. No caso de aterros em que o biogás não pode ser controlado e recolhido, a libertação de metano é prejudicial para o ambiente, sendo o arejamento do aterro uma opção a considerar (Berge et al., 2005; Ritzkowski e Stegmann, 2012). O funcionamento do aterro como um biorreator aeróbio permite também obter um ganho rápido de capacidade do aterro.

Em termos de azoto, as transformações/remoção são favorecidas em condições aeróbias, nomeadamente a nitrificação, *air-stripping* e volatilização (Berge et al., 2005). Estudos mencionados por Berge et al. (2007) demonstraram com sucesso a eficácia da nitrificação e desnitrificação em massas de resíduos à escala laboratorial. O lixiviado proveniente de um aterro à escala piloto e de resíduos arejados demonstraram conter populações de bactérias nitrificantes, sugerindo que processos de nitrificação ocorrem de facto em aterros arejados. Também, ao contrário dos aterros biorreatores anaeróbios, a produção de odores em condições aeróbias é baixa (Berge et al., 2005).

Tal como a injeção de lixiviado, a introdução de ar no aterro não é uma operação fácil. Poderão ocorrer zonas no aterro em condições anóxicas, aeróbias e anaeróbias que terão influência na degradação da matéria orgânica e na eficiência do arejamento (Berge et al., 2005; Berge et al., 2007). Por outro lado, este facto incidentalmente promove a criação de um ambiente que pode possibilitar que processos potenciais de oxidação/redução diferentes ocorram simultaneamente (Berge et al., 2007). Consequentemente, quando é adicionado ar nos aterros, bolsas dentro da massa de resíduos podem conter diferentes concentrações de oxigénio, entre 0% a 21% em volume, permitindo desta forma, que ocorram simultaneamente processos de nitrificação e desnitrificação, potenciando assim, a remoção completa *in situ* de

azoto (Berge et al., 2007). No que se refere aos metais, as condições aeróbias favorecem a existência de um pH neutro nos resíduos, o que diminui a mobilização de metais (Berge et al., 2005; Erses et al., 2008). Por outro lado, num aterro operado em condições anaeróbias os metais tendem a formar hidróxidos e sulfitos encontrando-se imobilizados nos resíduos, pelo que a introdução de condições aeróbias a maioria não se encontra disponível em forma solúvel, apesar das condições oxidativas (Rich et al., 2008).

Uma das desvantagens associadas à injeção de ar no aterro refere-se às altas temperaturas que ocorrem na massa de resíduos, decorrentes dos processos de degradação aeróbia. Com temperaturas de cerca de 66°C, verifica-se uma perda significativa de humidade e de lixiviado (Berge et al. 2005), o que pode servir também de tratamento do lixiviado. Por outro lado, as altas temperaturas podem limitar alguns processos de transformação de azoto. Com a conjugação das altas temperaturas e o ar introduzido, poderá haver a possibilidade de incêndio. Estes problemas podem ser ultrapassados através da minimização da produção de metano e de técnicas de injeção eficientes e garantindo uma humidade dos resíduos apropriada (Berge et al. 2005).

Com a combinação da adição de água, nomeadamente com a recirculação de lixiviados e a introdução de ar, o aterro pode funcionar como um biorreator *in situ*, híbrido, onde os processos de nitrificação, desnitrificação e redução acelerada de material orgânico pode ocorrer (Ritzkowski e Stegmann, 2012). Neste caso, a água pode funcionar como uma medida de controlo e limitar as temperaturas elevadas, geralmente encontradas nos aterros aeróbios. No entanto, esta abordagem tem limitações relacionadas com a competição pelos espaços na massa de resíduos entre a água e o ar, bem como com o arejamento de resíduos recentes (i.e. com quantidade elevadas de material orgânico), onde um balanço energético inferior é observado em contraste com a degradação anaeróbia e utilização do metano produzido para valorização energética, realizada previamente ao início do arejamento (Ritzkowski e Stegmann, 2012). Comparativamente à operação anaeróbia dos aterros biorreatores, o arejamento da massa de resíduos tem vantagens relacionadas com a estabilização mais acelerada dos resíduos, com assentamentos mais acentuados e redução de azoto amoniacal e CQO, permitindo a redução do tempo de monitorização pós-encerramento de forma substancial (Erses et al., 2008).

Neste sentido e de acordo com Berge et al. (2005), dados os custos associados à utilização do arejamento, esta tecnologia tem vantagens e benefícios quando utilizada como tratamento de afinação final. A introdução de ar poderá também ser realizada em zonas específicas do aterro, em especial porções mais antigas, para nitrificar o lixiviado rico em azoto

amoniaco e degradar compostos orgânicos que não são removidos em condições anaeróbias (Berge et al., 2005). Em especial, poderá ser utilizada quando o aproveitamento energético do biogás não é viável, ou quando a quantidade ou qualidade de biogás produzido já não permite o seu aproveitamento, após ocorrência de recirculação de lixiviados ou não.

Nas condições em que o tratamento por queima do biogás não é viável, dadas as baixas pressões de biogás no aterro, para além de coberturas que promovem a oxidação aeróbia de metano (Stern et al., 2007; Abichou et al., 2009; Hrad et al., 2012), em alternativa às coberturas impermeabilizantes, soluções como o arejamento passivo têm vindo a ser aplicadas em alguns aterros encerrados, eventualmente após arejamento *in situ*, como forma de minimização das emissões de CH₄ a longo prazo (UNFCCC, 2011; Ritzkowski e Stegmann, 2012). No arejamento passivo, a convecção causada por diferença de temperatura entre o aterro e a temperatura ambiente, a diferença de pressão ou sistemas autossuficientes de arejamento são utilizados (Ritzkowski e Stegmann, 2012). Também nos casos em que a quantidade de resíduos orgânicos depositada seja reduzida ou diminuída ao longo da deposição, sistemas ativos, se a quantidade de gás for suficiente, ou passivos, de tratamento de biogás por meio de biofiltros tem vindo igualmente a ser implementadas com sucesso (Gerbert e Groengroeft, 2006; Staub et al., 2011; Ritzkowski e Stegmann, 2012). Ainda mais, quando o depósito de resíduos não apresenta impermeabilização de fundo e taludes, a ventilação forçada, ou passiva (i.e. semi-aeróbia), poderá ser a forma mais segura de estabilização da massa de resíduos e minimização dos impactos a médio prazo. (Berge et al., 2005; Ritzkowski e Stegmann, 2012).

SISTEMAS DE AREJAMENTO

Diversos sistemas de arejamento de aterros têm vindo a ser desenvolvidos. Os principais componentes de um sistema de adição forçada de ar no aterro incluem um sistema de compressão de ar, um sistema de distribuição de ar dos compressores para o aterro, uma rede de injeção de ar na massa de resíduos, composta por tubagens, um sistema de extração do gás produzido e um sistema de tratamento do gás extraído, quando existente (Ritzkowski e Stegmann, 2012; Townsend et al., 2015). O sistema de injeção de ar pode ser instalado de diversas formas dependente das condições locais e objetivos pretendidos (Ritzkowski e Stegmann, 2012; Townsend et al., 2015).

Os aterros com sistemas de controlo e recolha de lixiviados podem complementar a sua infraestrutura para a adição de ar, utilizando a abertura do sistema de recolha para permitir a entrada passiva de ar no aterro, através da diferença de temperatura ou pressão (Ritzkowski e

Stegmann, 2012; Townsend et al., 2015). Noutros objetivos, sistemas de poços perfurados no aterro dedicados à injeção e extração de ar e gás respetivamente, poderão ser implementados, como no caso de antigas lixeiras ou aterros encerrados (Ritzkowski e Stegmann, 2012; Townsend et al., 2015). O sistema de arejamento poderá igualmente ser construído à medida que o aterro é operado como forma de utilizar o arejamento mais cedo na fase de degradação biológica do aterro, nomeadamente com sistemas horizontais por trincheiras (Hansen et al., 2002 *fide* Townsend et al., 2015). Nos casos de armazenamento temporário de resíduos para posterior tratamento biológico, o arejamento é igualmente uma opção utilizada.

As tecnologias de arejamento de aterros desenvolvidas podem ser principalmente diferenciadas em sistemas arejamento de alta pressão, de baixa pressão e sistemas semi-aeróbios (Ritzkowski e Stegmann, 2012). Diversos sistemas patenteados dentro destes conceitos têm vindo a ser desenvolvidos.

Nos sistemas de alta pressão é utilizado um conceito de pressão de choque, no qual o gás libertado é capaz de penetrar ambos os resíduos com compactação baixa e elevada (Ritzkowski e Stegmann, 2012). De forma a evitar a libertação não controlada do gás produzido, este conceito envolve a respetiva extração e tratamento através de biofiltros ou carbono ativado previamente à libertação da atmosfera (Ritzkowski e Stegmann, 2012). Esta tecnologia é normalmente utilizada em associação com projetos de LFM, devido ao tempo e custos necessários para uma estabilização biológica alargada e tratamento do gás libertado de vários anos (Ritzkowski e Stegmann, 2012).

Os sistemas de baixa pressão podem ser divididos em sistemas de arejamento (Ritzkowski e Stegmann, 2012):

- Ativos com extração de gás;
- Ativos sem extração de gás;
- Passivos (ventilação de ar);
- Energeticamente autossuficientes a longo prazo.

Estes sistemas são normalmente utilizados nos casos em que o objetivo é a aceleração da estabilização biológica *in situ* dos resíduos (Ritzkowski e Stegmann, 2012, 2019). Os sistemas ativos, tal como os sistemas de alta pressão, envolvem o arejamento forçado com a injeção de ar no aterro, mas a pressões baixas. O gás libertado pode ser extraído e posteriormente tratado por meio de biofiltros e/ou scrubbers, ou ainda por sistemas mais eficientes como oxidação térmica não catalítica, que permite a completa remoção de metano dos gases de saída (Ritzkowski e Stegmann, 2012, 2019). Por outro lado, a utilização de

sistemas de cobertura de oxidação de metano em combinação com um sistema de arejamento ativo permite uma opção mais económica e fácil de manter (Ritzkowski e Stegmann, 2012, 2019).

Os sistemas passivos podem utilizar a diferença de temperatura ou pressão entre a massa de resíduos e o exterior para a ventilação e entrada de ar no aterro, através da superfície ou através de poços abertos (Ritzkowski e Stegmann, 2012, 2019). Mais recentemente, sistemas energeticamente autossuficientes de arejamento passivo a longo prazo, através de aspiradores de vento colocados diretamente em alguns poços de gás e bombas de ar pneumáticas, permitem que o ar comprimido seja direcionado para os poços de gás, o que leva a um fornecimento de oxigénio para um aterro em grande parte já estabilizado (Ritzkowski e Stegmann, 2012).

As instalações de recolha e tratamento de biogás produzido permitem a redução das emissões, em especial durante o aproveitamento energético do biogás. No entanto, quando a quantidade de biogás produzido deixar de ser energeticamente viável, o sistema de extração e tratamento deverá, no entanto, continuar a operar com a queima do biogás se a quantidade for suficiente, ou através de ventilação para a atmosfera quando tal não se verificar. Por forma a mitigar a libertação residual de metano, os sistemas de arejamento passivo, através de convecção de temperatura, pressão ou de sistemas autossuficientes, tem vindo também a ser implementados em alguns aterros encerrados na Europa e ainda como projetos admissíveis para créditos de carbono nos países em desenvolvimento, como tratamento a longo prazo das emissões de metano (Ritzkowski e Stegmann, 2010; UNFCC, 2011)

De acordo com Ritzkowski e Stegmann (2019) os custos associados ao arejamento de aterros encontram-se entre 0,45€ e 7,00€ por t de resíduos a arejar, no caso de arejamento a baixa-pressão, durante um período de oito anos, incluindo os custos de investimento e de operação, na Europa. Na Alemanha, os custos encontram-se entre 1,00€ e 3,00€ por t em peso húmido, enquanto nos EUA os custos estimados encontram-se entre \$3,00 a \$5,00 por t de resíduos.

4.2.4.3 Aterro semi-aeróbio

O conceito de aterro semi-aeróbio foi o primeiro a ser desenvolvido e aplicado no que respeita ao arejamento de aterros (Ritzkowski e Stegmann, 2012), não sendo necessária qualquer tecnologia de compressão ou extração de gases, permitindo que sejam utilizados materiais locais de custo reduzido (Townsend et al., 2015). Desenvolvido pela Universidade de

Fukuoka, é geralmente denominado de método de Fukuoka, sendo utilizado no Japão, China, Coreia do Sul e Malásia (Townsend et al., 2015).

Neste sistema (Figura 4.5), de acordo com Matsufuji e Tachifuji (2007) *vide* Ritzkowski e Stegmann (2012) e Matsuto et al. (2015), o sistema de recolha de lixiviados consiste num tubo central perfurado em cada lado, instalado no fundo do aterro, em intervalos e gradiente adequados, terminando aberto para o ambiente para descarga dos lixiviados numa lagoa de regularização. Em cada interseção com os tubos de ligação e do tubo central, poços de ventilação verticais são contruídos. Quando o nível de lixiviados é baixo, o ar pode fluir pela tubagem juntamente com o biogás, melhorando a intrusão de ar ocasionalmente pela massa de resíduos. Devido às temperaturas mais elevadas dos resíduos comparativamente à temperatura ambiente e ao aumento da temperatura devido à degradação aeróbia dos resíduos, o gás no interior tende a subir e a ser ventilado pelos poços de gás. Assim, pressões negativas são geradas através do efeito de sifão que retira mais ar para o sistema de recolha de lixiviados, gerando um sistema de regime anaeróbio e aeróbio. Expansões e adaptações deste sistema têm vindo a ser realizadas, nomeadamente com a aplicação de arejamento passivo através da superfície, utilizando as diferenças de temperatura, quando o sistema de recolha de lixiviados deixa de funcionar e o ar deixa de poder circular no aterro (Ritzkowski e Stegmann, 2012).

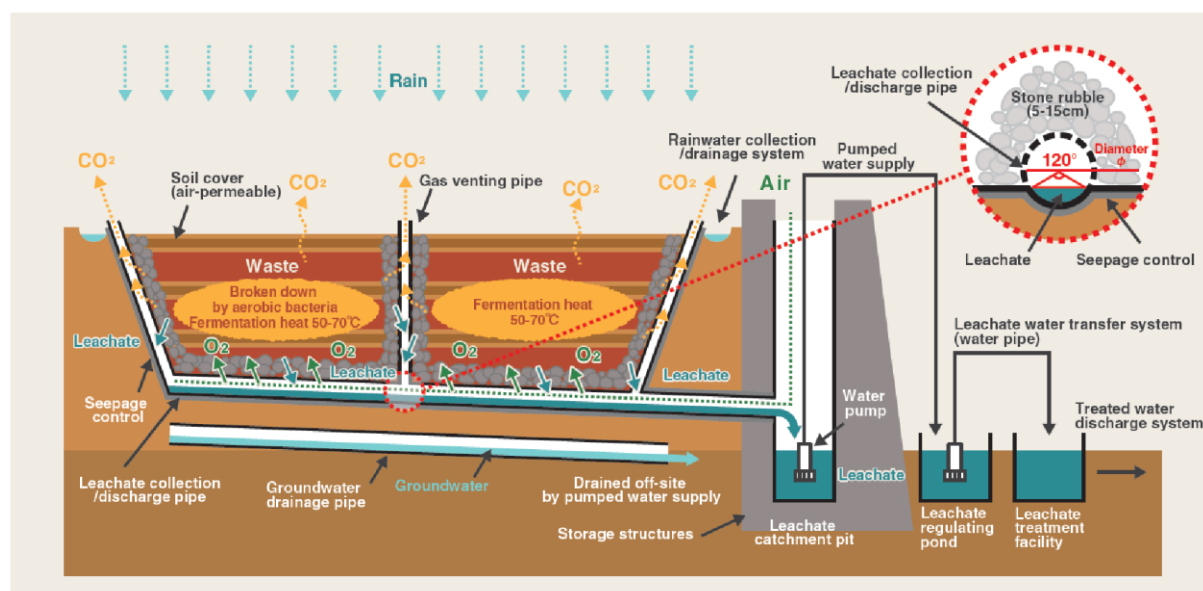


Figura 4.5 – Diagrama da estrutura do método de Fukuoka (Fukuoka Prefecture, 2020).

Comparativamente ao lixiviado de aterros de RU, estudos realizados indicam que não existe acumulação de ácidos, a concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ é inferior e a concentração de CQO também inferior com uma taxa de degradação superior (Matsufuji et al., 2019).

Relativamente ao biogás, a ventilação natural não é suficiente para existirem condições aeróbias homogêneas na massa de resíduos, constituindo-se zonas anaeróbias. Por outro lado, o nível de lixiviado no aterro não pode ser elevado de modo que as tubagens de fundo fiquem submersas e a passagem de ar fique comprometida (Matsufuji et al., 2019). A produção de biogás é baixa, com exceção das fases iniciais. No modelo de biogás IPCC (2019), a produção de metano em aterros semi-aeróbios pode ser obtida com a utilização de um FCM (capítulo 2.3.1.1) de 0,5 para aterros bem geridos e de 0,7 para aterros com gestão insuficiente.

Este sistema tem sido aplicado em outros países como a China, Irão, Malásia, Paquistão, Samoa e Vietname (Matsufuji et al., 2019). Uma combinação de pré-TMB, *flushing* e aterro semi-aeróbio (modelo PAF) foi sugerido por Cossu et al. (2003). Esta combinação parece otimizar as vantagens apresentadas pelas diferentes opções individuais, conseguindo uma redução mais acentuada e mais rápida das concentrações de CQO, AKT e $\text{NH}_4\text{-N}$ no lixiviado, devendo as duas fases (i.e., condições semi-aeróbias e *flushing*) ser equilibradas de modo a aumentar a transferência de carbono para a fase gasosa (Cossu et al., 2003).

4.2.4.4 Biorreator híbrido

Os aterros biorreatores híbridos combinam ambas as tecnologias de infiltração de líquidos e arejamento da massa de resíduos de forma alternada, com o objetivo de obter os benefícios de ambas as tecnologias, identificados nos dois subcapítulos anteriores. Diferentes sequências de fases anaeróbias e aeróbias têm vindo a ser propostas, com arejamento contínuo ou intermitente nomeadamente aeróbia-anaeróbia, anaeróbia-aeróbia e aeróbia-anaeróbia-aeróbia (Grossule, et al. , 2018).

SEQUÊNCIA AERÓBIA-ANAERÓBIA

Quando a sequência aeróbia-anaeróbia é aplicada completamente *in situ*, o arejamento pode ser abordado para maximizar a produção de metano, acelerando a fase acidogénea inicial e antecipando as condições ideais de pH e AGV para a metanogénese (Xu et al., 2014; Morello et al, 2017; Grossule, et al., 2018). O pré-arejamento em combinação com a recirculação do lixiviado e/ou a injeção de inóculo poderá aumentar a produção de metano em 25% (Mali

Sandip et al., 2012; Grossule, et al. , 2018). Cossu et al. (2005) descobriram que o arejamento intermitente, comparativamente ao contínuo, até atingir o pH ótimo é mais eficiente em melhorar a cinética de estabilização e a produção de metano.

O TMB antes da deposição dos resíduos em aterro também pode ser considerado um aterro biorreator híbrido, com arejamento forçado *ex situ* e seguido de reações anaeróbias *in situ*. Neste caso, o objetivo é a rápida estabilização dos resíduos, no entanto a exploração energética do biogás poderá ser insuficiente (Grossule, et al., 2018).

SEQUÊNCIA ANAERÓBIA-AERÓBIA

Esta sequência é um exemplo da estabilização utilizada na remediação de aterros antigos (Ritzkowski e Stegmann, 2012, 2019), na qual a lenta degradação anaeróbia do aterro é realizada ao longo tempo é seguida por arejamento forçado do aterro. Esta tecnologia pode ser aplicada a aterros modernos com ou sem infiltração controlada de líquidos, para redução do período de monitorização pós-encerramento.

Neste âmbito, a operação dos aterros como biorreatores híbridos, a produção de biogás e consequente estabilização anaeróbia de resíduos é acelerada e melhorada com a adição de líquidos durante a fase metanogénica estável, com os benefícios económicos resultantes. De seguida o arejamento do aterro permite a subsequente estabilização da fração biológica recalcitrante, tratamento do biogás, tratamento de lixiviados a nível dos compostos de azoto e orgânicos, bem como finalização dos assentamentos. De acordo com Grossule, et al. (2018), as condições aeróbias através da injeção de ar melhoraram significativamente a estabilização dos resíduos. A matéria orgânica facilmente biodegradável foi mineralizada durante a fase anaeróbia inicial, e a matéria orgânica dificilmente biodegradável foi estabilizada principalmente durante a fase aeróbia (Grossule, et al., 2018). O $\text{NH}_4\text{-N}$ foi convertido em $\text{NO}_3\text{-N}$ e $\text{NO}_2\text{-N}$ na nitrificação *ex-situ*, enquanto o $\text{NO}_2\text{-N}$ foi reduzido a $\text{NO}_3\text{-N}$ e depois a N_2 na desnitrificação *in situ* (Grossule, et al., 2018).

A operação dos aterros como um biorreator híbrido apresenta-se como uma opção viável de sustentabilidade num tempo de operação mais reduzido quando comparável à operação utilizada em aterros de RU. De facto, a abordagem de recuperação do biogás para valorização energética no menor tempo possível após a deposição dos resíduos nada faz no que concerne ao outro lado relativo ao fim de vida do aterro, ou seja, o longo período onde a recuperação de energia é inviável economicamente, mas no qual o tratamento de biogás e lixiviados é necessário (Rich et al., 2008). De forma a inverter este desequilíbrio, a utilização de

técnicas de arejamento no final do tempo de vida do aterro poderia reduzir não umas semanas improdutivas no início de vida do aterro, mas umas improdutivas potencialmente contaminantes décadas, senão séculos, no fim de vida do aterro (Rich et al., 2008).

A modelação de sistemas anaeróbios intercalados com sistemas aeróbios não está implementada nos modelos de produção de biogás mais comuns. Nesse aspeto, Berge et al. (2009) simulou a operação de aterros o impacto das várias opções de operação de aterros como biorreatores, nomeadamente o biorreator híbrido anaeróbio – aeróbio - anaeróbio, utilizando o modelo LandGEM. Torna-se necessário a incluir e propagar a redução da fração de resíduos biodegradáveis durante a fase aeróbia para a fase anaeróbia seguinte, uma vez que influencia o seus potenciais de metano dos resíduos. Os potenciais de metano dos resíduos reduzidos necessitam de ser calculados com base nos caudais de injeção de ar, nas eficiências de utilização de oxigénio, e o rácio estequiométrico de adição de ar necessário para remover completamente a fração de resíduos biodegradáveis (Berge et al., 2009). Desta forma é possível acumular estas reduções, subtraí-las do potencial inicial de metano e subsequentemente podem ser aplicadas ao modelo de produção de gás no ano em que as condições anaeróbias foram restabelecidas (Berge et al., 2009).

SEQUÊNCIA AERÓBIA-ANAERÓBIA-AERÓBIA

A sequência a três fases permite a maior eficiência de redução de azoto amoniacal (Cossu e Grossule, 2019). O conceito S.An.A.® (Semi-aeróbio, Anaeróbio, Arejado) consiste num biorreator híbrido com uma primeira fase semi-aeróbia, com o objetivo de aumentar a produção de metano que ocorre na fase anaeróbia seguinte e um arejamento forçado para a redução das emissões residuais (Morello et al., 2017). No final da última fase, as condições semi-aeróbias são restabelecidas e o *flushing* é aplicado para lixiviar os compostos residuais não biodegradáveis (Morello et al., 2017). Os resultados da aplicação deste conceito à escala laboratorial (Morello et al. (2017) mostraram que o pré-arejamento foi eficaz no controlo da concentração de AGV, aumentando o pH. Desta forma, a produção de metano durante a fase anaeróbia foi melhorada; em particular, tal como identificado por Cossu et al. (2005), com um fluxo de ar intermitente e o potencial de metano foi 50% mais elevado em relação aos reatores de controlo (Morello et al., 2017). O arejamento forçado reduziu os compostos orgânicos e a concentração de azoto no lixiviado em uma ordem de grandeza, com melhor desempenho em reatores de baixo fluxo de ar (Morello et al., 2017). Os biorreatores híbridos S.An.A.® provaram ser um sistema eficiente tanto para aumentar a produção de metano como para atingir a

conclusão do aterro num período de tempo mais curto, sugerindo que, com uma gestão adequada do aterro, a duração do PPE pode ser reduzida em 25-35% (Morello et al., 2017).

4.2.5 Comparação entre tecnologias e sustentabilidade

O azoto amoniacal é considerado como o principal poluente a longo prazo a nível do lixiviados de aterro de RU (Grossule, et al., 2018). Como indicado no subcapítulo da avaliação da finalização do PPE (4.2.2) as diferentes tecnologias associadas ao funcionamento de aterros de RU como biorreatores são consideradas as MTD existentes para redução das emissões de carbono e a azoto a longo prazo (Cossu e Privato, 2018). Por conseguinte, quase todos os tipos de biorreatores envolvem de alguma forma um processo de nitrificação-desnitrificação com diferentes metodologias (Tabela 4.18). No entanto, mesmo que as emissões de carbono e azoto possam ser reduzidas de forma eficiente, os lixiviados podem conter ainda sais e metais pesados, que são difíceis de remover biologicamente (Grossule, et al., 2018).

Tabela 4.18 - Análise qualitativa de diferentes tipos de aterros biorreatores em comparação com o aterro de RU (adaptado de Grossule, et al. (2018)).

Tipo de biorreator	Objetivo		Cinética bioquímica	Outras emissões persistentes	Complexidade tecnológica	Custos de manutenção	Tratamento de lixiviados ^(a)
	Produção de metano e recuperação energética	Remoção de azoto					
Aterro de RU	Recuperação convencional	Por lixiviação	Lenta	NH ₄ -N, sais e metais pesados	Recolha de biogás	Baixos	Elevados
Anaeróbio	Recuperação melhorada	Por lixiviação	Média-lenta	NH ₄ -N, sais e metais pesados	Recolha de biogás, recirculação de lixiviados	Recirculação de lixiviados	Poupança com a recirculação de lixiviados
Aeróbio	Não	Nitrif./Desnit.	Rápida	Sais e metais pesados	Recirculação de lixiviados, injeção de ar	Recirculação de lixiviados, injeção de ar	Poupança com a recirculação de lixiviados e arejamento
Semi-aeróbio	Não	Nitrif./Desnit. parcial	Média	Sais e metais pesados	Construído para melhorar a ventilação natural	Recirculação de lixiviados, por vezes	Poupança com o arejamento
Híbrido	Recuperação melhorada	Nitrif./Desnit	Rápida (limitada para NH ₄ -N na fase arejada-anaeróbia	Sais e metais pesados NH ₄ -N na fase arejada-anaeróbia	Duas fases aeróbia-anaeróbio ou vice versa; recolha de gás; tratamento ex-situ antes da reinjecção	Recirculação de lixiviados, injeção de ar	Poupança com a recirculação de lixiviados e arejamento e tratamento ex-situ antes da reinjecção se existente

(a) Custos durante a fase operacional

Comparativamente ao aterro de RU, na Tabela 4.18 é possível observar os benefícios e custos gerais para cada tecnologia de biorreator. Apesar de, na Europa, a redução de biorresíduos ir tornar a recuperação de biogás insuficiente para valorização e reduzir a carga orgânica do lixiviado, a aplicação destas tecnologias mantém-se necessárias e pertinentes na sustentabilidade dos aterros de RU.

Calculando as cinéticas de remoção de CQO e $\text{NH}_4\text{-N}$, para cada tecnologia é possível prever e comparar o tempo de estabilização como uma média representativa do comportamento (Grossule, et al., 2018). No caso do CQO, para atingir uma redução de 95% tendo como comparação o tempo que demoraria num biorreator aeróbio, nas condições de um biorreator híbrido, semi-aeróbio ou anaeróbio, seria necessário 2,3, 3,7 e 6,2 vezes mais tempo para atingir a mesma redução de CQO (Grossule, et al., 2018). No caso do $\text{NH}_4\text{-N}$, fazendo a mesma comparação o biorreator híbrido comportar-se-ia melhor, com 0,7 vezes o tempo para remover 95% de $\text{NH}_4\text{-N}$ do lixiviado comparativamente ao biorreator aeróbio, enquanto os biorreatores semi-aeróbio e anaeróbio necessitariam 1,7 e 3,7 vezes mais tempo.

Ao nível de custos e benefícios, Berge et al. (2009), desenvolveram um modelo económico para avaliar o impacto das várias opções de operação de aterros como biorreatores e em termos de construção (i.e. de início ou após operação) de forma a auxiliar os operadores de aterros do balanço entre os custos mais relevantes de curto prazo (e.g. injeção de líquidos e/ou de ar) e os benefícios económicos futuros (e.g. extensão do tempo de vida do aterro, redução do custo de tratamento de lixiviados, entre outros). De acordo com este modelo, Berge et al. (2009) concluíram que os parâmetros que mais influenciam a economia da operação de um aterro como um biorreator são a recuperação de espaço, a recuperação de biogás e respetiva valorização energética e a redução do custo de tratamento de lixiviados. Em termos de recuperação de espaço os benefícios económicos são mais expressivos num biorreator construído e operado de início. Em termos de biogás, os custos são efetivamente reduzidos para o biorreator anaeróbio, comparativamente ao aterro de RU. Já para o biorreator híbrido (i.e. com infiltração de humidade e ar alternada), a utilização do gás nem sempre é economicamente vantajosa, dado que a adição de ar reduz as emissões de metano e assim o possível aproveitamento energético. No que se refere aos custos de monitorização pós-encerramento, devido aos custos de injeção de líquidos e/ou ar no período após o encerramento, os custos deste período são superiores ao do aterro de RU. No entanto, não são considerados os benefícios ambientais da utilização destas técnicas, em especial em termos de redução de emissões e consequente provável redução do período e custos de monitorização, bem como de custos de responsabilidade civil e ambiental associados.

Neste seguimento, o estudo desenvolvido por Manfredi e Christensen (2009) poderá conferir a avaliação ambiental relevante entre as tecnologias de operação sustentáveis de aterros de RU. Apesar de diferir em termos de parâmetros e modelo relativamente ao modelo de Berge et al. (2009), é possível obter as vantagens e desvantagens a nível ambiental das tecnologias de deposição de resíduos no solo. Manfredi e Christensen (2009) utilizaram a ACV para comparar seis tecnologias (i.e., lixeira, aterro de RU com queima de biogás, aterro de RU com recuperação energética de biogás, aterro biorreator anaeróbio, aterro biorreator *flushing* e aterro semi-aeróbio) e avaliar a influência destas operações em termos de desempenho ambiental. Os resultados demonstram que as práticas de recirculação de lixiviados, introdução de excesso de água nos resíduos e introdução de ar, combinadas com a utilização de biogás e tratamento de lixiviados, reduzem significativamente o tempo em que as emissões levam a impactes ambientais significativos (i.e., de 40 para 15 anos) (Manfredi e Christensen, 2009). As tecnologias de funcionamento de aterros como biorreatores podem ser assim consideradas tendo em vista metas de sustentabilidade (Manfredi e Christensen, 2009).

Em última análise, um aterro biorreator devidamente projetado, operado e mantido, ou uma instalação operada de forma similar, como uma lixeira ou vazadouro, que promova a decomposição dos resíduos, potencialmente oferece reduções consideráveis de impactes ambientais e vantagens económicas em comparação ao aterro de RU num período inferior (Berge et al., 2009; Manfredi e Christensen, 2009; Townsend et al., 2015).

4.2.6 Aterros biorreatores e Landfill mining

A infiltração controlada de humidade e /ou o arejamento *in situ* da massa de resíduos são tecnologias que têm sido aplicadas em casos de reclamação ou mineração de aterros, também denominada de *landfill mining* (LM) ou *enhanced landfill mining* (ELFM) (Bosmans et al., 2013; Jones et al., 2013; Van Passel et al., 2013; Passamani et al., 2016). Estas tecnologias são, nestes casos, aplicadas com o objetivo de estabilização biológica, redução de concentrações de metano, tratamento de lixiviados ou redução de odores previamente à remoção de resíduos da lixeira, vazadouro para novo aterro com impermeabilização, reutilização do espaço para outros fins ou para recuperação de materiais para reciclagem ou produção de energia (Ritzkowski e Stegmann, 2012; Raga e Cossu, 2014; Raga et al., 2015; Passamani et al., 2016).

Numa ótica de economia circular europeia, para além do valor energético dos resíduos depositados, a reciclagem de fileiras de RU históricas (ou futuras) depositadas em aterro, fazem

parte do fecho ciclo de materiais e produtos, na qual se insere a ELFM (Jones et al., 2013). De acordo com esta abordagem, o aterro de RU é considerado como um depósito temporário de resíduos e energia, para futura recuperação e reclamação, o que coloca o aterro num outro contexto de sustentabilidade (Bosmans et al., 2013; Jones et al., 2013). Fecha-se assim o ciclo de produtos e de energia, evitando no processo o risco de contaminação a longo prazo que os aterros de RU representam. Torna-se assim o processo de gestão deposição de resíduos num sistema eco eficiente caminhando para as zero emissões (Verfaillie e Bidwell, 2000; Braungart et al., 2007), com as tecnologias de estabilização a funcionar como tecnologias de produção mais limpa (Fresner, 1998; Kuehr, 2007; Gravitis, 2007; UNIDO, 2010), num sistema de produção industrial de tratamento de resíduos.

Apesar da ELFM ser um conceito de recuperação e valorização de materiais e energia dos resíduos presentes nos aterros de RU, a potencialidade de utilização, meios e custos associados necessitam de economias de escala e conhecimento histórico dos resíduos depositados. A sua aplicabilidade é limitada a um número reduzido de aterros, no universo de 150.000 a 500.000 lixeiras, vazadouros e aterros estimados na EU a 27 (Van Passel et al., 2013). Estudos ambientais e económicos indicam que comparativamente à opção de aterro de RU, a ELFM apresenta impactes ambientais várias ordens superiores, no entanto impactes económicos positivos, estes últimos dependentes das especificidades do local de estudo (Danthurebandara et al., 2015a; Danthurebandara et al., 2015b; Zhou et al., 2015). No entanto, é de salientar que as emissões a longo prazo do aterro para a atmosfera e águas subterrâneas não foram contabilizadas por Danthurebandara et al., (2015).

Aliando o conceito de reclamação dos aterros, outro conceito de aterros tem ganho a possibilidade de sustentabilidade em termos da melhor forma de operação dos aterros em si mesmos, isto é, como unidades integradas de tratamento e recuperação de materiais (Tchobanoglous et al., 1993; Townsend et al., 2015), inserindo-se também no conceito de zero emissões. De acordo com Townsend et al. (2015), neste tipo de operação os aterros são considerados como operações unitárias de tratamento, onde a célula do aterro serve como uma unidade de tratamento temporário designada para ser esvaziada e posteriormente preenchida. O processo é composto por uma sequência de quatro células, em que cada célula após atingida a capacidade e ser operada com a adição de líquidos para maximização da produção de biogás e estabilização biológica, é encerrada com uma cobertura de geomembrana exposta, em alternativa à cobertura final (Townsend et al., 2015). Desta forma, sendo mais económica e menos permanente (possivelmente equipada com painéis solares), tem como o objetivo de captura do biogás nos estágios iniciais de produção. Enquanto a

quarta unidade é operada, a primeira unidade é reclamada e preparada para aceitação de novos resíduos após encerramento da unidade quatro (Townsend et al., 2015). O processo de mineração envolverá diversos processos de separação de material, durante o processo de escavação, havendo material estabilizado residual que é utilizado novamente como material de cobertura, estando dependente do grau de estabilização conseguido. Este conceito idealizado confere uma forma de sustentável de operação de aterros, como unidades de tratamento (Tchobanoglous et al., 1993; Townsend et al., 2015) e fornece uma alternativa a instalações de tratamento prévio de RU indiferenciados como TM ou TMB.

Numa perspectiva dos aterros de resíduos e sua gestão sustentável a longo prazo, em termos estabilização biológica, inorgânica e geotécnica, quando todo o carbono orgânico do aterro for degradado, a massa de resíduos converge para um comportamento semelhante ao de um aterro inorgânico (Mathlener et al., 2006). O mesmo sucede com certos tipos de RP nos aterros próprios, após imobilização ou estabilização através de cimentação (Scharff, 2006). De forma geral, é aparente que todos os tipos de aterros passam por uma fase comparável à de um aterro inorgânico, o que não quer indicar que estejam estabilizados (Scharff, 2006). Muitos componentes não podem ser biologicamente ou imobilizados com aditivos, necessitando de ser lixiviados ou capturados como precipitados ou complexos estáveis (Scharff, 2006; Cossu, 2012), para que as emissões de lixiviados sejam consideradas admissíveis para o solo e meio hídrico envolvente.

Uma vez atingida a fase de armazenamento final, na qual a matéria se encontra mineralizada e estável, contabilizando-se na ordem de 50% do total de matéria inicial depositada, o aterro representa potencialmente um sumidouro geológico (Cossu, 2009b). Em termos do ciclo de carbono, a imobilização de materiais e substâncias orgânicas como, papel, cartão, madeira, plásticos que não são reciclados ou materiais orgânicos estáveis presentes (e.g. lignina, substâncias húmicas) que não são de outra forma utilizados para recuperação de energia, tornam os aterros, assim como os solos, como depósitos geológicos imobilizados ou sumidouros de carbono, limitando a produção de GEE (Cossu, 2009b, 2012). Neste âmbito, num conceito moderno de aterros, podem considerar-se como sumidouros geológicos sustentáveis (Cossu, 2009b, 2012).

Neste seguimento e de acordo com Cossu (2012), no que se refere à poluição causada pelos aterros, a tarefa confiada aos engenheiros do ambiente passa pela minimização dos impactes ambientais dos aterros através do fecho do balanço de massas entre as substâncias móveis e não móveis, de tal forma que a maior parte possível de substâncias mobilizadas voltem, no menor período de tempo possível, à sua forma não móvel, de onde vieram

originalmente, minimizando assim o risco de contaminação no caso de emissões não controladas. Para além de limitar a mobilização de substâncias presentes nos lixiviados e no biogás, através da instalação das barreiras e tratamentos de emissões, ao mesmo tempo é atingindo, num menor período possível, uma qualidade final da massa de resíduos e da estrutura do aterro em geral, capaz de assegurar um equilíbrio entre o mesmo e o ambiente (Cossu, 2012). Assim, o aterro pode funcionar como um sumidouro para as substâncias estáveis e não móveis, que não são requeridas, pelo menos a médio prazo, e que se pretendem isolar do ambiente (Cossu, 2012).

4.3 Desenvolvimento conceptual de um modelo de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterro de resíduos urbanos

De acordo com a relevância e os problemas encontrados no capítulos 2.3, 4.1 e 4.2, numa perspetiva de aterros de RU sustentáveis, no que diz respeito a modelos de quantificação, ferramentas de avaliação ambiental e económica e tecnologias sustentáveis de operação de aterros, esta investigação teve como objetivo desenvolver um modelo integrado conceptual para ajudar os investigadores, técnicos de aterros, avaliadores de risco e decisores. O objetivo do modelo é potencialmente realizar uma avaliação ambiental e económica probabilística das diferentes opções para a estabilização de aterros e provável fim do período de pós-tratamento do aterro, onde os aterros já não representam riscos significativos para a SPA.

O resultado desta investigação foi o desenvolvimento conceptual de um modelo potencial computacional de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterros denominado MAterS (Modelo de Avaliação ambiental e económica da Sustentabilidade de Aterros). O MAterS é um modelo integrado de avaliação probabilística que pretende simular a produção e composição dos gases de aterro e lixiviados, e respetivo tratamento, num método de balanço de massas, para todo o ciclo de vida de um aterro. O modelo destina-se principalmente a ser utilizado como uma potencial ferramenta para estimar as emissões prováveis e avaliar a gestão ambiental/económica, as opções de estabilização disponíveis e os respetivos riscos numa perspetiva de sustentabilidade dos PPE do aterro.

O modelo conceptual envolve uma estrutura de avaliação por fases, resumida na Figura 4.6, que consiste numa fase de caracterização em que os parâmetros relativos às características

do local, composição e quantidades de resíduos, condições operacionais, tratamento de lixiviados e biogás, custos e condições ambientais são recolhidos anualmente até ao momento da avaliação; seguida de uma fase de modelação das emissões de biogás e lixiviados que fornecerá a base para a ACV e a AE; finalizada com a determinação do Índice de Aterro Sustentável (IAS), com base nos indicadores de desempenho e no índice de risco obtidos nas fases anteriores.

A utilização da ACV, tem por base a análise realizada no capítulo 2.3.2, em que tem sido utilizada como uma ferramenta comparação do desempenho ambiental de diferentes tecnologias de aterros, bem como de tratamento de resíduos, e permite fornecer um apoio científico sólido aos processos de tomada de decisão e de legislação (Tonini et al., 2019). Ao nível da análise económica, esta está dependente dos dados existentes incluirá os custos e benefícios de cada tecnologia.

O IAS consiste na utilização do IPL referente aos lixiviados e de parâmetros do biogás (a produção de biogás) identificados na avaliação da finalização do PPE. O IPL a utilizar consiste em 18 parâmetros de lixiviados (capítulo 2.3.2), uma vez que o índice o mais recente, r-IPL, não inclui os parâmetros principais de avaliação da finalização do PPE. Os parâmetros de resíduos, como o índice de respiração e de fermentação, quando realizados podem ser utilizados como confirmação da redução quantidade de substâncias biologicamente degradáveis presentes nos resíduos depositados.

A avaliação anual fornece a base para a análise de incerteza no modelo integrado, considerando o período de tempo selecionado. A calibração com dados históricos disponíveis de emissões e condições melhora a qualidade dos resultados, através da estimativa dos parâmetros necessários como entradas para cada fase, mas também reduz a incerteza global do modelo.

Esta primeira avaliação caracteriza e avalia o cenário de referência para o aterro em análise, fornecendo a base de trabalho para outros cenários que incluem a introdução de diferentes tecnologias sustentáveis num determinado momento do tempo de vida do aterro, A introdução de métodos ou tecnologias de estabilização do aterro em qualquer ano desde a entrada em operação e após o encerramento do aterro pode ser simulada ou avaliada, com as necessárias repercussões nos modelos de emissões de biogás e lixiviados para cada massa anual de resíduos depositada e consequentemente nos modelos de avaliação económica e IAS (Figura 4.6). Para este efeito, o modelo apresenta uma estrutura que segue um fluxo de introdução de dados dependente da quantidade e qualidade dos dados existentes da infraestrutura em termos de: estado de execução (i.e., estudo, projeto, exploração, pós-

tratamento) e tipologia (i.e., lixeira, vazadouro, aterro sanitário) que decidirá o nível de dados necessários e o nível de avaliação

No caso de aterros operacionais e encerrados, a utilização de um IAS apenas como instrumento ambiental, que inclua o desempenho do aterro e o risco atual de consequências prováveis em caso de falha das barreiras, bem como o tempo provável necessário para atingir os valores-alvo definidos pelos quadros regulamentares para os recetores, proporciona às partes interessadas uma panorâmica atempada do comportamento atual e futuro mais provável do aterro e dos cenários de estabilização. No caso de aterros antigos, em que não estão disponíveis dados históricos, podem ser introduzidos neste processo levantamentos de resíduos de aterro, lixiviados e biogás e análises químicas sequenciais.

Desta forma, a potencial ferramenta, numa primeira fase desenvolvida em Microsoft Excel™, consistirá num módulo inicial sobre a infraestrutura, onde são inseridos os dados relativos às características do aterro. Seguem-se as quantidades e características dos resíduos recebidos no módulo de resíduos, e um módulo meteorológico, onde são obtidos dados sobre a estação meteorológica existente no local ou nas estações mais próximas, ou ainda a normal climatológica para a região onde se localiza ou irá localizar o aterro.

Para a evolução probabilística da libertação de contaminantes do aterro, a aplicação terá dois módulos, cada um para a previsão da quantidade e qualidade dos lixiviados e do biogás, de acordo com os dados existentes sobre o aterro, a área envolvente e a avaliação do nível requerido. Além disso, são inseridas as características da recolha e do tratamento das emissões, incluindo as operações que envolvem a alteração de ambos (por exemplo, arejamento e/ou humidificação).

O registo das monitorizações de quantidade e qualidade de lixiviados e biogás, produção e tratamento de emissões, águas superficiais e subterrâneas, consumos (e.g. energia, gás, água), entre outras informações são registadas nos respetivos módulos.

Para avaliar cenários ambientais e económicos de opções de melhoria ambiental e de desempenho do aterro, a potencial ferramenta terá um módulo de avaliação de cenários para analisar e quantificar cenários de impacte ambiental e económico na vida do aterro, com base na metodologia do IPCC.

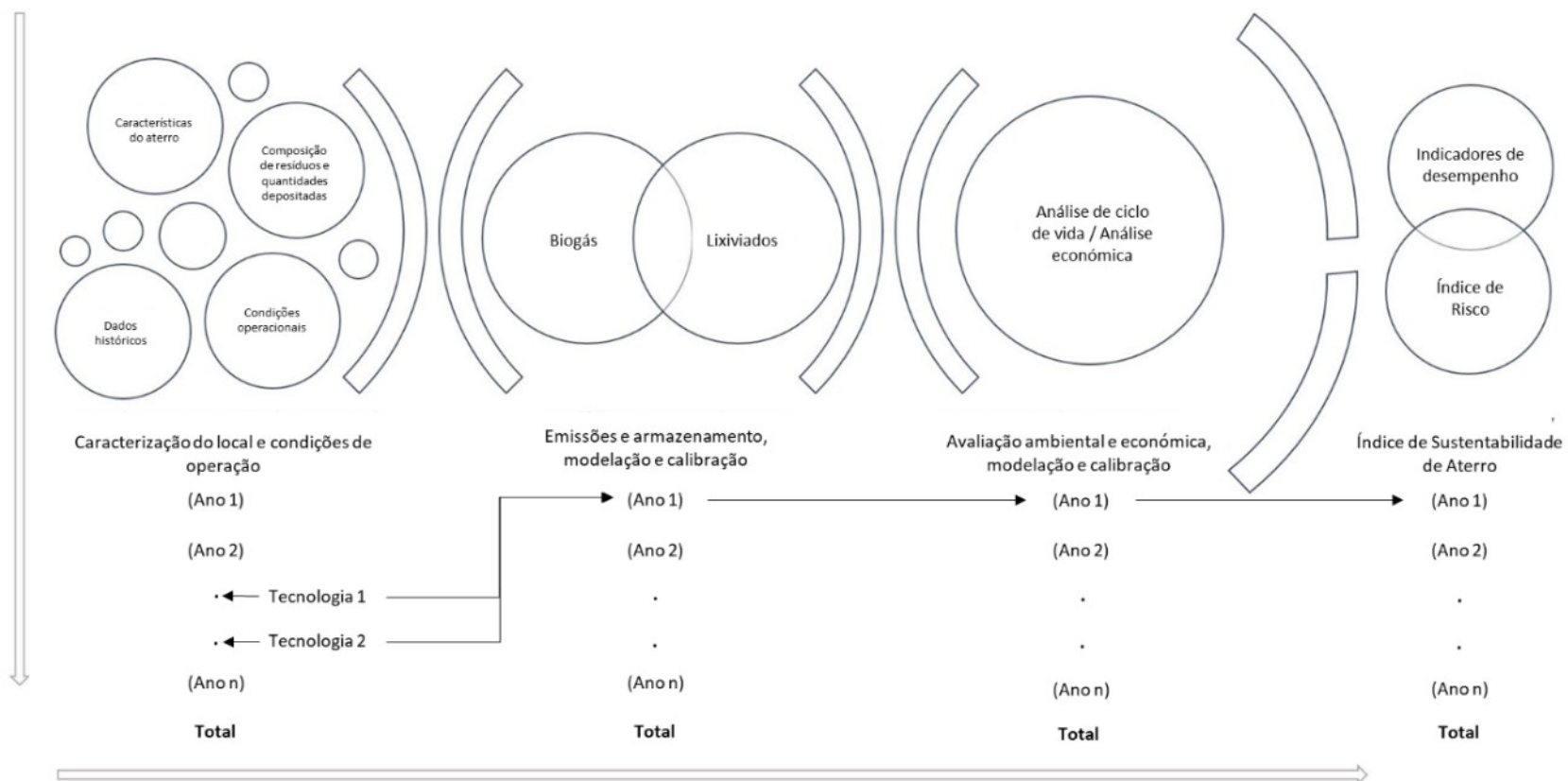


Figura 4.6 – Resumo do modelo conceptual do MaterS.

As limitações mais importantes do modelo descrito incluem obtenção de uma composição regional de resíduos e variação temporal com os custos associados, a incerteza na definição dos parâmetros e o aumento da incerteza dos resultados numa perspetiva de longo prazo. A fase relevante desta ferramenta assenta na validação dos modelos de lixiviados e biogás utilizados nesta investigação para a consequente qualidade dos resultados ambientais e económicos.

O modelo conceptual descrito destina-se principalmente a gestores de aterros, projetistas, reguladores e investigadores, como uma potencial ferramenta para estimar e avaliar as opções ambientais e económicas disponíveis de gestão e estabilização de aterros numa perspetiva de sustentabilidade dos aterros.

O desenvolvimento do MAterS permitirá a introdução de características de conceção do aterro e de parâmetros específicos para simular o comportamento do aterro e avaliar as opções de gestão ambiental e económica em termos de tratamento de lixiviados e de gases de aterro, bem como as opções operacionais ou de pós-tratamento para a estabilização do aterro. No caso de aterros existentes ou lixeiras encerradas, o MAterS permitirá a introdução de dados de levantamentos de resíduos e de dados de monitorização, para calibrar e melhorar a qualidade dos resultados, derivados das condições locais e das opções de gestão existentes. Permitirá também a comparação entre diferentes opções de tratamento e gestão de aterros para todo o ciclo de vida do aterro.

Numa perspetiva mais pormenorizada, uma correta avaliação das emissões do aterro com base nos dados envolventes inerentes a este é essencial para um melhor dimensionamento e gestão das instalações de recolha e tratamento. Este aspeto torna-se especialmente necessário na previsão do potencial de biogás e lixiviados, reduzindo o período de pós-encerramento e, consequentemente, o risco ambiental em caso de rutura das barreiras de proteção do aterro.

O desenvolvimento de um modelo ambiental e económico sob a forma de uma aplicação informática é uma ferramenta que poderá ter a capacidade de dar resposta aos problemas identificados. A ferramenta deverá incluir: a possibilidade de registar num único local os dados de monitorização normalmente recolhidos pela entidade gestora; utilizar os dados locais e da literatura para modelar as emissões do aterro ao longo do tempo de forma consistente e probabilística; avaliar, desta forma, as potenciais implicações ambientais e económicas de diferentes opções de operação, através da comparação de diferentes cenários.

Por outro lado, com uma avaliação mais detalhada e disponibilidade de dados relativos à monitorização de emissões e à produção e características produção e características dos

resíduos, esta ferramenta permitirá a simulação através de modelação probabilística. Existe uma modelação mais eficiente da evolução das emissões ao longo do tempo, o que por sua vez permite ao EG obter uma melhor previsão do investimento nas tecnologias de recolha e tratamento existentes, bem como noutras tecnologias sustentáveis a médio e longo prazo.

Comparando as vantagens e desvantagens, bem como as lacunas observadas nos modelos identificados no capítulo 2.3, no que se refere ao biogás, lixiviados, avaliação ambiental e económica e análise de incerteza, a estrutura concetual do modelo apresentado, sendo objeto de futuro desenvolvimento, potencialmente será um contributo para uma ferramenta mais holística na complexidade da avaliação das emissões, operações e cenários de um aterro de RU.

Numa perspetiva internacional, dada a importância da sustentabilidade dos aterros e das práticas atuais, o esforço de harmonização das discrepâncias existentes na maioria dos modelos de avaliação ambiental de aterros de RU, bem como as diferenças entre países e regiões, a disponibilidade e transparência de dados recentes de inventário de aterros, só podem ser alcançadas com o esforço conjunto dos organismos reguladores dos países e Estados, das agências regionais do ambiente, investigadores e empresas de gestão de resíduos.

4.4 Síntese dos Resultados e Discussão

4.4.1 Revisão e análise das tecnologias sustentáveis e dos modelos na gestão de aterro de resíduos urbanos

O primeiro objetivo deste estudo consistia em rever e analisar as tecnologias e os modelos disponíveis na gestão de aterros de RU, numa perspetiva de sustentabilidade e regulação, identificando as lacunas e os problemas associados com os modelos de avaliação ambiental e económica existentes. Da análise da revisão da literatura efetuada nos capítulos 2.3 e 4.2 foi possível obter os seguintes resultados relativamente às tecnologias e modelos existentes nos seguintes subcapítulos.

4.4.1.1 Avaliação da finalização do período pós-encerramento

As tipologias de aterro existentes incluem lixeiras, vazadouros e aterros sanitários, que apresentam níveis de proteção ambiental diferentes. Da revisão da literatura realizada, os seguintes resultados podem ser retirados e discutidos relativamente ao conceito de aterro sustentável e finalização do período pós-encerramento:

- Um aterro de RU com cobertura estanque, em condições anaeróbias e com falta de humidade encontra-se no PPE num estado denominado de “dry tomb” ou “aterro mumificado”. Com o passar do tempo, na eventualidade da degradação da cobertura impermeabilizante, a entrada de humidade no aterro irá retomar os processos de biodegradação suspensos com a consequente produção de biogás e de lixiviados. Sem um sistema de extração e tratamento, o biogás será libertado para a atmosfera através do sistema de ventilação ou pela cobertura do aterro. Com os sistemas de tratamento de lixiviados inoperáveis ou encerrados, os lixiviados tenderão a acumular no aterro, muitas vezes ocorrendo escorrências para fora do aterro através dos taludes, com a consequente contaminação do solo e meio hídrico adjacente ao aterro, se existente.
- O tempo médio de vida das barreiras de proteção utilizadas nas últimas décadas é relativamente mais curto que o PPE, representando um risco potencial de rutura das barreiras, com os consequentes impactos ambientais e económicos negativos, que terão de ser suportados pelas gerações seguintes.
- A capacidade de atingir, no tempo de uma geração, um estado de estabilidade biológica e inorgânica da massa de resíduos, na qual os lixiviados e biogás produzidos não representam mais riscos significativos para a SPA, é o conceito principal dos aterros sustentáveis. As emissões destes aterros serão, desta forma, consideradas baixas, de tal forma que nenhuma cobertura será requerida ou necessária de manutenção, deixando de ser exigida a continuação da monitorização, finalizando então o PPE e a QAF terá sido atingida.
- A nível mundial, o período regulatório imposto para o PPE dos aterros é variado entre países, estados e regiões e tem vindo a ser reconhecido que o tempo legislativo imposto não é representativo do melhor critério para avaliar o fim do PPE.

- Das propostas de abordagem ao conceito de QAF consideradas pelos envolvidos na área dos aterros, a metodologia interativa a duas fases sugerida Cossu e Pivato (2019), para a definição da estabilização do aterro e o PPE permite obter um resultado eficaz no qual é possível verificar se a QAF foi atingida. A primeira fase utiliza valores limite legais de referência e propostos de biogás, lixiviados e resíduos que deverão ser atingidos, e a segunda fase, quando os mesmos forem atingidos, utiliza análise de risco tendo em consideração as condições locais de cada aterro.

4.4.1.2 Tecnologias sustentáveis de operação de aterro de RU

Atendendo à importância da sustentabilidade dos aterros de RU, no que concerne à sua estabilização num período temporal aceitável, a utilização de tecnologias de intensificação dos processos biológicos e redução de emissões têm vindo a ser implementadas. Neste estudo foi feita uma revisão da literatura sobre as tecnologias sustentáveis de operação de resíduos onde se pode obter mais detalhe relativamente a cada em termos de operação, condições de aplicação e modelação. Os principais resultados obtidos foram as seguintes:

- Nos aterros com frações significativas de resíduos orgânicos depositados, o funcionamento de aterros como biorreatores tem sido sugerido como uma alternativa mais sustentável ao aterros de RU. Outras opções de melhoria da estabilização dos resíduos, para além do pré-tratamento de resíduos, incluem co-deposição de lamas e deposição de resíduos com baixa densidade, sendo a introdução de líquidos no aterro a mais demonstrada e investigada.
- A introdução controlada de humidade na massa de resíduos de aterros de RU pode aumentar a decomposição dos resíduos maximizando a produção do biogás, melhorar o tratamento de lixiviados e reduzir o tempo e custos de monitorização pós-encerramento. Em condições aeróbias, é ainda possível minimizar as emissões de gases de efeito de estufa, melhorando a qualidade dos lixiviados produzidos e aumentar os assentamentos observados, numa ótica de controlo das emissões a médio prazo e economia de espaço do aterro. Ambas estas tecnologias têm sido aplicadas com sucesso na Europa, América do Norte e Ásia.
- A utilização de uma tecnologia híbrida tem melhores resultados que as aplicações únicas, tendo em conta a possibilidade de maximizar a produção de

biogás na fase anaeróbia, e quando o biogás deixar de ter viabilidade económica proceder ao arejamento intermitente do aterro para reduzir a carga orgânica recalcitrante e o azoto amoniacal.

- No caso de antigas lixeiras, onde a impermeabilização de fundo é realizada por barreiras geológicas, para reduzir as emissões de biogás e minimizar a qualidade das emissões de lixiviados, o arejamento forçado ou passivo da massa de resíduos para a estabilização biológica e redução da contaminação de lixiviados, tem vindo a ser utilizado.
- Em ambos os casos (i.e., aterros encerrados e lixeiras), estas técnicas podem ser utilizadas para remediação ambiental do local e posterior reclamação de material, também denominada de *landfill mining* ou *enhanced landfill mining*, ou tendo em conta uma perspetiva do papel de aterros como sumidouros geológicos sustentáveis, sem reclamação do local.
- O azoto amoniacal é considerado como o principal poluente a longo prazo a nível do lixiviados de aterro de RU. Das diferentes tecnologias associadas ao funcionamento de aterros de RU como biorreatores (anaeróbio, aeróbio, híbrido e semi-aeróbio) são consideradas as MTD existentes para redução das emissões de carbono e a azoto a longo prazo. Em termos de finalização do PPE, são tecnologias a utilizar para cumprir os valores limite para cada compartimento (biogás, lixiviados e resíduos) na metodologia definida para atingir a QAF.
- Foi possível rever que quase todos os tipos de biorreatores envolvem de alguma forma um processo de nitrificação-desnitrificação com diferentes metodologias. No entanto, mesmo que as emissões de carbono e azoto possam ser reduzidas de forma eficiente, os lixiviados podem conter ainda sais e metais pesados, que são difíceis de remover biologicamente.
- No caso do CQO e do $\text{NH}_4\text{-N}$, o biorreator aeróbio permite obter reduções em tempos muito inferiores em comparação aos outros biorreatores, sendo o biorreator anaeróbio o menos eficiente (6,2 e 3,7 vezes mais tempo na redução de 95% de CQO e $\text{NH}_4\text{-N}$, respetivamente).
- O aterro semi-aeróbio também é uma alternativa à construção de aterros de RU, sendo os custos de construção e operação semelhantes, com impacte ambiental inferior.

- Apesar de na Europa as metas de redução de biorresíduos tornarem a recuperação de biogás insuficiente para valorização e reduzir a carga orgânica do lixiviado, a aplicação destas tecnologias mantêm-se necessárias e pertinentes na sustentabilidade dos aterros de RU, bem como em países fora da Europa.

4.4.1.3 Modelos de previsão de biogás e lixiviados

Ao nível dos modelos de previsão de produção e qualidade de biogás, de acordo com a revisão da literatura realizada (capítulo 2.3.1), os principais resultados indicam que:

- Os modelos mais utilizados para prever a produção de biogás e metano são o modelo IPCC (2019), em especial para efeitos de contabilização nacional de GEE, e o modelo LandGEM, utilizado em muito casos para projetos de valorização de biogás.
- Os modelos existentes são maioritariamente criticados por baixa exatidão e validação insuficiente. Com preocupações relativamente às significativas variações dos resultados obtidos entre os modelos, investigações indicam que existe uma necessidade de harmonização destes modelos, especialmente para uma melhor representação de dados de futuras emissões em termos de comparabilidade e reporte de emissões.
- Dada a incerteza nos parâmetros, as previsões dos modelos são em média mais baixas do que a recolha real, ocorrendo ainda um aumento de incerteza com o período de tempo considerado na análise.
- Numa perspetiva sustentável de modelação de aterros, o aumento dos dados de entrada sobre as características e tipologia do aterro, composição de resíduos, dados meteorológicos e outros parâmetros operacionais mais específicos e sua variação temporal, acoplado à validação do modelo através de dados históricos (e.g. numa abordagem mais detalhada ou hierárquica), a incerteza poderá ser reduzida.
- Para fazer face a alguns destes problemas, modelos baseados no LandGEM experienciaram uma alteração especificamente para determinados países e zonas, o que pode ser realizado para países do clima Mediterrânico, ou mesmo a nível nacional, uma vez que é o modelo mais utilizado para prever o volume de biogás produzido.

- Por outro lado, não existe um modelo único que permita a contabilização da produção de biogás em diversas fases anaeróbias e aeróbias, apesar do modelo IPCC (2019) ter introduzido no parâmetro de fator de conversão de metano valores para condições de aterros com arejamento ativo.

Sobre os modelos de previsão da quantidade de qualidade de lixiviados, os resultados obtidos indicam que:

- As condições de produção de lixiviados são variadas e incluem os fatores climáticos, as características físicas, biológicas e mecânicas dos resíduos, os procedimentos e estratégias de deposição, as fases de gestão e a idade do aterro.
- Modelos como o HELP, por exemplo, negligenciam a idade e a biodegradação dos resíduos, o que pode resultar numa subestimação do volume de lixiviado com erros de até 80%. A existência de dados suficientes e validações consistentes são necessárias para obter um equilíbrio entre estes fatores e poder avaliar de forma apropriada a consistência dos resultados.
- O movimento de água pela massa de resíduos não é uniforme, sendo dominado por caminhos preferenciais que levam à produção antecipada de lixiviados e à produção de zonas de resíduos saturadas e que formam curto-circuitos da humidade que entra no aterro para fora da maioria da massa de resíduos, com o rápido fluxo observado. Esta é considerada como sendo uma razão pela qual também se acredita que os modelos existentes que simulam a ocorrência de lixiviados não concordam com os dados reais.
- Dada a dificuldade em reproduzir as condições de campo e as alterações na lixiviação dos componentes com o tempo, devido a fatores de envelhecimento dos materiais, o conhecimento do comportamento da lixiviação dos resíduos pode ser realizado através da utilização de modelos numéricos. Desta forma, é possível simular a especiação química e o transporte de massa ou reativo dos compostos de potencial interesse em condições de libertação definidas.
- No caso das tecnologias sustentáveis de operação de aterros, dados extensivos de investigações laboratoriais, piloto e à escala real, incluindo aspetos de dimensionamento e modelação têm vindo a ser recolhidos, permitindo uma possível estimativa das alterações da qualidade e quantidade de lixiviados com a adição de humidade e ar no aterro. No entanto, em sequência com os

modelos de simulação de condições hidrológicas na massa de resíduos os modelos indicados tem tido sucesso de forma limitada, maioritariamente direcionados para a previsão da quantidade de lixiviados. Este fato deve-se à inerente incerteza relacionada com a complexidade dos modelos de biodegradação e respetivos parâmetros, em especial a descrição dos processos químicos, físicos e biológicos dos aterros.

- Dada a importância do balanço de massas de carbono, azoto, macrocomponentes, metais pesados e alguns COX, maior importância poderá ser dada na avaliação de dados recentes mais precisos, específicos e locais, de forma a reduzir a incerteza associada com a composição dos lixiviados no tempo. Assim como, a potenciais futuras ou eventuais libertações de lixiviados para as águas superficiais ou subterrâneas.
- A validação com dados reais é essencialmente uma parte determinante da avaliação, em especial se realizada num processo de acompanhamento contínuo e de balanço de massas.

4.4.1.4 Aprendizagem automática

Da aplicação de modelos AA, foi possível inferir que a aplicação destes modelos, com elevada precisão é uma alternativa e uma forte aposta na previsão da produção de biogás e lixiviados e seus constituintes em contraste com os modelos tradicionais, desde que os dados de entrada sejam suficientes. O mesmo se aplica à produção de resíduos, qualidade dos lixiviados, assentamentos, áreas outras aplicações. A utilização de modelos de AA exige uma grande quantidade de dados e dependendo dos dados utilizados a sua previsão poderá ser limitada no período temporal e sensível a alterações não previstas dos dados de entrada.

4.4.1.5 Avaliação ambiental e económica

A ACV, AR e ACCV são ferramentas de apoio à decisão para análise de cenários de diferentes opções numa perspetiva ambiental e económica. Vários modelos de ACV com ou ACCV foram desenvolvidos e têm sido utilizados especificamente para o setor de gestão de resíduos. Os resultados obtidos desta análise permitem indicar o seguinte:

- No que diz respeito à deposição em aterro, esta tecnologia é maioritariamente analisada num âmbito mais alargado de opções de gestão de resíduos ou em

casos mais específicos, para avaliação de tecnologias de deposição em aterro, contestando a sua utilidade e relevância com a forte dependência do contexto ou especificidades locais dos aterros sanitários.

- A disponibilidade de dados usada durante a fase de inventário do ciclo de vida da ACV, é frequentemente generalizada, falhando em representar as especificidades do aterro específico do local na análise. Desta forma, a capacidade de reproduzir as condições locais e de as contabilizar na quantificação do desempenho ambiental do aterro, reforça os resultados obtidos na ACV.
- Assim, incorporar dados de entrada durante a fase ICV que sejam mais representativos de um aterro sanitário específico (por exemplo, composição de resíduos, produção e tratamento de biogás e lixiviados e opções de gerenciamento de aterros sanitários) para um determinado aterro de RU aumenta a precisão da estimativa dos impactos ambientais e custos associados à aplicação de cenários de tecnologias mais sustentáveis.
- Do ponto de vista económico, são utilizados vários métodos para quantificar a avaliação ambiental financeira e/ou económica da gestão de resíduos como a ACCV financeiro e/ou ambiental e a análise económica. Investigações sobre diferentes opções para a sustentabilidade de aterros sanitários foram desenvolvidas para avaliar e comparar os custos económicos, incluindo custos externos.
- A AR é uma ferramenta de análise e decisão detalhada que envolve a caracterização e possível quantificação dos riscos para a SPA. Uma das características das mudanças na AR de gestão de resíduos é o aumento da ênfase regulatória na saúde pública e do ecossistema e a necessidade de avaliações de risco para e das instalações de resíduos.
- No caso do aterro de resíduos, dos modelos disponíveis e programas usados apenas para lixiviados, concluiu-se que, tanto para abordagens de AR não computacionais quanto computacionais, não há nenhuma abordagem de AR que contenha todos os fatores de AR necessários numa perspectiva holística e de continuidade para os decisores e gestores de aterros usarem.
- Um sistema de baseline detalhado, capaz de identificar e categorizar todas as características do aterro no processo de avaliação de risco está ausente (e.g., geologia, hidrologia, hidrogeologia, meteorologia, influência humana e gestão

do local), algo que se torna necessário na avaliação final do aterro, em termos de QAF.

- Não existe uma metodologia robusta de AR, especificamente para lixiviados de aterro, de forma integrada com as características identificadas que permita fazer essa avaliação holística. Apesar das diferenças entre ACV e RA como ferramentas de avaliação em gestão, em termos de concordâncias, discrepâncias e relações entre ambas as ferramentas, podem ser encontrados benefícios e resultados complementares obtidos num esforço ambiental global.
- A ACV tem vindo a ser cada vez mais aplicada como ferramenta de comparação do desempenho ambiental de diferentes tecnologias de aterros, bem como de tratamento de resíduos, e como forma de fornecer um apoio científico sólido aos processos de tomada de decisão e de legislação.

4.4.1.6 Análise de sensibilidade e incerteza

A incerteza dos processos de modelação como ferramentas de apoio à decisão é de grande importância para fornecer aos gestores de aterros sanitários e decisores uma base sólida probabilística para avaliação de projetos sustentáveis. Os principais resultados obtidos nesta análise incluem:

- No caso de estudos de gestão de resíduos com ACV, os principais processos e metodologias para determinação da incerteza são feitos através de uma análise de sensibilidade para avaliar os parâmetros mais importantes responsáveis pela incerteza dos modelos, e quando houver, o uso de simulações de Monte Carlo ou conjuntos difusos para uma análise probabilística da avaliação.
- Da mesma forma, e como também realizado nos modelos de AR e AE, os mesmos métodos podem ser utilizados nos modelos de biogás e lixiviados para obtenção de uma avaliação probabilística que permita aos decisores resultados com a respetiva incerteza associada.

4.4.2 Avaliação dos aterros de resíduos urbanos em Portugal

O conhecimento mais detalhado dos efeitos da idade, dimensão, clima e tratamento de lixiviados nas emissões dos aterros é uma forma de melhor prever o comportamento dos aterros quer a curto prazo como a longo prazo na estabilização dos mesmos. As condições

locais são também relevantes para a modelação das emissões de gás e lixiviados, na medida de redução da incerteza associada. Neste estudo, como parte do segundo objetivo, procedeu-se à análise de dados recolhidos de 32 aterros sanitários de RU em Portugal continental para determinar os efeitos da idade, dimensão e clima nas emissões dos aterros e como a infiltração controlada de concentrado proveniente do tratamento de lixiviados por sistemas de osmose inversa difere em relação a outros tratamentos. Esta análise foi realizada no capítulo 4.1.

4.4.2.1 Efeitos da idade, dimensão e clima nas emissões dos aterros¹²

A inferência estatística neste estudo forneceu informações importantes sobre as diferenças de volume e qualidade do lixiviado entre a idade, clima dimensão do aterro, e interações e efeitos dentro destas categorias. Os principais resultados obtidos são as seguintes:

- Com a inferência estatística, foi possível concluir que o efeito da dimensão e da idade na produção de lixiviados é predominante sobre zonas climáticas regionais mediterrânicas.
- Nos aterros de maiores dimensões, os resíduos das camadas inferiores podem não estar a degradar-se completamente, uma vez que os valores de CBO₅ e CQO são semelhantes aos dos aterros de média dimensão, considerando a mesma adição de água. O mesmo efeito foi encontrado para o TN e o NH₄-N.
- Neste último caso, confirmou-se um aumento com a idade e a dimensão e, em comparação com os níveis de outros países europeus, o NH₄-N e o Cl foram superiores à média, o que pode ser o resultado das opções de tratamento dos lixiviados no que respeita à recirculação do concentrado.
- Relativamente ao clima, verificou-se que as zonas mais quentes apresentam níveis mais elevados de CQO e níveis mais baixos de CBO₅, o que pode estar relacionado com o aumento da atividade biológica em condições de temperatura mais elevada.
- Quanto aos parâmetros inorgânicos, pode-se concluir que o NT e o NH₄-N aumentam significativamente com a idade e o tamanho e para o NH₄-N entre os semestres húmido e seco, concordando com a ausência de um processo

¹² Baseado na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, reproduzido com a autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

anaeróbio de degradação da azoto amoniacal e o efeito de lixiviação. O Cl também aumentou significativamente com a idade e apresentou níveis mais elevados com SO_4 nas zonas mais quentes, bem como um efeito de concentração no semestre seco com o K.

- Relativamente aos metais pesados, verificou-se que os níveis se mantiveram de aterros de idade intermédia para aterros antigos. No entanto, o Cd e o Pb apresentaram concentrações medianas significativamente reduzidas em mais de metade, consistente com o esperado na fase metanogénica estável.

O conhecimento do comportamento do volume e da qualidade dos lixiviados dos aterros com a idade, o clima e semestres hidrológicos é importante para os gestores dos aterros, no que respeita à gestão e ao tratamento dos lixiviados. A otimização dos aterros de maior dimensão com elevadas quantidades de resíduos orgânicos poderá ser avaliada tendo em conta a redução da biodegradação encontrada comparando com os aterros de média dimensão. A prevenção de utilização de coberturas impermeáveis temporárias para aumentar a adição de água na fase de exploração, no entanto com maior permeabilidade ao biogás, ou a utilização de recirculação de lixiviados e/ou adição de outros líquidos na fase de exploração e após o encerramento, com a adequada conceção de instalações de gestão de lixiviados, podem melhorar a estabilização destes aterros.

A matriz de correlação e a análise hierárquica de clusters realizada permitiram uma melhor compreensão dos padrões e correlações entre o contexto do aterro e as variáveis ambientais. Os resultados forneceram informações relevantes sobre o comportamento do volume e da qualidade do lixiviado nas fases do processo de biodegradação do aterro. Foram encontradas correlações elevadas entre Cl, K e Na, e entre estes e o NT e $\text{NH}_4\text{-N}$, bem como entre metais pesados. Foi possível obter uma análise de regressão entre parâmetros com elevada correlação: Cl e Na, Mg e TOC, $\text{NH}_4\text{-N}$ e K, e $\text{NH}_4\text{-N}$ e NT. Estes resultados podem ser utilizados pelos gestores de aterros nas suas previsões e também pelos decisores na redução de parâmetros em campanhas de monitorização.

A partir da análise de clusters encontraram-se padrões e relações significativas entre variáveis e parâmetros. De um modo geral, foi possível concluir a existência de dois grandes grupos de parâmetros, um relacionado com as fases inicial e intermédia da degradação anaeróbia, estreitamente associado à libertação de metais pesados, e outro com as interações entre os parâmetros de comportamento da lixiviação na fase metanogénica posterior da estabilização do aterro.

4.4.2.2 Efeitos da infiltração controlada de concentrado de osmose inversa

Dos resultados obtidos na análise dos efeitos infiltração controlada do concentrado de osmose inversa, determinou-se diferenças significativas na produção e qualidade dos lixiviados entre aterros que utilizam processo de osmose inversa com recirculação do concentrado e, aterros com diferentes tratamentos e destinos de lixiviados. Foi possível obter as seguintes conclusões:

- Verificou-se uma taxa de volume de lixiviado 23% superior nos aterros com recirculação do concentrado. Estes aterros apresentam uma biodegradação mais lenta, dado o pH mais baixo e níveis de CQO e CBO₅ significativamente mais elevados do que os aterros com outros tratamentos de lixiviados, que apresentam um rácio CBO₅/CQO mais elevado.
- Os aterros com recirculação do concentrado apresentam também valores significativamente mais elevados de CE, NT, NH₄-N, Cl, Fe e inorgânicos em geral. Uma concentração de sais mais elevada pode induzir a incrustação e a bio incrustação das membranas ou a incrustação grave das membranas, aumentando os custos operacionais.
- O nível mais baixo de metais pesados nos lixiviados dos aterros que recirculam o concentrado permite inferir que pode haver complexação de alguns metais pesados com SH no concentrado e, por conseguinte, nos lixiviados destes.

Este estudo demonstrou que é possível utilizar modelos de aprendizagem automática, AD e FA, para classificar, com métricas de avaliação elevadas, aterros de RU de acordo com o tratamento do concentrado. Foi possível inferir o seguinte sobre os parâmetros mais relevantes entre os tratamentos:

- Foi encontrada uma alta relevância para o Cl, massa de resíduos, idade do aterro e CE nos modelos de classificação.
- Com a análise estatística e de aprendizagem automática, observou-se uma capacidade de adsorção e atenuação dos resíduos com a idade e dimensão em torno do aumento da concentração de NH₄-N e Cl na recirculação do concentrado.

Dependendo da localização do aterro, os tratamentos convencionais do concentrado podem não ser rentáveis e apenas transferem contaminantes de uma fase para outra. Desta forma, inferiu-se o seguinte:

- Dado que as tecnologias de recuperação do concentrado podem oferecer, no futuro, uma boa relação custo-eficácia e um melhor potencial ambiental, bem como tratamentos integrados, estas técnicas estão ainda em fase inicial de desenvolvimento.
- Com a possibilidade de lixiviação descontrolada a longo prazo destes contaminantes quando a capacidade de absorção do aterro estiver esgotada, conclui-se que a recirculação conjunta do concentrado e do lixiviado tratado biologicamente pode ser uma oportunidade mais sustentável ambientalmente e economicamente no âmbito das opções de tratamento do concentrado.
- Por outro lado, a opção de arejamento do aterro pode ser também uma opção alternativa para a remoção de azoto da massa de resíduos e de estabilização a longo prazo do aterro.

Os conhecimentos obtidos e os procedimentos utilizados neste estudo são relevantes para os gestores de aterros para uma melhor compreensão do volume de lixiviados e das características de qualidade por idade e dimensão, modelação de aterros em climas mediterrânicos, infiltração do concentrado, campanhas de monitorização e procedimentos analíticos necessários. Numa perspetiva mais ampla, os decisores políticos podem também considerar estes resultados relevantes no contexto da avaliação da legislação sobre aterros.

4.4.3 Tecnologias sustentáveis para aterros de RU

O terceiro objetivo deste estudo pretendia identificar e avaliar os custos e benefícios económicos e os impactes ambientais relativos à operação dos aterros em exploração e encerrados, para estabilização em tempo sustentável, através da introdução controlada de líquidos e/ou arejamento forçado.

Atendendo à importância da sustentabilidade dos aterros de RU, no que concerne à sua estabilização num período temporal aceitável, a utilização de tecnologias de intensificação dos processos biológicos e redução de emissões têm vindo a ser implementadas. Para além da redução da deposição de resíduos biodegradáveis a longo prazo, essas tecnologias consistem principalmente na infiltração controlada de humidade e/ou a introdução forçada de ar na massa de resíduos. Da revisão da literatura realizada no capítulo 4.2, foi possível inferir o seguinte:

- Para aterros de RU em operação e encerrados, a infiltração controlada de líquidos no aterro seguida de arejamento é uma opção que permite obter resultados sustentáveis a longo prazo, enquanto para lixeiras ou vazadouros sem proteção de fundo, o arejamento forçado permite obter resultados sustentáveis sem ocorrer contaminação das águas subterrâneas.
- Em Portugal, o custo associado ao encerramento e manutenção e controlo na fase pós-encerramento do aterro de RU durante um período de, pelo menos, 30 anos está incluído nas tarifas cobradas pelo operador aos utilizadores pelos serviços de deposição de resíduos em aterro.
- Dos estudos analisados, os parâmetros que mais influenciam a economia da operação de um aterro como um biorreator são a recuperação de espaço, a recuperação de biogás e respetiva valorização energética e redução do custo de tratamento de lixiviados. Em termos de recuperação de espaço os benefícios económicos são mais expressivos num biorreator construído e operado de início.
- Em termos de biogás, os custos são efetivamente reduzidos para o biorreator anaeróbio, comparativamente ao aterro de RU. Já para o biorreator híbrido (i.e. com infiltração de humidade e ar), a utilização do gás nem sempre é economicamente vantajosa, dado que a adição de ar reduz as emissões de metano e assim o possível aproveitamento energético, no entanto este problema pode ser minimizado com uma fase aeróbia apenas após a fase de valorização do biogás.
- No que se refere aos custos de monitorização pós-encerramento, devido aos custos de injeção de líquidos e/ou ar no período após o encerramento, os custos deste período são superiores ao do aterro de RU.
- Outros custos e considerações técnicas nos aterros encerrados têm de ser tidos em conta, nomeadamente ao nível da remodelação da cobertura do aterro de RU e estabilização dos taludes para considerar os assentamentos previstos com a introdução de ar ou humidade, e/ ou receber mais resíduos com o aumento de espaço obtido.
- Da avaliação ambiental entre as tecnologias sustentáveis de operação de aterros de RU realizadas foi possível concluir que as práticas de recirculação de lixiviados, introdução de excesso de água nos resíduos e introdução de ar, combinadas com a utilização de biogás e tratamento de lixiviados, reduzem

significativamente o tempo em que as emissões levam a impactes ambientais significativos (i.e., de 40 para 15 anos).

- Na legislação europeia e nacional através do RJDRA (2021) não é permitida a deposição de resíduos líquidos em aterro, apesar de a recirculação de lixiviados ser permitida para efeitos de aumento da biodegradação no aterro, durante a fase de exploração. Dependendo da localização do aterro, a recirculação de lixiviados poderá não ser suficiente para obter uma humidade ótima para o funcionamento do aterro como um biorreator anaeróbio, em especial em aterros de grande dimensão, e reduzir/valorizar as emissões de metano num período aceitável. Uma alteração à legislação que permitisse a adição de líquidos e resíduos líquidos no aterro, como lamas de ETAR, também na fase pós-encerramento, para efeitos de estabilização biológica acelerada, nos casos em que tal fosse necessário, seria uma solução a considerar.

Em última análise, um aterro biorreator devidamente projetado, operado e mantido, ou uma instalação operada de forma similar, como uma lixeira ou vazadouro, que promova a decomposição dos resíduos, potencialmente oferece reduções consideráveis de impactes ambientais e vantagens económicas em comparação ao aterro de RU num período inferior. Todavia, tendo em conta as especificidades locais de cada aterro de RU, uma avaliação das emissões e assentamentos, bem como dos benefícios e custos a nível ambiental e económico das tecnologias que promovam a sustentabilidade dos aterros, a médio e longo prazo, são de premente relevância para a globalidade dos sistemas de confinamento de resíduos existentes e futuros.

4.4.4 Desenvolvimento conceptual do potencial modelo de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterro de resíduos urbanos

O último dos objetivos desta investigação consistia no desenvolvimento conceptual de um potencial modelo económico-ambiental que permitisse a simulação, comparação e avaliação probabilística a curto, médio e longo prazo de diferentes tipos de operação e gestão de aterros de resíduos.

De acordo com a relevância e os problemas encontrados no capítulos 2.3, 4.1 e 4.2, numa perspetiva de aterros modernos sustentáveis no que diz respeito a modelos de quantificação,

ferramentas de avaliação ambiental e económica e tecnologias sustentáveis de operação de aterros, foi possível o desenvolvimento conceptual de um potencial modelo computacional de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterros denominado MAterS (Modelo de Avaliação ambiental e económica da Sustentabilidade de Aterros). Em termos conclusivos esta ferramenta consiste:

- Numa potencial ferramenta integrada de avaliação probabilística que simula a produção e composição dos gases de aterro e dos lixiviados, e respetivo tratamento, num método de balanço de massas, para todo o ciclo de vida de um aterro.
- A ferramenta destina-se principalmente a ser utilizada para estimar as emissões prováveis e avaliar a gestão ambiental/económica das opções de estabilização disponíveis e os respetivos riscos numa perspetiva de sustentabilidade após o encerramento do aterro.
- O desenvolvimento do MAterS permite a introdução de características de concepção do aterro e de parâmetros específicos para simular o comportamento do aterro e avaliar as opções de gestão ambiental e económica em termos de tratamento de lixiviados e de gases de aterro, bem como as opções operacionais ou de pós-tratamento para a estabilização do aterro.
- No caso de aterros existentes ou lixeiras encerradas, o desenvolvimento do MAterS permitirá a introdução de dados de levantamentos de resíduos e de dados de monitorização, para calibrar e melhorar a qualidade dos resultados, derivados das condições locais e das opções de gestão existentes. Permitirá também a comparação entre diferentes opções de tratamento e gestão de aterros para todo o ciclo de vida do aterro.
- Tendo em conta o objetivo da avaliação e dados existentes, é possível simular o comportamento da infraestrutura com base nos dados reais e teóricos, no caso de projetos e lixeiras locais, onde alguns dados são escassos.
- Por outro lado, com uma avaliação mais detalhada e disponibilidade de dados relativos à monitorização de emissões e à produção e características produção e características dos resíduos, esta ferramenta potencialmente permitirá a simulação através de modelação probabilística. Existe uma modelação mais eficiente da evolução das emissões ao longo do tempo, o que por sua vez permite às EG obter uma melhor previsão do investimento nas tecnologias de

recolha e tratamento existentes, bem como noutras tecnologias sustentáveis a médio e longo prazo.

Comparando as vantagens e desvantagens, bem como as lacunas observadas nos modelos referentes ao biogás, lixiviados, avaliação ambiental e económica e análise de incerteza, a estrutura conceptual do modelo apresentado, sendo objeto de futuro desenvolvimento, potencialmente será um contributo para uma ferramenta mais holística na complexidade da avaliação das emissões, operações e cenários de um aterro de RU. Numa perspetiva internacional, dada a importância da sustentabilidade dos aterros e das práticas atuais, o esforço de harmonização das discrepâncias existentes na maioria dos modelos de modelos de avaliação ambiental de aterros de RU, bem como as diferenças entre países e regiões, a disponibilidade e transparência de dados recentes de inventário de aterros, só podem ser alcançadas com o esforço conjunto dos organismos reguladores dos países e Estados, das agências regionais do ambiente, investigadores e empresas de gestão de resíduos.

CONCLUSÕES

Neste capítulo são apresentadas as conclusões deste trabalho de investigação. Face aos objetivos definidos, as conclusões são abordadas de acordo com cada questão de investigação. Por fim, consideram-se as limitações dos estudo e futuras linhas de investigação.

5.1 Conclusões¹³

Nesta investigação foi feita uma revisão e análise das tecnologias e dos modelos de previsão das emissões de aterros de RU, numa perspetiva de sustentabilidade e regulação, identificando as lacunas e os problemas associados com os modelos de avaliação ambiental e económica existentes. Foi possível obter considerações relativamente à operação dos aterros de RU e concluir relativamente ao conceito de aterro sustentável e finalização do PPE, que aquele em condições anaeróbias e com falta de humidade não permite atingir em tempo aceitável. Das propostas de abordagem ao conceito de QAF consideradas pelos especialistas na área dos aterros, conclui-se que a metodologia interativa a duas fases sugerida por Cossu e Pivato (2019), para a definição da estabilização do aterro e o PPE, permite obter um resultado eficaz no qual é possível verificar se a QAF de um aterro foi atingida.

Sobre as tecnologias sustentáveis de operação de aterros de RU concluiu-se que nos aterros com frações significativas de resíduos orgânicos depositados, o funcionamento de aterros como biorreatores tem sido sugerido como uma alternativa mais sustentável à operação utilizada em aterros de RU. A utilização de uma tecnologia híbrida tem melhores resultados que as aplicações únicas, tendo em conta a possibilidade de maximizar a produção

¹³ As conclusões referentes aos efeitos da idade, dimensão e clima nos lixiviados são baseados na reprodução do conteúdo de um artigo previamente publicado em <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>, reproduzido com a autorização do editor e sujeito aos direitos de cópia impostos pelo mesmo.

de biogás na fase anaeróbia, e quando o biogás deixar de ter viabilidade económica proceder ao arejamento intermitente do aterro para reduzir a carga orgânica recalcitrante e o azoto amoniacal. No caso de antigas lixeiras, onde a impermeabilização de fundo é realizada por barreiras geológicas, para reduzir as emissões de biogás e minimizar a qualidade das emissões de lixiviados, o arejamento forçado ou passivo da massa de resíduos para a estabilização biológica e redução da contaminação de lixiviados, têm vindo a ser utilizadas. Em todos os casos (i.e., aterros de RU, vazadouros e lixeiras), estas técnicas podem ser utilizadas para posterior remediação ambiental do local e/ou reclamação de material, também denominada de *landfill mining* ou *enhanced landfill mining*, ou tendo em conta uma perspetiva do papel de aterros como sumidouros geológicos sustentáveis, caso não seja realizada a reclamação do local.

Ao nível dos modelos de previsão de produção e qualidade de biogás e lixiviados as principais conclusões indicam que os modelos mais utilizados para prever a produção de biogás e metano são o modelo IPCC (2019), em especial para efeitos de contabilização nacional de GEE, e o modelo LandGEM, utilizado em muito casos para projetos de valorização de biogás. Devido à incerteza nos parâmetros, as previsões dos modelos são em média mais baixas do que a recolha real, ocorrendo ainda um aumento de incerteza com o período de tempo considerado na análise. Por outro lado, não existe um modelo único que permita a contabilização da produção de biogás em diversas fases anaeróbias e aeróbias,

Sobre os modelos de previsão da quantidade e qualidade de lixiviados, as conclusões obtidas indicam que modelos como o HELP, por exemplo, negligenciam a idade e a biodegradação dos resíduos, o que pode resultar numa subestimação do volume de lixiviado com erros de até 80%. A existência de dados suficientes e validações consistentes são necessárias para obter um equilíbrio entre estes fatores e poder avaliar de forma apropriada a consistência dos resultados. Dada a importância do balanço de massas de carbono, azoto, macro componentes, metais pesados e alguns COX, maior importância poderá ser dada na avaliação de dados recentes mais precisos, específicos e locais, de forma a reduzir a incerteza associada com a composição dos lixiviados no tempo, assim como, a potenciais futuras ou eventuais libertações de lixiviados para as águas superficiais ou subterrâneas. A validação com dados reais é essencialmente uma parte determinante da avaliação, em especial se realizada num processo de acompanhamento contínuo e de balanço de massas.

Da aplicação de modelos AA, conclui-se que a aplicação destes modelos, com elevada precisão é uma alternativa e uma forte aposta na previsão da produção de biogás e lixiviados e seus constituintes em contraste com os modelos tradicionais, desde que os dados de entrada

sejam suficientes. O mesmo se aplica à produção de resíduos, qualidade dos lixiviados, assentamentos, áreas do aterro e outras aplicações.

A ACV, AR e ACCV são ferramentas de apoio à decisão para análise de cenários de diferentes opções numa perspetiva ambiental e económica. Vários modelos de ACV com ou ACCV foram desenvolvidos e têm sido utilizados especificamente para o setor de gestão de resíduos. As principais conclusões indicam que a incorporação de dados de entrada durante a fase ICV que sejam mais representativos de um aterro sanitário aumenta a precisão da estimativa dos impactos ambientais e custos associados à aplicação de cenários de tecnologias mais sustentáveis. Do ponto de vista económico, são utilizados vários métodos para quantificar a avaliação ambiental financeira e/ou económica da gestão de resíduos como a ACCV financeiro e/ou ambiental e a análise económica. Um sistema de baseline detalhado, capaz de identificar e categorizar todas as características do aterro no processo de avaliação de risco está ausente, algo que se torna necessário na avaliação final do aterro em termos de QAF. A ACV tem vindo a ser cada vez mais aplicada como ferramenta de comparação do desempenho ambiental de diferentes tecnologias de aterros, e como forma de fornecer um apoio científico sólido aos processos de tomada de decisão e de legislação. O uso de simulações de Monte Carlo ou conjuntos difusos para uma análise probabilística da avaliação permite melhorar a análise dos modelos, possibilitando aos decisores resultados com a respetiva incerteza associada.

O conhecimento mais detalhado dos efeitos da idade, dimensão, clima e tratamento de lixiviados nas emissões dos aterros é uma forma de melhor prever o comportamento dos aterros quer a curto prazo como a longo prazo na estabilização dos mesmos. As condições locais são também relevantes para a modelação das emissões de gás e lixiviados, na medida de redução da incerteza associada. Neste estudo, como parte do segundo objetivo, procedeu-se à análise de dados recolhidos de 32 aterros sanitários de RU em Portugal continental para determinar os efeitos da idade, dimensão e clima nas emissões dos aterros e como a infiltração controlada de concentrado proveniente do tratamento de lixiviados por sistemas de osmose inversa difere em relação a outros tratamentos.

A inferência estatística neste estudo forneceu informações importantes sobre as diferenças de volume e qualidade do lixiviado entre a idade, clima, dimensão do aterro, e interações e efeitos dentro destas categorias. O conhecimento do comportamento do volume e da qualidade dos lixiviados dos aterros com a idade, o clima e semestres hidrológicos é importante para os gestores dos aterros, no que respeita à gestão e ao tratamento dos lixiviados. A otimização dos aterros de maior dimensão com elevadas quantidades de resíduos

orgânicos poderá ser avaliada tendo em conta a redução da biodegradação encontrada comparando com os aterros de média dimensão. A prevenção de utilização de coberturas impermeáveis temporárias para aumentar a adição de água na fase de exploração, apesar da maior permeabilidade de biogás, ou a utilização de recirculação de lixiviados e/ou adição de outros líquidos na fase de exploração e após o encerramento, com a adequada conceção de instalações de gestão de lixiviados, podem melhorar a estabilização destes aterros.

A matriz de correlação e a análise hierárquica de clusters realizada permitiram uma melhor compreensão dos padrões e correlações entre o contexto do aterro e as variáveis ambientais. Os resultados forneceram informações relevantes sobre o comportamento do volume e da qualidade do lixiviado nas fases do processo de biodegradação do aterro. Foram encontradas correlações elevadas entre Cl, K e Na, e entre estes e o NT e $\text{NH}_4\text{-N}$, bem como entre metais pesados. Foi possível obter uma análise de regressão entre parâmetros com elevada correlação. Estes resultados podem ser utilizados pelos gestores de aterros nas suas previsões e também pelos decisores na redução de parâmetros em campanhas de monitorização. A partir da análise de clusters encontraram-se padrões e relações significativas entre variáveis e parâmetros. De um modo geral, foi possível concluir a existência de dois grandes grupos de parâmetros, um relacionado com as fases inicial e intermédia da degradação anaeróbia, estreitamente associado à libertação de metais pesados, e outro com as interações entre os parâmetros de comportamento da lixiviação na fase metanogénica posterior da estabilização do aterro.

Dos resultados obtidos na análise dos efeitos infiltração controlada do concentrado de osmose inversa, determinou-se diferenças significativas na produção e qualidade dos lixiviados entre aterros que utilizam processos de membrana com recirculação do concentrado e aterros com diferentes tratamentos e destinos de lixiviados. Verificou-se uma taxa de volume de lixiviado 23% superior nos aterros com recirculação do concentrado. Concluiu-se que estes aterros apresentam uma biodegradação mais lenta, dado o pH mais baixo e níveis de CQO e CBO_5 significativamente mais elevados do que os aterros com outros tratamentos de lixiviados, que apresentam um rácio CBO_5/CQO mais elevado. Os aterros com recirculação do concentrado apresentam também valores significativamente mais elevados de CE, NT, $\text{NH}_4\text{-N}$, Cl, Fe e inorgânicos em geral. Uma concentração de sais mais elevada pode induzir a incrustação e a bio incrustação das membranas ou a incrustação grave das membranas, aumentando os custos operacionais. O nível mais baixo de metais pesados nos lixiviados dos aterros que recirculam o concentrado permite concluir que pode haver complexação de alguns metais pesados com SH no concentrado e, por conseguinte, nos lixiviados destes aterros.

Este estudo demonstrou que é possível utilizar modelos de aprendizagem automática, AD e FA, para classificar, com métricas de avaliação elevadas, aterros de RU de acordo com o tratamento por osmose inversa. Concluiu-se ainda a alta relevância para o Cl, massa de resíduos, idade do aterro e CE nos modelos de classificação. Com a análise estatística e de aprendizagem automática, observou-se uma capacidade de adsorção e atenuação dos resíduos com a idade e dimensão em torno do aumento da concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ e Cl na recirculação do concentrado. Dependendo da localização do aterro, os tratamentos do concentrado convencionais podem não ser rentáveis e apenas transferem contaminantes de uma fase para outra. Concluiu-se ainda que dado que as tecnologias de recuperação do concentrado podem oferecer, no futuro, uma boa relação custo-eficácia e um melhor potencial ambiental, bem como tratamentos integrados, estas técnicas estão ainda em fase inicial de desenvolvimento. Com a possibilidade de lixiviação descontrolada a longo prazo destes contaminantes quando a capacidade do aterro estiver esgotada, conclui-se que a recirculação conjunta do concentrado e do lixiviado tratado biologicamente pode ser uma oportunidade mais sustentável ambientalmente e economicamente no âmbito das opções de tratamento. Por outro lado, a opção de arejamento ativo do aterro pode ser também uma opção alternativa para a remoção de azoto da massa de resíduos e de estabilização a longo prazo do aterro.

Pretendeu-se ainda neste estudo identificar e avaliar os custos e benefícios económicos e os impactes ambientais relativos à operação dos aterros em exploração e encerrados, para estabilização em tempo sustentável, através da introdução controlada de líquidos e/ou arejamento forçado. Atendendo à importância da sustentabilidade dos aterros de RU, no que concerne à sua estabilização num período temporal aceitável, a utilização de tecnologias de intensificação dos processos biológicos e redução de emissões têm vindo a ser implementadas. Para além da redução da deposição de resíduos biodegradáveis a longo prazo, essas tecnologias consistem principalmente na infiltração controlada de humidade e/ou a introdução forçada de ar na massa de resíduos. Da revisão da literatura realizada, foi possível concluir que para aterros de RU em operação e encerrados, a infiltração controlada de líquidos no aterro seguida de arejamento é uma opção que permite obter resultados sustentáveis a longo prazo, enquanto para lixeiras ou vazadouros sem proteção de fundo, o arejamento forçado permite obter resultados sustentáveis sem ocorrer contaminação das águas subterrâneas. Dos estudos analisados foi possível concluir que os parâmetros que mais influenciam a economia da operação de um aterro como um biorreator são a recuperação de espaço, a recuperação de biogás e respetiva valorização energética e redução do custo de tratamento de lixiviados. Em termos de recuperação de espaço os benefícios económicos são

mais expressivos num aterro biorreator construído e operado de início. Da avaliação ambiental entre as tecnologias sustentáveis de operação de aterros de RU realizadas foi possível concluir que as práticas de recirculação de lixiviados, introdução de excesso de água nos resíduos e introdução de ar, combinadas com a utilização de biogás e tratamento de lixiviados, reduzem significativamente o tempo em que as emissões levam a impactes ambientais significativos (i.e., de 40 para 15 anos). Conclui-se ainda que na legislação europeia e nacional através do RJDRA (2021) não é permitida a deposição resíduos líquidos em aterro, apesar de a recirculação de lixiviados ser permitida para efeitos de aumento da biodegradação no aterro, na fase de exploração do aterro. Dependendo da localização do aterro, e em especial em aterros de maior dimensão, a recirculação de lixiviados poderá não ser suficiente para obter uma humidade ótima para o funcionamento do aterro como um biorreator anaeróbio e reduzir/valorizar as emissões de metano num período aceitável. Uma alteração à legislação que permitisse a adição de líquidos no aterro para efeitos de estabilização biológica acelerada, nos casos em que tal fosse necessário, e também na fase de pós-encerramento, seria uma solução a considerar.

Por fim, numa perspetiva de aterros modernos sustentáveis no que diz respeito a modelos de quantificação, ferramentas de avaliação ambiental e económica e tecnologias sustentáveis de operação de aterros, foi possível o desenvolvimento conceptual de um potencial modelo computacional de avaliação ambiental e económica da sustentabilidade de aterros denominado MAterS (Modelo de Avaliação ambiental e económica da Sustentabilidade de Aterros). A potencial ferramenta integrada consiste numa avaliação probabilística que simula a produção e composição dos gases de aterro e lixiviados, e respetivo tratamento, num método de balanço de massas, para todo o ciclo de vida de um aterro. Destina-se principalmente a ser utilizada para estimar as emissões prováveis e avaliar a gestão ambiental/económica das opções de estabilização disponíveis e os respetivos riscos numa perspetiva de sustentabilidade após o encerramento do aterro. Comparando as vantagens e desvantagens, bem como as lacunas observadas nos modelos identificados no capítulo 2.3, no que se refere ao biogás, lixiviados, avaliação ambiental e económica e análise de incerteza, a estrutura conceptual do modelo apresentado, sendo objeto de futuro desenvolvimento, potencialmente será um contributo para uma ferramenta mais holística na complexidade da avaliação das emissões, operações e cenários de um aterro de RU.

Em última análise, um aterro biorreator devidamente projetado, operado e mantido, ou uma instalação operada de forma similar, como uma lixeira ou vazadouro, que promova a decomposição dos resíduos, potencialmente oferece reduções consideráveis de impactes ambientais e vantagens económicas em comparação ao aterro de RU num período inferior.

Todavia, tendo em conta as especificidades locais de cada aterro, uma avaliação das emissões e assentamentos, bem como dos benefícios e custos a nível ambiental e económico das tecnologias que promovam a sustentabilidade dos aterros, a médio e longo prazo, são de premente relevância para a globalidade dos sistemas de confinamento de resíduos existentes e futuros.

Numa perspetiva internacional, dada a importância da sustentabilidade dos aterros e das práticas atuais, o esforço de harmonização das discrepâncias existentes na maioria dos modelos de avaliação ambiental de aterros sanitários, bem como as diferenças entre países e regiões, a disponibilidade e transparência de dados recentes de inventário de aterros, só podem ser alcançadas com o esforço conjunto dos organismos reguladores dos países e Estados, das agências regionais do ambiente, investigadores e empresas de gestão de resíduos.

Os conhecimentos obtidos e os procedimentos utilizados neste estudo são relevantes para os proprietários de aterros para uma melhor compreensão do volume de lixiviados e das características de qualidade por idade e dimensão, modelação de aterros em climas mediterrânicos, infiltração do concentrado, campanhas de monitorização e procedimentos analíticos necessários. Numa perspetiva mais ampla, os decisores políticos podem também considerar estes resultados relevantes no contexto da avaliação da legislação sobre aterros.

5.2 Limitações do estudo

As limitações deste estudo consistiram principalmente nas questões relacionadas com a obtenção de dados sobre aterros, a complexidade do sistema aterro e modelos envolvidos em termos ambientais e de avaliação ambiental e económica, bem como a engenharia de dados e ciência de dados envolvida, tendo em conta os dados existentes. De forma mais detalhada, as limitações encontradas neste estudo são indicadas nos seguintes pontos:

- Disponibilidade de dados históricos sobre aterros no que se refere a características do aterro, resíduos depositados, quantidade e qualidade de biogás e lixiviados;
- Número, complexidade, variabilidade e variáveis relacionadas com os modelos de previsão de biogás, lixiviados, assentamentos, análise de risco, análise de ciclo de vida e análise de custo de ciclo de vida, inerentes à complexidade do sistema aterro e sua envolvente;

- Tempo requerido para a recolha, limpeza e tratamento dos dados históricos de aterros tendo em conta a complexidade e número de variáveis existentes para aplicação dos modelos de AA;
- Os modelos de AA exigem uma grande quantidade de dados e dependendo dos dados utilizados a sua previsão poderá ser limitada no período temporal e sensível a alterações não previstas dos dados de entrada.

5.3 Linhas futuras de investigação

As linhas futuras de investigação vão de encontro aos passos seguintes desta investigação, no que se refere à modelação dos lixiviados e biogás nos aterros de RU nacionais e respetiva validação, com o respetivo desenvolvimento de modelos de AA, a elaboração de artigos científicos, desenvolvimento do modelo MAterS e consequente aplicação a aterros de RU nacionais. Apresentam-se de seguida as principais linhas de investigação futuras, resultantes deste trabalho:

- Avaliação dos modelos de previsão de quantidade e qualidade de lixiviados e biogás relativamente à realidade nacional e definição das alterações necessárias;
- Desenvolvimento de modelos de AA que permitam realizar a previsão de produção de resíduos, biogás e lixiviados em alternativa aos modelos gerais e comparação dos resultados;
- Elaboração de artigos científicos tendo por base a análise de tecnologias sustentáveis de aterros de RU, modelos de lixiviados e biogás e de aplicação de AA;
- Conclusão do desenvolvimento do MAterS - Modelo de Avaliação ambiental e económica da Sustentabilidade de Aterros em formato Microsoft ExcelTM;
- Aplicação e validação do MAterS a aterros de RU nacionais (e.g. características climáticas, composição física dos RU, métodos de exploração dos aterros).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abichou, T., Mahieu, K., Yuan L., Chanton, J. & Hater, G. (2007). Effects of compost biocovers on gas flow and methane oxidation in a landfill cover. *Waste Management*, 29(5), 1595–1601. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.11.007>

Abunama, T., Othman, F., Ansari, M. & El-Shafie, A. (2019). Leachate generation rate modeling using artificial intelligence algorithms aided by input optimization method for an MSW landfill. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 3368–3381. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3749-5>

Adelopo, A.O., Haris, P.I., Alo, B.I., Huddersman, K. & Jenkins, R.O. (2018). Multivariate analysis of the effects of age, particle size and landfill depth on heavy metals pollution content of closed and active landfill precursors. *Waste Management*, 78, 227–237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.040>

Afvalzorg. (2023) Landfill gas modelling. Acedido a 23 de Maio de 2023 em: <https://www.afvalzorg.com/landfill-gas/lfg-models>

Allen, A. (2000a). Attenuation Landfills – the Future in Landfilling. In: Rocznik Ochrony Środowiska - 2000 Rok. Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, Politechnika Koszalińska, 365-382.

Allen, A. (2000b). Containment landfills: the myth of sustainability. *Engineering Geology*, 60(1-4), 3-19. [https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(00\)00084-3](https://doi.org/10.1016/S0013-7952(00)00084-3)

Altman, N. & Krzywinski, M. (2015). Points of Significance: Association, correlation and causation. *Nature Methods*, 12, 899–900. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3587>

Amini, H.R., Reinhart, D.R. & Mackie, K.R. (2012). Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties. *Waste Management*, 32(2), 305-316. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.021>.

Ambirumo. (2022). *Estudo sobre a caracterização da recolha e tratamento no âmbito dos resíduos urbanos em Portugal continental*. Ambirumo. Junho de 2021. Versão editada em Fevereiro de 2022.

Andreottola, G. & Cannas, P. (1992). Chapter 9.1 - Chemical and biological characteristics of landfill leachate. In: Christensen, T.H. et al. (eds.), *Landfilling of waste: Leachate*. Elsevier Applied Science, pp.65-88.

Andreottola, G., Cossu, R. & Stegmann, R. (2019). Landfill gas generation modelling, in: *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies*. Elsevier, pp. 419–437.

APA (2015). *Resíduos Urbanos, Relatório Anual 2014*. Agência Portuguesa do Ambiente. Amadora. Novembro, 2015.

APA (2022). *Resíduos Urbanos, Relatório Anual 2022*. Agência Portuguesa do Ambiente. Amadora. Outubro, 2022.

APA (2023a). *Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos - Antecedentes*. Agência Portuguesa do Ambiente Acedido a 3 de Outubro de 2023 em:

<https://www.apambiente.pt/residuos/antecedentes>.

APA (2023b). Portuguese national inventory report on greenhouse gases, 1990-2021. Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Abril 2023. Amadora. Acedido a 26 de Agosto de 2023 em:

https://apambiente.pt/sites/default/files/_Clima/Inventarios/20230404/NIR202315%20A pril.pdf.

APA (2023c). Dados sobre resíduos urbanos. Agência Portuguesa do Ambiente Acedido a 3 de julho de 2023 em: <https://www.apambiente.pt/residuos/dados-sobre-residuos-urbanos>.

Asakura, H., Matsuto, T., & Tanaka N. (2004). Behavior of endocrine-disrupting chemicals in leachate from MSW landfill sites in Japan. *Waste Management*, 24(6), 613–622. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.02.004>

Bachus, R., Jaber, J. & Harris, J. (2002). Guidance for bioreactor design. In: *Proceedings abstracts from 2nd international landfill research symposium*, pp 59-60.

Bagastyo, A.Y., Radjenovic, J., Mu, Y., Rozendal, R.A., Batstone, D.J. & Rabaey, K. (2011). Electrochemical oxidation of reverse osmosis concentrate on mixed metal oxide (MMO) titanium coated electrodes. *Water Research*, 45(16), 4951–4959. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.06.039>

Batarseh, E.S., Reinhart, D.R. & Berge, N.D. (2010). Sustainable disposal of municipal solid waste: Post bioreactor landfill polishing. *Waste Management*, 30(11), 2170-2176. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.015>

Baun, D.L. & Christensen, T.H. (2004). Speciation of heavy metals in landfill leachate: A review. *Waste Management & Research*, 22(1), 3–23. <https://doi.org/10.1177/0734242x04042146>

BBUNR (2001). Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV). Aterro Portaria de 27 de Abril de 2009 (A, p. 900), alterada pelo artigo 2 do Decreto de 4 de março de 2016 (A, p. 382). Bundesregierung und dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Alemanha.

Beaven, R.P. (2000). The hydrogeological and geotechnical properties of household waste in relation to sustainable landfilling. Ph.D. Dissertation, University of London.

Belevi, H. & Baccini, P. (1989). Long-term behaviour of municipal solid waste landfills. *Waste Management & Research*, 7(4), 3-56. [https://doi.org/10.1016/0734-242X\(89\)90007-4](https://doi.org/10.1016/0734-242X(89)90007-4)

ben Hassen-Trabelsi, A., Kallel, A., ben Amor, E., Cherbib, A., Naoui, S. & Trabelsi, I. (2020). Up-Grading Biofuel Production by Co-pyrolysis of Landfill Leachate Concentrate and Sewage Sludge Mixture. *Waste and Biomass Valorization*, 11, 291–301. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0399-2>

Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T. & Rawe, J.M. (2007). Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management*, 27(1), 13–29. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.04.005>

Berge, N.D., Reinhart, D.R. & Townsend, T.G. (2005). The Fate of Nitrogen in Bioreactor Landfills. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 35(4), 365-399. <https://doi.org/10.1080/10643380590945003>

Berge, N.D., Reinhart D.R., ASCE, F. & Batarseh E.S. (2007). Strategy for Complete Nitrogen Removal in Bioreactor Landfills. *Journal of Environmental Engineering*, 133(12), 1117-1125. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2007\)133:12\(1117\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:12(1117))

Berge, N.D., Reinhart, D.R. & Batarseh E.S. (2009). An assessment of bioreactor landfill costs and benefits. *Waste Management*, 29(5), 1558-1567. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.12.010>

Berger, K.U. (2015). On the current state of the Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model. *Waste Management*, 38, 201-209. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.013>

Bicudo J.R. (1996). Tratamento e destino final de águas lixivantes. Curso sobre Valorização e Tratamento de Resíduos. Prevenção, Recolha Selectiva, Compostagem e Confinamento em Aterro. LNEC/APESB, Lisboa, 10-12 de Dezembro.

Bisht, T.S, Dinesh Kumar, D. & Alappat, B. J. (2020). Revised leachate pollution index (r-LPI): A tool to quantify the contamination potential of landfill leachate. *Process Safety and Environmental Protection*, 168, 1142-1154. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.10.052>

Blakey, N.C. (1992). Model prediction of landfill leachate production. In: Christensen, T.H. et al. (eds.), *Landfilling of waste*. Elsevier Applied Science, pp.17-34.

Blakey, N., Braithwaite, P., Drury, D., Hall D.H., McDougall, J. & Rosevear A. (2007). Sustainable landfill: the role of fail-safe engineering for landfill aftercare. In *Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1 - 5 October 2007.

Braungart, M., McDonough, W. & Bollinger A. (2007). Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions – a strategy for eco-effective product and system design. *Journal of Cleaner Production*, 15(13-14), 1337-1348. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.08.003>

Breiman, L., Friedman, J., Stone, C.J. & Olshen, R.A. (1984). *Classification and Regression Trees* (1st ed.). Routledge.

Breiman, L. (1996). Bagging predictors. *Machine Learning*, 24, 123–140. <https://doi.org/10.1023/A:1018054314350>

Brennan, R.B., Healy, M.G., Morrison, L., Hynes, S., Norton, D. & Clifford, E. (2016). Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. *Waste Management*, 55, 355–363. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.010>

Bolong, N., Ismaila, A.F., Salimb, M.R, & Matsuura, T. (2009). A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. *Desalination*, 239(1-3), 229-246. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.020>

Bosmans, A., Vanderreydt, I., Geysen, D. & Helsen L. (2013). The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review. *Journal of Cleaner Production*, 55, 10-23. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.032>

Box, G.E.P. & Cox, D.R. (1964). An Analysis of Transformations. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 26(2), 211–243. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1964.tb00553.x>

Butt, T.E., Lockley, E. & Oduyemi, K.O.K (2008). Risk assessment of landfill disposal sites - State of the art. *Waste Management*, 28(6), 952-964. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.05.012>

Butt, T.E., Gouda, H.M., Baloch, M.I, Paul, P., Javadi, A.A. & Alam, A. (2014). Literature review of baseline study for risk analysis - The landfill leachate case. *Environment International*, 63, 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.09.015>

Bzdok, D., Altman, N. & Krzywinski, M. (2018). Points of significance: Statistics versus machine learning. *Nature Methods*, 15, 233–234. <https://doi.org/10.1038/nmeth.4642>

Cabeças, A. (1996). Concepção, Projeto, operação e selagem de aterros sanitários e encerramento de lixeiras. Aspectos práticos. Curso sobre Valorização e Tratamento de Resíduos, Prevenção, Recolha Selectiva, Compostagem e Confinamento em Aterro. LNEC/APESB. Lisboa, 10-12 de Dezembro.

Cabeças, A. (2020). Gestão de Lixiviados. Minimização de Produção e Eficiência de Tratamento. *In: Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas (APDA) (Edição) Os Novos desafios do Saneamento* (pp. 80–88). Lisboa, março de 2020.

Calabrò, P.S., Sbaffoni, S., Orsi, S., Gentili, &, Meoni, C. (2010). The landfill reinjection of concentrated leachate: Findings from a monitoring study at an Italian site. *Journal of Hazard Materials*, 181(1-3), 962–968. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.107>

Calabrò, P.S. & Mancini, G. (2012). Possible interactions between recirculated landfill leachate and the stabilized organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management & Research*, 30(5), 551–557. <https://doi.org/10.1177/0734242X11433527>

Calabrò, P.S., Gentili, E., Meoni, C., Orsi, S. & Komilis, D. (2018). Effect of the recirculation of a reverse osmosis concentrate on leachate generation: A case study in an Italian landfill. *Waste Management*, 76, 643–651. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.007>

Canziani, R. & Cossu, R. (1989). Landfill Hydrology and Leachate Production. In *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Ed. By Thomas H. Christensen, Raffaello Cossu, Rainer Stegman. Academic Press Limited. London. ISBN: 0-12-174255-5.

CE. (1999). Diretiva 1999/31/CE do Conselho Europeu de deposição de resíduos em aterro. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L182: 1-19.

CE. (2003). Decisão do Conselho 2003/33/CE de 19 de Dezembro de 2002, que estabelece os critérios e processos de admissão de resíduos em aterros nos termos do artigo 16.º e do anexo e da Directiva 1999/31/CE. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*. L11: 27-49.

CE. (2008). Diretiva-Quadro 2008/98/CE relativa aos resíduos do Conselho Europeu de Resíduos. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L312: 3-30.

CE. (2011). Diretiva 2011/92/EU do Parlamento Europeu e do Conselho de 13 de dezembro de 2011, relativa à avaliação dos efeitos de determinados projetos públicos e privados no ambiente. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L26: 1-21.

CE, Directorate-General for Environment, Nastasi G., Zamparutti T., Lantieri A. (2017). *Study to assess the implementation by the EU Member States of certain provisions of Directive 1999/31/EC on the landfill of waste: final report*, Publications Office. Acedido a 17 de Julho de 2023 em: <https://data.europa.eu/doi/10.2779/174396>

CE. (2018a). Diretiva (UE) 2018/50, 2018. Altera a Diretiva 1999/31/EC de deposição de resíduos em aterro do Parlamento Europeu e do Conselho. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L 150:100.

CE. (2018b). *Relatório da Comissão e Parlamento Europeu, do Conselho, e Comité Económico e Social Europeu e do Comité das Regiões sobre a aplicação da legislação em matéria de resíduos, incluindo o relatório de alerta precoce relativo aos Estados-Membros em risco de incumprimento do objetivo para 2020 de preparação de resíduos urbanos para reutilização/reciclagem*. Comissão Europeia. COM/2018/656 final. Bruxelas, 24.9.2018.

CE. (2018c). Diretiva (UE) 2018/51, 2018. Altera a Diretiva 2008/98/CE relativa aos resíduos do Parlamento Europeu e do Conselho. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*. L 150:100.

CE. (2018d). Diretiva (UE) 2018/852 do Parlamento Europeu e do Conselho de 30 de maio de 2018, que altera a Diretiva 94/62/CE relativa a embalagens e resíduos de embalagens. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L 150:100.

CE. (2019). Diretiva 2004/35/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 April 2004, relativa à responsabilidade ambiental em termos de prevenção e reparação de danos ambientais e respetivas alterações. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L 143:56.

Cerminara, G., & Cossu, R. (2019). Chapter 1.2. - Waste input to landfills. In R. Cossu, & R. Stegmann (Eds), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies* (1st ed., pp. 15–40). Elsevier.

Cestaro, S., Cossu, R., Raga, R. & Rossetti, D. (2007a). Case study of application of the in situ aeration on an old landfill: results and perspectives. *Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1 - 5 October 2007.

Cestaro S., Cossu R., Raga R., Rossetti D. & Zane M. (2007b). Preliminary tests of full scale applications of in situ aeration. *Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1 - 5 October 2007.

Chamem, O., Fellner, J. & Zairi, M. (2020). Ammonia inhibition of waste degradation in landfills – A possible consequence of leachate recirculation in arid climates. *Waste Management & Research*, 38(10), 1078–1086. <https://doi.org/10.1177/0734242X20920945>

Christensen, T.H. (1989). Environmental Aspects in Sanitary Landfilling. T. H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann (Eds), *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Academic Press Limited. London. ISBN: 0-12-174255-5.

Christensen, T.H. & Kjeldsen, P. (1989). Basic Biochemical Processes in Landfill. T. H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann (Eds.), *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Academic Press Limited. London. ISBN: 0-12-174255-5.

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.J., Heron, G., Nielsen, P.H., Bjerg, P.L. & Holm, P.E. (1994). Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24(2), 119–202.

<https://doi.org/10.1080/10643389409388463>

Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H-J., & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7-8), 659–718. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)

Clavreul, J., Guyonnet, D. & Christensen, T.H. (2012). Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management*, 32(12), 2482–2495. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.008>

Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T. H., & Damgaard, A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling & Software*, 60, 18–30. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.06.007>

Climate Watch (2023). *Greenhouse Gas (GHG) Emissions*. www.climatewatchdata.org. Acedido a 4 de Julho de 2023 em:

[https://www.climatewatchdata.org/ghg-emissions?source=Climate Watch](https://www.climatewatchdata.org/ghg-emissions?source=Climate%20Watch).

Cossu, R. (2009a). I have a dream. *Waste Management*, 29(5), 1465–1466. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.01.009>

Cossu (2009b). From circles to triangles. *Waste Management*, 29(12), 2915–2917. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.002>

Cossu, R., Raga, R. & Rossetti, D. (2003). The PAF model: an integrated approach for landfill sustainability. *Waste Management*, 23(1), n. 1, 37–44. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00147-2](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00147-2)

Cossu, R., Lai, T. & Piovesan, E. (2007). Proposal of a methodology for assessing the final storage quality of a landfill. *Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 1 - 5 October 2007.

Cossu, R. (2012). The environmentally sustainable geological repository: The modern role of landfilling. *Waste Management*, 32(2), n. 2, 243–244. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.005>

Cossu, R., Ehrig, H.-J. & Muntoni, A. (2019). Chapter 10.4 - Physical-Chemical Leachate Treatment. In R. Cossu, & R. Stegmann (Eds), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies* (1st ed., pp. 575–632). Elsevier.

Cossu, R. & Grossule, V. (2019). Chapter 14.3 – Landfill bioreactors. In R. Cossu, & R. Stegmann (Eds), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies* (1st ed., 831–841). Elsevier.

Cossu, R. & Pivato, A. (2019). Chapter 16.1 – Aftercare completion: final storage quality. In R. Cossu, & R. Stegmann (Eds), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies* (1st ed., pp. 887–898). Elsevier.

Daimon, T. (2011). Box–Cox Transformation. In: M. Lovric (Ed.), *International Encyclopedia of Statistical Science*. (pp. 176–178). Springer Berlin, Heidelberg.

D-Waste (2013). *Waste Atlas – 2013 Report*. D-Waste. Acedido a 3 de Julho de 2023 em: <http://www.atlas.d-waste.com/>

D-Waste. (2014). *The world's 50 biggest dumpsites - 2014 report*. In Waste Atlas. Acedido a 3 de Julho de 2023 em: <http://www.atlas.d-waste.com/Documents/Waste-Atlas-report-2014-webEdition.pdf>.

Damgaard, A., Manfredi, S., Merrild, H., Stensøe, S. & Chistensen, T.H. (2011). LCA and economic evaluation of landfill leachate and gas technologies. *Waste Management*, 31(7), 1532–1541. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.027>

Danthurebandara, M., Van Passel, S., Vanderreydt, I. & Van Acker, K. (2015a). Assessment of environmental and economic feasibility of Enhanced Landfill Mining. *Waste Management*, 45, 433–447. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.041>

Danthurebandara M., Van Passel S., Vanderreydt I. & Van Acker K. (2015b) Environmental and economic performance of plasma gasification in Enhanced Landfill Mining. *Waste Management*, 45, 458–467. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.022>

De Almeida, R., Porto, R.F., Hinojosa, M.A.G., Sanches, L.C.M., Monteiro, B.B., et al. (2022). Monitoring of experimental landfill cells with membrane concentrate infiltration: A systematic assessment of leachate quality and treatment performance. *Process Safety and Environmental Protection*, 168, 1155–1165. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.11.003>

Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto. Estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos. Ministério do Ambiente. *Diário da República n.º 176/1998*, Série I-A de 1998-08-01.

Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de dezembro. Aprova o regime geral da gestão de resíduos, o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro e altera o regime da gestão de fluxos específicos de resíduos, transpondo as Diretivas (UE) 2018/849, 2018/850, 2018/851 e 2018/852. (2020). Presidência do conselho de ministros. *Diário da República n.º 239/2020*, 1º Suplemento, Série I de 2020-12-10.

Defra (2009). *Municipal Waste Composition: A Review of Municipal Waste Component Analyses*. Research Project Final Report developed by Resource Futures for Defra. Março 2009.

De Gioannis, G., Muntoni, A., Cappai, G. & Milia, S. (2009). Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants. *Waste Management*, 29(3), 1026-1034.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.08.016>

Dalkey, NC (1968) DELPHI. The Rand Corporation, Santa Monica.

Dho, N. Y., Koo, J. K., & Lee, S. R. (2002). Prediction of Leachate Level in Kimpo Metropolitan Landfill Site by Total Water Balance. *Environmental Monitoring and Assessment*, 73, 207–219. <https://doi.org/10.1023/A:1013142419002>

Di Maria, F., Micale, C., Sisani, L. & Rotondi, L. (2016). Treatment of mechanically sorted organic waste by bioreactor landfill: Experimental results and preliminary comparative impact assessment with biostabilization and conventional landfill. *Waste Management*, 55, 49-60. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.033>.

Donovan, S.M., Bateson, T., Gronow, J.R. & Volvoulis, N. (2010). Modelling the behaviour of mechanical biological treatment outputs in landfills using the GasSim model. *Science of The Total Environment*, 408(8), 1979-1984. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.12.011>

EEA (2013a). *Managing municipal solid waste— EU review of achievements in 32 European countries*. Relatório desenvolvido pela European Environment Agency. Copenhagen, 2013.

EEA (2013b). *Municipal waste management in Slovenia*. Relatório desenvolvido pela European Environment Agency. Fevereiro 2013.

EGF, 2013. *Relatórios Ambientais Anuais de Entidades Gestoras*. Environment Global Facilities. Janeiro de 2013.

Ehrig, H.J. & Stegmann, R. (2019). Chapter 10.2 - Leachate Quality. In R. Cossu, & R. Stegmann (Eds), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies* (1st ed., pp. 511–539). Elsevier

Ekvall, T. (2005). Introduction to the special issue: "Environmental Assessments and Waste Management". *Journal of Cleaner Production*, 13(3), n. 3, 209-211.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.017>

El-Fadel, M., Findikakis, A.N & Leckie, J.O. (1996a). Numerical Modelling of Generation and Transport of Gas and Heat in Landfills I. Model Formulation. *Waste Management & Research*, 14(5), 483–504. <https://doi.org/10.1177/0734242X9601400506>

El-Fadel, M., Findikakis, A.N & Leckie J.O. (1996b). Numerical Modelling of Generation and Transport of Gas and Heat in Sanitary Landfills Ii. Model Application. *Waste Management & Research*, vol. 14(6), 537-551. <https://doi.org/10.1177/0734242X9601400603>

El-Fadel, M., Findikakis, A.N & Leckie, J.O. (1997). Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management*, 50(1), 1–25.
<https://doi.org/10.1006/jema.1995.0131>

El-Fadel, M. & Houry, R. (2000). Modeling Settlement in MSW Landfills: A Critical Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(3), 327–361.
<https://doi.org/10.1080/10643380091184200>

El-Fadel, M., Boud-Zeid, E., Chahine, W. & Alayli, B. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, 22(3), 269-282. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00040-X)

Environment Agency (1996). *LandSim Performance Simulation by Monte Carlo Method* (A LandSim Software Manual). Golder Associates Ltd. Acedido em 10 de Março de 2016 em www.epa.gov.

Environment Agency (2003). *The development of landsim 2.5*. National Groundwater and Contaminated Land Centre. Golder Associates. Environment Agency. Setembro de 2003.

Environment Agency (2009). *Evidence – A technical assessment of leachate recirculation*. Report: SC030144/R6. Environment Agency. Novembro de 2009.

Emkes, H., Coulon, F., Wagland, S. (2015). A decision support tool for landfill methane generation and gas collection. *Waste Management*, 43, 307-318.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.003>

EPA (2018). *National Overview: Facts and Figures on Materials, Wastes and Recycling / US EPA*. US Environmental Protection Agency. Acedido em 3 de Julho de 2023 em <https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/national-overview-facts-and-figures-materials#NationalPicture>.

EPA (2014). *Leaching Test Relationships, Laboratory-to-Field Comparisons and Recommendations for Leaching Evaluation using the Leaching Environmental Assessment Framework (LEAF)*. US Environmental Protection Agency. EPA-600/R-14/061. Outubro de 2014.

- EPA (2020). *Hydrologic Evaluation of Landfill Performance: HELP 4.0 User Manual*. US Environmental Protection Agency Acedido em 14 de Julho de 2023 em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-10/documents/the_hydrologic_evaluation_of_landfill_performance_help_4.0_manual_v2.pdf
- ERSAR. (2022). *Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (2022), Volume 1 – Caracterização do setor de águas e resíduos*. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR). Fevereiro de 2023. ISBN: 978-989-8360-43-4.
- Ergene, D., Aksoy, A. & Dilek Sanin, F. (2022). Comprehensive analysis and modeling of landfill leachate. *Waste Management*, 145, 48–59. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.04.030>
- Erses, A.S., Onay, T. & Yenigun, O. (2008). Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. *Bioresource Technology*, 99(13), 5418–5426. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.008>
- Eurostat (2013). *Typical charge (gate fee and landfill tax) for legal landfilling of non-hazardous municipal waste in EU Member States and regions*. Eurostat. Acedido em 21 de Março de 2016 em: www.ec.europa.eu/eurostat.
- Eurostat (2023a). *Waste generated by households by year and waste category (ten0010)*. Eurostat. Acedido em 17 de Julho de 2023 em: <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/TEN00110>
- Eurostat (2023b). *Landfill rate of waste excluding major mineral wastes (ten00138)*. Eurostat. Acedido em 17 de Julho de 2023 em: <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/TEN00110/>
- Everitt, B.S., Dunn, G. & Wiley, J. (2001). *Applied Multivariate Data Analysis*. Second Edition. John Wiley & Sons.
- Executable Books Community (2020). *Jupyter Notebook (v0.10)*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.4539666>.
- Fallah, B., Ng, K.T.W., Vu, H.L., & Torabi ,F. (2020). Application of a multi-stage neural network approach for time-series landfill gas modeling with missing data imputation. *Waste Management*, 116, 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.034>
- Fang, C., Long, Y. & Shen, D. (2009). Comparison on the removal of phthalic acid diesters in a bioreactor landfill and a conventional landfill. *Bioresource Technology*, 100(23), 5664–5670. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.06.039>
- Faour, A.A., Debra R. Reinhart, D.R. & You, H. (2007). First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills. *Waste Management*, 27(7), 946-953.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.05.007>

Fellner, J. & Brunner, P.H. (2010). Modeling of leachate generation from MSW landfills by a 2-dimensional 2-domain approach. *Waste Management*, 30(11), 2084-2095.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.020>

Feng, S.-J., & Zheng, Q.-T. (2015). A two-dimensional gas flow model for layered municipal solid waste landfills. *Computers and Geotechnics*, 63, 135–145.

<https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2014.09.004>

Fenn, D., Hanley, K., & DeGeare, T.V. (1975). *Use of the water-balance method for predicting leachate generation from solid-waste-disposal sites*. US- EPA Solid Waste Management Series (SW-168). Acedido a 28 de Julho de 2023 em:

<https://api.semanticscholar.org/CorpusID:140580666>.

Fernandes, A., Labiadh, L., Ciriaco, L., Pacheco, M.J., Gadri, A., Ammar, S. & Lopes, A. (2017). Electro-Fenton oxidation of reverse osmosis concentrate from sanitary landfill leachate: Evaluation of operational parameters. *Chemosphere*, 184, 1223–1229.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.088>

Foo, K.Y. & Hameed, B.H. (2009). An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 54–60.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.038>

Fresner, J. (1998). Cleaner production as a means for effective environmental management. *Journal of Cleaner Production*, 6(3-4), 171-179. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(98\)00002-X](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(98)00002-X)

Fricke, K., Santen, H. & Wallmann, R. (2005). Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. *Waste Management*, 25(8), 799–810.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.12.018>

Fukuoka Prefecture. (2020). *Guide to Introducing the Fukuoka Method for Final Waste Disposal Sites - Semi-aerobic Landfill Concept*. Fukuoka Prefecture. Acedido em 4 de Julho de 2023 em https://www.pref.fukuoka.lg.jp/uploaded/life/640985_61334511_misc.pdf.

Gaurc, J.-P., Camp, S, Viswanadham, B.V.S. & Rajesh, S. (2010). Deformation behavior of clay cap barriers of hazardous waste containment systems: full-scale and centrifuge tests. *Geotextiles and Geomembranes*, 28(3), 281–291.

<https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2009.09.014>

Gerbert, J. & Groengroeft, A. (2006). Passive landfill gas emission – Influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters. *Waste Management*, 26(3), 245-251. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.01.022>

- Google, 2022. *Google Earth 7.3 version* (software). Google.
- Gravitis J. (2007). Zero techniques and systems - ZETS strength and weakness. *Journal of Cleaner Production*, 15(13-14), 1190-1197. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.07.038>
- GR. (2002). Υ.Α.Η.Π. 29407/3508/2002 - Μέτρα και όροι για την υγειονομική ταφή των αποβλήτων. ACNUR & 29407/3508/2002 - Medidas econdições para a deposição de resíduos de 16 de Dezembro de 2002. Acordão de Ministros da Economia e Finanças do Interior, Administração Pública e Descentralização de Desenvolvimento Ambiente, do Ordenamento e Obras Públicas, de Saúde e Bem-Estar. Grécia. GG-B 1572.
- GRBC. (2002). *Arrêté du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale concernant la mise en décharge des déchets*. Région de Bruxelles-Capitale. 17-05-2002, n.º 2002031208, p. 21065.
- Gregory, R.G., Attenborough, G.M., Hall, D.H. & Deed, C. (2003). The validation and development of an integrated landfill gas risk model: GASSIM. *Proceedings of Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula. CISA, Environmental Sanitary Engineering Center, Cagliari: Italy, 6–10, October 2003.
- Grossule, V., Morello, L., Cossu, R. & Lavagnolo, M.C. (2018). Bioreactor landfills: comparison and kinetics of the different systems. *Detritus*, 3, 100-113. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13703>
- Gout, E., Monnot, M., Boutin, O., Vanloot, P., Claeys-Bruno, M. & Moulin, P. (2022). Assessment and optimization of wet air oxidation for treatment of landfill leachate concentrated with reverse osmosis. *Process Safety and Environmental Protection*, 162, 765–774. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.04.046>
- Haydar, M. & Khire, M. (2007). Leachate Recirculation Using Permeable Blankets in Engineered Landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 133(4), 360-371. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2007\)133:4\(360\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2007)133:4(360))
- Hasan, M.K., Alam, M.A., Roy, S., Dutta, A., Jawad, M.T. & Das, S. (2021). Missing value imputation affects the performance of machine learning: A review and analysis of the literature (2010–2021). *Informatics in Medicine Unlocked*, 27, 100799. <https://doi.org/10.1016/j.imu.2021.100799>
- Hashemi, M., Kavak, H. I., Tsotsis, T. T., & Sahimi, M. (2002). Computer simulation of gas generation and transport in landfills—I: quasi-steady-state condition. *Chemical Engineering Science*, 57(13), 2475–2501. [https://doi.org/10.1016/S0009-2509\(02\)00142-2](https://doi.org/10.1016/S0009-2509(02)00142-2)
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Friedman, J. (2009). *The Elements of Statistical Learning - Data Mining, Inference, and Prediction*, 2nd ed. Springer Science+Business Media, LLC, New York.

He, R., Wei, X.M., Tian, B.H., Su, Y. & Lu, Y.L. (2015a). Characterization of a joint recirculation of concentrated leachate and leachate to landfills with a microaerobic bioreactor for leachate treatment. *Waste Management*, 46, 380–388.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.006>

He, R., Tian, B.H., Zhang, Q.Q., Zhang, H.T. (2015b). Effect of Fenton oxidation on biodegradability, biotoxicity and dissolved organic matter distribution of concentrated landfill leachate derived from a membrane process. *Waste Management*, 38, 232–239.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.006>

Hendrych, J., Hejralová, R., Kroužek, J., Špaček, P. & Sobek, J. (2019). Stabilisation/solidification of landfill leachate concentrate and its residue obtained by partial evaporation. *Waste Management*, 95, 560–568. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.046>

Heyer, K.-U., Hupe, K. & Stegmann, R. (2005). Landfill aftercare – scope for actions, duration, costs and quantitative criteria for the completion. *Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 3 - 7 October 2005. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.

Heyer K.-U., Hupe K. & Stegmann R. (2013). Methane emissions from MBT landfills. *Waste Management*, 33(9), 1853–1860. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.012>

Hoornweg, D. & Bhada-Tata, P. (2012). *What a Waste—A Global Review of Solid Waste Management*. Urban development series; knowledge papers no. 15. World Bank, Washington, DC. <http://hdl.handle.net/10986/17388> License: CC BY 3.0 IGO.

Hoque, M.M. & Rahman, M.T.U. (2020). Landfill area estimation based on solid waste collection prediction using ANN model and final waste disposal options. *Journal of Cleaner Production*, 256, 120387. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120387>

Hrad, N.D., Huber-Humer, M., Wimmer, B. & Reichenauer, T.G (2012). Design of top covers supporting aerobic in situ stabilization of old landfills – An experimental simulation in lysimeters. *Waste Management*, 32(12), 2324–2335.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.004>

Huang, S., Li, L., Zhu, N., Lou, Z., Liu, W., Cheng, J., Wang, H., Luo, P. & Wang, H. (2020). Removal and recovery of chloride ions in concentrated leachate by Bi(III) containing oxides quantum dots/two-dimensional flakes. *Journal of Hazardous Materials*, 382, 121041.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121041>

Hudson, A.P, White, J.K., Beaven, R.P. & Powrien, W. (2004). Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste. *Waste Management*, 24(3), 259–269.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.12.003>

Hunee, S.Y., Akgul, D., Demir, G. & Mertoglu, B. (2012). Solidification/stabilization of landfill leachate concentrate using different aggregate materials. *Waste Management*, 32(7), 1394–1400. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.010>

Hupe, K., Heyer, K., & Stegmann, R. (2003). Water infiltration for enhanced in situ stabilization. *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 6 - 10 October 2003. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.

Hunter, J.D. (2007). Matplotlib: A 2D Graphics Environment. *Computing in Science and Engineering*, 9(3), 90–95. <https://doi.org/10.1109/MCSE.2007.55>

Ialongo, C. (2016). Understanding the effect size and its measures. *Biochemia Medica (Zagreb)*, 26, 150–163. <https://doi.org/10.11613/bm.2016.015>

IM (2013). *Besluit n.º55 van 20 januari 1993, houdende regels inzake het storten van afvalstoffen (Stortbesluit bodembescherming) wijziging Besluit n.º441 van 1, januari 2013*. Decreto n.º 55 de 20 de janeiro de 1993, que contém regras sobre a deposição de resíduos (Decreto aterro Protecção do solo) alterado pelo Decreto n.º 441 de 1 de Janeiro de 2013. Infrastructuur en Milieu. Países Baixos.

Indelicato, S., Bongiorno, D., Tuzzolino, N., Mannino, M.R., Muscarella, R., et al. (2018). Multivariate analysis of historical data (2004–2013) in assessing the possible environmental impact of the Bellolampo landfill (Palermo). *Environmental Monitoring and Assessment*, 190, 216. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6594-6>

INR (2000). *Plano de acção para os Resíduos Sólidos Urbanos 2000-2006*. Instituto dos Resíduos (agora Agência Portuguesa do Ambiente), Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território, Lisboa.

IPCC. (2006). *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 5, Waste*. Ehhlestone S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., & Tanabe, K. (eds). Published: IGES, Japan. Acedido em 12 de Maio de 2023 em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>.

IPCC. (2019). *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 5, Waste*. Calvo Buendia E., Tanabe K., Kranjc A., Baasansuren J., Fukuda M., Ngarize S., Osako A., Pyrozhenko Y., Shermanau P. & Federici S. (eds). Published: IPCC, Switzerland. Acedido em 12 de Maio de 2023 em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol5.html>.

Ishii K., & Furuichi T. (2013). Estimation of methane emission rate changes using age-defined waste in a landfill site. *Waste Management*, 33(9), 1861–1869.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.011>

Ishigaki, T., Nakanishi, A., Tateda, M., Ike, M. & Fujita, M. (2003). Application of Bioventing to Waste Landfill for Improving Waste Settlement and Leachate Quality - A Lab Scale Model Study. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, 29, 230-238.

Jain, P., Townsend, T. & Tolaymat, T.M. (2010a). Steady-state design of vertical wells for liquids addition at bioreactor landfills. *Waste Management*, 30(11), 2022-2029.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.020>

Jain, P., Townsend, T. & Tolaymat, T.M. (2010b). Steady-state design of horizontal systems for liquids addition at bioreactor landfills. *Waste Management*, 30(12), 2560-2569.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.024>

Jain, P., Ko, J.H., Kumar, D., Powell, J., Kim, H., Maldonado, L., Townsend, T. & Reinhart, D.R. (2014). Case study of landfill leachate recirculation using small-diameter vertical wells. *Waste Management*, 34(11), 2312-2320. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.07.005>

Jones, P.T., Geysen, D., Tielemans, Y., Passel, S.V., Pontikes, Y. et al. (2013). Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 55, 45-55. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.021>

Johnson, R.A. & Wichern, D.W. (2002). *Applied Multivariate Statistical Analysis*, 5th ed. Prentice-Hall, NJ.

K. (2004). *Määrus Keskkonnaminister 29.04.2004, No 38, Prügila rajamise, kasutamise ja sulgemise nõuded. No 38*. Regulação do Ministro do Ambiente 29.04.2004, No 38, sobre a construção, operação e encerramento de aterros. Estónia. RTL 2004, 56, 938.

Kamalan, H., Sabour, M. & Shariatmadari, N. (2011). A Review on Available Landfill Gas Models. *Journal of Environmental Science and Technology*, 4, 79-92.

<https://doi.org/10.3923/jest.2011.79.92>

Kelleher, J.D., Mac Namee & B., D'Arcy, A., (2015). *Fundamentals of machine learning for predictive data analytics*. MIT Press, Cambridge.

Keyikoglu, R., Karatas, O., Rezanian, H., Kobya, M., Vatanpour, V. & Khataee, A. (2021). A review on treatment of membrane concentrates generated from landfill leachate treatment processes. *Separation and Purification Technology*, 259, 118182.

<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.118182>

Khire, M.V., Benson, C.G. & Bosscher, P.J. (1997). Water balance modeling of earthen final covers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 123(8), 744-754.

[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(1997\)123:8\(744\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(1997)123:8(744))

Khire, M.V & Kaushik, T. (2012). Experimental and numerical evaluation of liquid injection using horizontal trench system for bioreactor landfills. *GeoCongress 2012. ASCE Geotechnical Special Publication No. 225: Geotechnical Engineering State of the Art and Practice*, Oakland, 27-29 Março 2012.

Khire, M.V. & Mukherjee, M. (2007). Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills. *Waste Management*, 27(9), 1233-1247. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.07.010>

Kindlein, J., Dinkler, D., & Ahrens, H. (2006). Numerical modelling of multiphase flow and transport processes in landfills. *Waste Management & Research*, 24(4), 376–387. <https://doi.org/10.1177/0734242X06065506>

Kim, H. & Townsend, T.G. (2012). Wet landfill decomposition rate determination using methane yield results for excavated waste samples. *Waste Management*, 32(7), 1427–1433. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.017>

Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A. & Christensen, T.H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336. <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>

Kling, T. & Korkealaakso, J. (2006). Multiphase modelling and inversion methods for controlling landfill bioreactor. *Proceedings of THOUGH Symposium 2006*. Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, 15-17 Maio 2006.

KM (2001). 22/2001. (X.10.) KöM rendelet e hulladéklerakással, valamint e hulladéklerakóval kapcsolatos egyes szabályokról és feltételekről. Regulamento 22/2001 (X.10), do Ministério do Meio Ambiente de regras de deposição de resíduos em aterros sanitários e de condições e cuidados após encerramento. KöM. Hungria.

KM (2006). 20/2006. (IV.5.) KöM rendelet e hulladéklerakás, valamint e hulladéklerakók lezárásának és utógondozásának szabályairól és egyes feltételeiről. Regulamento 20/2006 (IV.5.) do Ministério do Meio Ambiente de regras de deposição de resíduos em aterros sanitários e de condições e cuidados após encerramento, que altera o Regulamento 22/2001 (X.10). KöM. Hungria.

Knox, K., Beaven, R.P. & Cossu, R. (2019). Chapter 12.1 – Leachate recirculation: History, objectives, and conceptual design. In R. Cossu, & R. Stegmann (Eds), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies* (1st ed., pp. 691–700). Elsevier

Kok, B., Krom, A.H. & Scharff, H. (2007). The role of sustainable landfill in future waste management systems. *Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1 - 5 October 2007.

Kolev, A. (2007). *Municipal solid waste management in Bulgaria from a systems perspective*. Master of Science Thesis. Stockholm.

Komilis, D.P., Ham, R.K. & Stegmann, R. (1999). The effect of municipal solid waste pretreatment on landfill behavior: a literature review. *Waste Management & Research*, 17(1), 10–19. <https://doi.org/10.1177/0734242X9901700103>

Komilis, D. & Athiniotou, A. (2014). A water budget model for operating landfills: an application in Greece. *Waste Management & Research*, 32(8), 717–25. <https://doi.org/10.1177/0734242x14545505>

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15, 259–263.

Kruempelbeck, I. & Ehrig H., (1999). Long-term behaviour of municipal solid waste landfills in Germany. *Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium* (Ed. Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R.) CISA Publisher Vol. 1, 27–36.

Krzywinski, M. & Altman, N. (2014a). Points of significance: Analysis of variance and blocking. *Nature Methods*, 11, 699–700. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3005>

Krzywinski, M. & Altman, N. (2014b). Points of Significance: Two-factor designs. *Nature Methods*, 11, 1187–1188. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3180>

Kuehr (2007). Towards a sustainable society: United Nations University's Zero Emissions Approach. *Journal of Cleaner Production*, 15(13–14), 1198–1204. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.07.020>

Kumar, D. & Alappat, B.J. (2003). A technique to quantify landfill leachate pollution. *Proceedings Sardinia 2003, 9th International Waste Management and Landfill Symposium*, 6–10 outubro de 2003, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy.

Kumar, D. & Alappat, B.J. (2005). Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 7, 190–197. <https://doi.org/10.1007/s10098-004-0269-4>

Labiadh, L., Fernandes, A., Ciriaco, L., Pacheco, M.J., Gadri, A., Ammar, S. & Lopes, A. (2016). Electrochemical treatment of concentrate from reverse osmosis of sanitary landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 181, 515–521. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.069>

Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bersntad, A., Niero, M. et al. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573–588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>

Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J.W.F. & Barlaz, M.A. (2012). A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste Management*, 32(3), 498-512. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.010>

Lebron, Y.A.R., Moreira, V.R., Brasil, Y.L., Silva, A.F.R., Santos, L.V. de S., Lange, L.C. & Amaral, M.C.S. (2021). A survey on experiences in leachate treatment: Common practices, differences worldwide and future perspectives. *Journal of Environmental Management*. 288, 112475. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112475>

Lee, S. & Lee, D.K. (2018). What is the proper way to apply the multiple comparison test? *Korean Journal of Anesthesiology*, 71(5), 353-360. <https://doi.org/10.4097/kja.d.18.00242>

Lei n.º 52/2021, de 10 de agosto. Alteração, por apreciação parlamentar, ao Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de dezembro, que aprova o regime geral da gestão de resíduos, o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro e altera o regime da gestão de fluxos específicos de resíduos, transpondo as Diretivas (UE) 2018/849, 2018/850, 2018/851 e 2018/852. (2021). *Diário da República n.º 154/2021*, Série I de 2021-08-10, páginas 5 – 106.

Levy, J. Q. & Cabeças, A. J. (2006). *Resíduos sólidos urbanos – princípios e processos*. AEPSA. Lisboa. pp. 331.

Li, H., Sanchez, R., Joe, Q., S.J., Kavak, H.I., Webster, I.A., Tsotsis, T.T., & Sahimi, M. (2011). Computer simulation of gas generation and transport in landfills. V: Use of artificial neural network and the genetic algorithm for short- and long-term forecasting and planning. *Chemical Engineering Science*, 66(12), 2646–2659.

Li, H. & Liu, H., (2021). Treatment and recovery methods for leachate concentrate from landfill and incineration: A state-of-the-art review. *Journal of Cleaner Production*, 329, 129720. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129720>

Li, J., Zhao, L., Qin, L., Tian, X., Wang, A., Zhou, Y., Meng, L. & Chen, Y. (2016). Removal of refractory organics in nanofiltration concentrates of municipal solid waste leachate treatment plants by combined Fenton oxidative-coagulation with photo - Fenton processes. *Chemosphere*, 146, 442–449. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.069>

Li, X., Zhu, W., Wu, Y., Wang, C., Zheng, J., Xu, K. & Li, J., (2015). Recovery of potassium from landfill leachate concentrates using a combination of cation-exchange membrane electrolysis and magnesium potassium phosphate crystallization. *Separation and Purification Technology*, 144, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.01.035>

LGGDL (2003). *Règlement grand-ducal du 24 février 2003 concernant la mise en décharge des déchets*. Le Gouvernement du Grand-Duché de Luxembourg. Mém. A - 34 du 07 mars 2003, 546.

LMOP. (2021). *LFG Energy Project Development Handbook*. Landfill Methane Outreach Program (LMOP). Acedido a 28 de Julho de 2023 em: <https://www.epa.gov/lmop/landfill-gas-energy-project-development-handbook>.

Lobo, A., Lantaró, N.J.H, Fernández, O.M, Monzón, I.T. & Lamia, M.F. (2002). Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 1: Hydrology). *Waste Management & Research*, 20(2), 198-210. <https://doi.org/10.1177/0734242X0202000211>

Lobo, A. & Monzón, I.T. (2007). MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills. *Environmental Modelling & Software*, 22(1), 59-72. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.11.003>

Longa, Y., Shenb, D., Wanga, T. & Lu, W. (2010). Migration behavior of Cu and Zn in landfill with different operation modes. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3), 883–890. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.087>

LRAM (2000). *Įsakymas Nr. 444 dėl atliekų sąvartynų įrengimo, eksploatavimo, uždarymo ir priežiūros po uždarymo taisyklių patvirtinimo*. Regulação N.º 444 sobre a construção, exploração, encerramento e manutenção após encerramento de aterros. Lietuvos Respublikos Aplinkos Ministras. Lituânia. Įsakymas paskelbtas: Žin. 2000, Nr. 96-3051.

MA (2003). *Decreto legislativo 13 gennaio 2003, n. 36. Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti*. Gazzetta ufficiale n. 59, Supplemento Ordinario n. 40.

Ma, S., Zhou, C., Pan, J., Yang, G., Sun, C., Liu, Y., Chen, X. & Zhao, Z. (2022). Leachate from municipal solid waste landfills in a global perspective: Characteristics, influential factors and environmental risks. *Journal of Cleaner Production*, 333, 130234. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.130234>

Mali Sandip, T., Khare Kanchan, C. & Biradar Ashok, H. (2012). Enhancement of methane production and bio-stabilisation of municipal solid waste in anaerobic bioreactor landfill. *Bioresource Technology*, 110, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.027>

Manasaki, M., Palogos, I., Chourdakis, I., Tsafantaki,s K. & Gikas P. (2021). Techno-economic assessment of landfill gas (LFG) to electric energy: Selection of the optimal technology through field-study and model simulation. *Chemosphere*, 269, 128688. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128688>

Mandal, P., Dubey, B.K. & Gupta, A.K. (2017). Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. *Waste Management*, 69, 250-273. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.034>

Manfredi, S. & Christensen, T.H. (2009). Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA modelling. *Waste Management*, 29, 32-43.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.02.021>

Manfredi, S., Niskanen, A. & Christensen, T.H. (2009). Environmental assessment of gas management options at the Old Ämmässuo landfill (Finland) by means of LCA-modeling (EASEWASTE). *Waste Management*, 29(5), 1588-1594.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.10.005>

Martinho, M.G. & Gonçalves, G. (2000). *Gestão de Resíduos*. Universidade Aberta. Lisboa. ISBN: 978-972-674-503-7.

Martinho, G. (Coord.), Santana, F., Santos, J., Brandão, A., Santos, I. (2008). *Gestão de Lixiviados de aterros de RSU*. Relatório Técnico n.º 3/2008, Edição da Faculdade de Ciências e Tecnologia e Instituto Regulador de Águas e Resíduos (ISBN 978-989-95392-5-9).

MATE (1997). Arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux. *JORF n°229* du 2 octobre 1997, 14292.

MATE (2002). Arrêté du 30 décembre 2002 relatif e stockage de déchets dangereux. *JORF n°90* du 16 avril 2003, n° 14, 6752.

MATE (2010). Arrêté du 28 octobre 2010 relatif aux installations de stockage de déchets inertes. *JORF n°0265* du 16 novembre 2010, n° 26, 20388

Mathlener, R.A, Heimovaara, T., Oonk, H., Luning L., Van der Sloot, H.A. et al. (2006). *Opening the Black Box- Summary of the Sustainable Landfill project*. Dutch Sustainable Landfill Foundation and Dutch Waste Management Association- May 2006. Acedido em 12 de Maio de 2016 em <http://www.sustainablelandfilling.com>.

Matsufuji, Y. & Tachifuji, E., 2007. The history and status of semi-aerobic landfills in Japan and Malaysia. In: R. Stegmann & M. Ritzkowski (Eds.), *Landfill Aeration*. IWWG Monograph. CISA, ISBN: 978-88-6265-002-1.

Matsufuji, Y., Tanaka, A. & Cossu, R. (2019). Chapter 14.2 - Semiaerobic landfilling. In R. Cossu, & R. Stegmann (Eds), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies* (1st ed., pp. 807–830). Elsevier.

Matsuto T., Zhang X., Matsuo T. & Yamada S. (2015). Onsite survey on the mechanism of passive aeration and air flow path in a semi-aerobic landfill. *Waste Management*, 36, 204-212.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.007>

McBean, E.A., Rovers, F.A. & Farquar, G. J. (1995). *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Prentice Hall PTR. Prentice-Hall Inc. USA.

McCreanor, P.T. & Reinhart, D.R. (1996). Hydrodynamic modeling of leachate recirculating landfills. *Water Science and Technology*, 34(7-8), 463-470.

[https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(96\)00779-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(96)00779-2)

McCreanor, P.T. & Reinhart, D.R. (2000). Mathematical modelling of leachate routing in leachate recirculating landfill. *Water Resources*, 34(4), 1285-1295.

[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00243-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00243-2)

MEHLG (2004). S.E. No. 395/2004 - *Waste Management (Licensing) Regulations 2004*. Minister for the Environment, Heritage and Local Government. Statutory Office of Dublin. Irlanda. Prn.3024.

MEPA (2002). *Subsidiary Legislation 504.53, Waste Management (Landfill) Regulations, Legal Notice 168 of 2002, as amended by Legal Notices 289 of 2002 and 70, 146, 426 of 2007 and 150 of 2013*. Malta Environment and Planning Authority. Malta.

MG (2011). Noteikumi Nr.1032, Atkritumu poligonu ierīkošanas, atkritumu poligonu un izgāztuvju apsaimniekošanas, slēgšanas un rekultivācijas noteikumi. Regulamento n.º 1032, Regras de aterros de resíduos, gestão de aterros sanitários e de aterro, e encerramento e reabilitação. Ministru kabineta. Letónia. "*Latvijas Vēstnesis*", 205 (4603), 30.12.2011.

MM (2013). BEK nr 650 af 29/06/2001 på lossepladser og gennemførelse af Direktiv 1999/31/CE. Despacho n.º 1049 de 2013/08/28 sobre aterros e transposição da Diretiva 1999/31/CE. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen, Dinamarca. *j.nr. MST-720-00014*.

MMA (2002). Real Decreto 1481/2001, de 27 de Diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. Ministério do Medio Ambiente. *BOE*, n.º25, 3507-3521.

MMA (2009). Real Decreto 1304/2009, de 31 de julio, por el que se modifica el Real Decreto 1481/2001, de 27 de Diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante el depósito en vertedero. Ministério do Medio Ambiente. *BOE*, n.º185, 65671-65672.

MOCB (2004). *НАРЕДБА № 8 от 24 август 2004, за условията и изискванията за изграждане и експлоатация на депа и на други съоръжения и инсталации за оползотворяване и обезвреждане на отпадъци*. Regulamento N.º 8, de 24 de agosto de 2004, relativo às condições e requisitos para a construção e exploração de aterros sanitários e de outros equipamentos e instalações destinados à valorização e eliminação de resíduos. Ministério do Ambiente da Bulgária.

Morello, L., Raga, R., Lavagnolo, M.C., Pivato, A., Ali, M., Yue, D. & Cossu, R. (2017). The S.An.A.® concept: Semi-aerobic, Anaerobic, Aerated bioreactor landfill. *Waste Management*, 67, 193-202. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.006>

Morello, L., Cossu, R., Raga, R., Pivato, A., & Lavagnolo, M.C. (2016). Recirculation of reverse osmosis concentrate in lab-scale anaerobic and aerobic landfill simulation reactors. *Waste Management*, 56, 262–270. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.030>

Mohsen, R.E & Abbassi B. (2020). Prediction of greenhouse gas emissions from Ontario's solid waste landfills using fuzzy logic based model. *Waste Management*, 102, 743-750. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.035>

Moody, C.M. & Townsend, T.G. (2017). A comparison of landfill leachates based on waste composition. *Waste Management*, 63, 267–274. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.020>

Morris, J.W.F., Crest, M., Barlaz, M.A., Spokas, K.A., Akerman, A. & Yuan, L. (2012). Improved methodology to assess modification and completion of landfill gas management in the aftercare period. *Waste Management*, 32(12), 2364-2373. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.017>

Mohri, M., Rostamizadeh, A. & Talwalkar, A. (2018). *Foundations of Machine Learning*, 2nd ed. MIT Press, Cambridge.

Mou, Z., Scheutz, C. & Kjeldsen, P. (2015). Evaluating the methane generation rate constant (k value) of low-organic waste at Danish landfills. *Waste Management*, 35, 170-176. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.003>

MZ (2005). *Vyhláška 295/200ze dne 11. července 2005 e podmínkách ukládání odpadů na skládky e jejich využívání na povrchu terénu e změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., e podrobnostech nakládání s odpady*. Decreto n. ° 5 de 11 de julho sobre as condições de aterro e sua utilização na superfície do solo e alteração do Decreto nº 383/2001 sobre os detalhes da gestão de resíduos. Ministerstvo životního. República Checa.

MZOPUG (2007). *Pravilnik broj 117/07 e načinima e uvjetima odlaganja otpada, kategorijama e uvjetima rada za odlagališta otpada*. Regulamento n. ° 117/07 sobre o modo e condições de eliminação de resíduos, as categorias e requisitos operacionais de aterros para resíduos. Ministarstvo Zaštite Okoliša, Prostornog Uređenja e Graditeljstva. Croácia. 3418.

NOOA (2022). *Koppen-Geiger Climate Changes - 1901 - 2100 - Science on a Sphere*. Acedido a 29 de dezembro de 2022 em <https://sos.noaa.gov/catalog/datasets/koppen-geiger-climate-changes-1901-2100>.

Obersteiner, G., Binner, E., Mostbauer, P. & Salhofer, S. (2007). Landfill modelling in LCA – A contribution based on empirical data. *Waste Management*, 27(8), S58–S74. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.018>

OCDE (2000). Environmental performance reviews (1st Cycle). Conclusions and recommendations 32 Countries (1993-2000). *Organization for Economic Cooperation and Development. WPEP*, Novembro 2000.

Oldenburg, C.M. (2001). *T2LBM: landfill bioreactor model for TOUGH2 version 1.0*, Lawrence Berkeley National Laboratory Report LBNL-47961, Abril 2001.

Olsen, S.I., Christensen, F.M., Hauschild, M., Pedersen, F., Larsen, H.F. & Tørsløv, J. (2001). Life cycle impact assessment and risk assessment of chemicals — a methodological comparison. *Environmental Impact Assessment Review*, 21(4), 385–404.
[https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(01\)00075-0](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(01)00075-0)

Oonk, H., & Boom, T. (1995). Validation of landfill gas formation models. *Studies in Environmental Science*, 65, 597-602. [https://doi.org/10.1016/S0166-1116\(06\)80251-7](https://doi.org/10.1016/S0166-1116(06)80251-7)

Oonk, H, Weenk, A., Coops, O. & Luning, L. (1994) *Validation of landfill gas formation models*. TNO-report no 94-315, TNO-Apeldoorn, The Netherlands.

Oonk, H. (2010). *Literature Review: Methane from Landfills Methods To Quantify Generation, Oxidation, and Emission*. Final report developed by Innovations in Environmental Technology for the Sustainable Landfill Foundation. Accessed a 26 de Julho 2023 em: <https://www.afvalzorg.nl/content/uploads/2018/03/Methane-from-landfill-Methods-to-quantify-generation-oxidation-and-emission.pdf>

Ozkaya, B., Demir, A., & Bilgili, M. (2007). Neural network prediction model for the methane fraction in biogas from field-scale landfill bioreactors. *Environmental Modelling & Software*, 22(6), 815–822. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.03.004>

Pablos, M.V., Martini, F., Fernández, C., Babín, M.M., Herraiz, I., Miranda, J., et al. (2011). Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. *Waste Management*, 31(8), 1841–1847.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.022>

Pantini, S., Verginelli, I., Lombardi, F., Scheutz, C. & Kjeldsen, P. (2013). Assessment of biogas production from MBT waste under different operating conditions. *Waste Management*, 43, 37–49. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.019>

Pantini, S., Verginelli, I. & Lombardi, F. (2014). A new screening model for leachate production assessment at landfill sites. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 1503–1516. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0344-7>

Passamani, G., Ragazzi M. & Torretta V. (2016). Potential SRF generation from a closed landfill in northern Italy. *Waste Management*, vol. 47, Part B, 157-163.

Perrier E.R. & Gibson, E.C. (1981). *Hydrologic simulation on solid waste disposal sites*. Report no. EPA-530/SW-868. USEPA.

Peters, T.A. (1998). Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination*, 119(1-3), 289–293. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(98\)00171-4](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(98)00171-4)

Price, G.A., Barlaz, M.A. & Hater, G.R. (2003). Nitrogen management in bioreactor landfills. *Waste Management*, 23(7), 675–688. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00104-1](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00104-1)

Pedregosa, F., Varoquaux, G., Gramfort, A., Michel, V., Thirion, B., Grisel, O., Blondel, M., et al. (2011). Scikit-learn: Machine Learning in Python. *The Journal of Machine Learning Research*, 12, 2825–2830. <https://dl.acm.org/doi/10.5555/1953048.2078195>

Price, G.A., Barlaz, M.A. & Hater, G.R. (2003). Nitrogen management in bioreactor landfills. *Waste Management*, 23(7), 675–688. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00104-1](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00104-1)

Podlasek, A. (2022). Modeling leachate generation: practical scenarios for municipal solid waste landfills in Poland. *Environmental Science and Pollution Research*, 30, 13256–13269. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23092-8>

Pollard, S.J.T, Smith, R., Longhurst, P.J., Eduljee, G.H. & Hall, D. (2006). Recent developments in the application of risk analysis to waste technologies. *Environment International*, 32(8), 1010–1020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.06.007>

Portaria n.º 187/2007, de 12 de Fevereiro de 2007, Aprova o Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU II). *Diário da República n.º 30/2007, Série I de 2007-02-12, páginas 1045 – 1118*.

Portaria n.º 187-A/2014, de 17 de setembro, Aprova o Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos (PERSU 2020), para Portugal Continental (2014). *Diário da República n.º 179/2014, 1º Suplemento, Série I de 2014-09-17, páginas 2 – 4*.

Portaria n.º 241-B/2019, de 31 de julho, Aprova o PERSU 2020+, que constitui um ajustamento às medidas vertidas no Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos (PERSU 2020). (2019). *Diário da República n.º 145/2019, 1º Suplemento, Série I de 2019-07-31, pág. 7 - 7*.

Python Software Foundation (2022). *Python Language Reference, version 3.9*. <https://docs.python.org/3/reference/index.html>.

Qasim, S.R. & Chiang W. (1994) *Sanitary landfill leachate – generation control and treatment*. Technomic Publishing Company, Inc. Lancaster. USA.

Qu, X., He, P., Shao, L. & Lee, D. (2008). Heavy metals mobility in full-scale bioreactor landfill: Initial stage. *Chemosphere*, 70(5), 769–777. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.07.013>

Quinlan, J.R. (1986). Induction of decision trees. *Machine Learning*, 1, 81–106.

<https://doi.org/10.1007/BF00116251>

Rafey, A., & Siddiqui, F.Z. (2023). Modelling and simulation of landfill methane model. *Cleaner Energy Systems*, 5, 100076. <https://doi.org/10.1016/j.cles.2023.100076>

Raga, R. & Cossu, R. (2014). Landfill aeration in the framework of a reclamation project in Northern Italy. *Waste Management*, 34(3), n. 3, 683–691. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.011>

Raga, R., Cossu, R., Heerenklage, J., Pivato, A. & Ritzkowski, M. (2015). Landfill aeration for emission control before and during landfill mining. *Waste Management*, 46, 420–429. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.037>

Rana, R., Ganguly, R. & Gupta, A.K. (2018). Indexing method for assessment of pollution potential of leachate from non-engineered landfill sites and its effect on ground water quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190, 46. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6417-1>

Reco Baltic 21 Tech (2012). *National waste management review – Estonia, Latvia, Lithuania, Poland*. Relatório desenvolvido por Reco Baltic 21 Tech, parcialmente fundado pela União Europeia.

Reinhart, D.R. & Townsend, T.J. (1998). *Landfill bioreactor design and operation*. CRC. Boca Raton.

Reinhart, D. (2007). *Long-Term Treatment and Disposal of Landfill Leachate*. Report developed by the University of Central Florida, Department of Civil and Environmental Engineering, College of Engineering. Gainesville.

Regime Jurídico da Deposição de Resíduos em Aterro (RJdra) (2021). Anexo II do Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de dezembro, que aprova o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro, alterado pela Lei n.º 52/2021, de 10 de agosto. *Diário da República n.º 154/2021*, Série I de 2021-08-10, páginas 5 – 106.

Ren, X., Song, K., Xiao, Y., Chen, W. & Liu, D. (2019). Constituent transformation mechanism of concentrated leachate after incineration at different temperatures. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 34613–34621. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06493-0>

Renou, S., Givaudan, K., Poulain, S., Dirassouyan, F. & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468–493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>

Resolução do Conselho de Ministros n.º 183/2021, de 28 de Dezembro, que aprova o Plano de Ação para a Bioeconomia Sustentável - Horizonte 2025 (2021). *Diário da República* n.º 250/2021, Série I de 2021-12-28, páginas 10 – 131, de 2021-12-28.

Resolução do Conselho de Ministros n.º 30/2023, de 24 de março, que aprova o Plano Estratégico para os Resíduos Urbanos 2030. (2023). Presidência do Conselho de Ministros. *Diário da República* n.º 60/2023, Série I de 2023-03-24, 7 – 139.

Rich, C., Gronow, J. & Voulvoulis, N. (2008). The potential for aeration of MSW landfills to accelerate completion. *Waste Management*, 28(6), 1039–1048.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.03.022>

Ritchie, H. (2020). *Sector by sector: where do global greenhouse gas emissions come from? Our World in Data*. Acedido a 4 de Julho de 2023 em: <https://ourworldindata.org/ghg-emissions-by-sector>.

Ritzkowski, M. & Stegmann, R. (2007). Biostabilizing a MSW landfill by means of in situ aeration – results of a 8-year project. *Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1 - 5 October 2007.

Ritzkowski, M. & Stegmann, R. (2012). Landfill aeration worldwide: Concepts, indications and findings. *Waste Management & Research*, 32(7), 1411–1419.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.020>

Ritzkowski, M. & Stegmann, R. (2019). Chapter 16.2 - Landfill in situ aeration In R. Cossu, & R. Stegmann (Eds), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies* (1st ed., pp. 511–539). Elsevier

Robinson, H.D., Knox, K., Bone, B.D. & Picken, A. (2005). Leachate quality from landfilled MBT waste. *Waste Management*, 25(4), 899–914.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.02.003>

Robinson, H.D., Knox, K. & Bone, B.D. (2005). *Improved definition of leachate source term from landfills. Phase 1: review of data from European landfills*. Environment Agency. Science Report P1-494/SR1. Setembro 2004. <http://www.environmentdata.org/archive/ealit:4655>.

Rosa R. M. (2008). *Contribuição para o estudo de compostos desreguladores endócrinos (EDC) em estações de tratamento de águas residuais (ETAR): estudo da remoção de EDC's numa ETAR com tratamento terciário*. Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente – Perfil Engenharia Sanitária. Lisboa.

Sabour, M.R. & Amiri, A. (2017). Comparative study of ANN and RSM for simultaneous optimization of multiple targets in Fenton treatment of landfill leachate. *Waste Management*, 65, 54–62. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.048>

Samad, M.D., Abrar, S. & Diawara, N. (2022). Missing value estimation using clustering and deep learning within multiple imputation framework. *Knowledge-Based Systems*, 249, 108968. <https://doi.org/10.1016/j.knosys.2022.108968>

Sanchez, R., Theodore, T.T. & Sahimi, M. (2010). Computer simulation of gas generation and transport in landfills. IV: Modeling of liquid–gas flow. *Chemical Engineering Science*, 65(3), 1212–1226. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2009.09.076>

Sauder, D.C. & DeMars, C.E. (2019). An Updated Recommendation for Multiple Comparisons. *Advances in Methods and Practices in Psychological Science*, 2(1), 26–44. <https://doi.org/10.1177/2515245918808784>

Scharff, H. (2006). *The Role of Sustainable Landfill In Future Waste Management Systems*. ISWA. Acedido a 12 de maio de 2016 em <https://www.iswa.org>.

Scharff, H. & Jacobs, J. (2006). Applying guidance for methane emission estimation for landfills. *Waste Management*, 26(4), 417–429. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.015>

Scharff, H., Crest, M., Laner, D., Greedy, D., Kallassy, M. et al. (2013). *Landfill Aftercare. Key Issue Paper*. Prepared by Working Group on Landfill. ISWA – the International Solid Waste Association. July 2013.

Scharff, H., Van Zonmeren, A. & Slood, H. (2011). Landfill sustainability and aftercare completion criteria. *Waste Management & Research*, 29(1), 30–40. <https://doi.org/10.1177/0734242X10384310>

Schroeder, P.R., Aziz, N.M., Lloyd, C.M. & Zappi, P.A. (1994). *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: User's Guide for Version 3*. EPA/600/R-94/168a, September 1994, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington.

Scikit-learn. (2023). 1.10. *Decision Trees — scikit-learn 1.2.2*. Scikit-learn. Acedido a 27 de maio de 2023 em: <https://scikit-learn.org/stable/modules/tree.html>.

SCS Engineers. (2009). *User's Manual Mexico Landfill Gas Model*. Prepared by SCS Engineers on behalf of the Landfill Methane Outreach Program, U.S. Environmental Protection Agency. March 2009. Acedido a 13 de Julho de 2023 em: https://globalmethane.org/documents/models/pdfs/users_manual_mexico_lfg_model_v2_2009.pdf.

SCS Engineers. (2010). *User's Manual Colombia Landfill Gas Model*. Prepared by SCS Engineers on behalf of the Landfill Methane Outreach Program, U.S. Environmental Protection Agency. September 2010. Acedido a 13 de Julho de 2023 em: <https://globalmethane.org/documents/models/pdfs/UsersManualColombiaLFGModelEnglish.pdf>.

SCS Engineers. (2014). *User's Manual Central-Eastern Europe LFG Model*. Prepared by SCS Engineers s for the Global Methane Initiative (GMI) under contract to the U.S. EPA Landfill Methane Outreach Program. November 2014. Acedido a 13 de Julho de 2023 em: https://globalmethane.org/documents/ECE%20Model%20User%20Manual_FINAL.pdf.

Seabold, S. & Perktold, J. (2010). Statsmodels: Econometric and Statistical Modeling with Python. *Proceedings of the 9th Python in Science Conference (SciPy 2010)*. June 28 - July 3. Austin, Texas. <https://conference.scipy.org/proceedings/scipy2010/seabold.html>.

Seltman, H.J. (2009). *Experimental Design and Analysis. Experimental Design for the Behavioral and Social Sciences course book*. College of Humanities and Social Sciences at Carnegie Mellon University. November 2009. Acedido a 5 de março de 2023 em <https://www.stat.cmu.edu/~hseltman/309/Book>.

Siddiqui A.A., Richards D.J. & Powrie W. (2013). Biodegradation and flushing of MBT wastes. *Waste Management*, 33(11), 2257–2266. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.024>

Silpa, K., Yao, L.C., Bhada-Tata, P. & Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Urban Development. Washington, DC: World Bank. License: CC BY 3.0 IGO. Acedido a 1 de março de 2023 em: <http://hdl.handle.net/10986/30317>.

SGRU (2017). Relatórios Ambientais Anuais. Sistema de Gestão de Resíduos Urbanos. Janeiro 2017.

Shannon, C.E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>

Shouliang, H., Beidou, X.I., Haichan, Y.U., Shilei, F. & Liu, H. (2008). Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages. *Journal of Environmental Sciences*, 20(4), 492-498. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62085-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62085-9)

SNIRH, 2022. *Dados de Base*. SNIRH - Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos. Acedido a 27 de dezembro de 2022 em: <https://snirh.apambiente.pt/index.php?idMain=2&idItem=1>.

Sohoo, I., Ritzkowski, M. & Kuchta, K. (2021). Influence of moisture content and leachate recirculation on oxygen consumption and waste stabilization in post aeration phase of landfill operation. *Science of The Total Environment*, 773, 145584.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145584>

Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C., et al. (2006). Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems. *Waste Management*, 26(5), 516– 525. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.021>

Staub, M. J., Marcolin, M., Gourc, J.-P. & Simonin, R. (2011). An incremental model to assess the environmental impact of cap cover systems on MSW landfill emissions. *Geotextiles and Geomembranes*, 29(3), 298–312. <https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2011.01.013>

Stegmann, R. (1989). Principles of Landfilling – Current Approach. In T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegman (Eds), *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*. Academic Press Limited. London.

Stegmann, R., Heyer, K., Hupe, K. & Ritzkowski, M. (2005). Landfill aftercare – scope for actions, duration, costs and quantitative criteria for the Completion. *Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 2–7 October 2005.

Stern, J.C., Chanton, J., Abichou, T., Powelson, D., Yuan, L., Escoriza, S. & Bogner, J. (2007). Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. *Waste Management*, 27(9), 1248–1258.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.07.018>

Talalaj, I.A. (2015). Mineral and organic compounds in leachate from landfill with concentrate recirculation. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 2622–2633.

<https://doi.org/10.1007/s11356-014-3533-0>

Talalaj, I.A. & Biedka, P. (2015). Impact of concentrated leachate recirculation on effectiveness of leachate treatment by reverse osmosis. *Ecological Engineering*, 85, 185–192. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.002>

Tałałaj, I.A., Biedka, P., Walery, M.J. & Leszczyński, J. (2016). Monitoring of leachate quality at a selected municipal landfill site in Podlasie, Poland. *Journal of Ecological Engineering* 17(3), 175–184. <https://doi.org/10.12911/22998993/63477>

Tan, Y., Zhang, P., Chen, J., Shamet, R., Hyun Nam, B. & Pu, H. (2023). Predicting the hydraulic conductivity of compacted soil barriers in landfills using machine learning techniques. *Waste Management*, 157, 357–366. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.01.003>

Teng, C., Zhou, K., Peng, C., Chen, W., 2021. Characterization and treatment of landfill leachate: A review. *Water Research*, 203, 117525. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117525>

Tchobanoglous, G., Theisen, H. & Vigil, S. (1993). *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. McGraw-Hill. New York.

Thompson, S., Sawyer, J., Bonam, R. & Valdivia, J.E. (2009). Building a better methane generation model: Validating models with methane recovery rates from 35 Canadian landfills. *Waste Management*, 29(7), 2085–2091. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.02.004>

Tonini, D., Manfredi, S., Bakas, I., Brogaard L. K. & Damgaard, A. (2019). Chapter 17.2 – life cycle assessment of landfilling. In R. Cossu, & R. Stegmann (Eds), *Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies* (1st ed., pp. 955–972). Elsevier.

Townsend, T., Powel, J., Jain, P., Xu, Q., Tolaymat, T., & Reinhart, D. (2015). *Sustainable Practices for Landfill Design and Operation*. Springer. New York.

UK (2002). *The Landfill (England and Wales) Regulations 2002*. Statutory Instruments. Environmental Protection, England and Wales. Secretary of State. United Kingdom. 2002. N° 1559.

UK (2003a). *The Landfill (Scotland) Regulations 2003*. Scottish Statutory Instruments. Environmental Protection. Scottish Ministers. Scotland. 2003. N° 208.

UK (2003b). *The Landfill Regulations (Northern Ireland) 2003*. Statutory Instruments of Northern Ireland. Environmental Protection. Department of the Environment. Northern Ireland. 2003. N° 496.

UN (2015). *Montenegro, Environmental Performance Reviews*, Third Review. United Nations Economic Commission for Europe. Environmental Performance Reviews Series N.º 41. Nova York e Genebra. 2015.

UNIDO (2010). *The CP Concept: What is Cleaner Production?*. United Nations Industrial Development Organization. Acedido a 8 de Janeiro de 2023 em: <http://www.unido.org/index.php?id=o5151>

UNEP (2005). *Training Module: Closing an Open Dumpsite and Shifting from Open Dumping to Controlled Dumping and to Sanitary Landfilling*. Report developed by the United Nations Environment Programme (UNEP).

UNFCCC (2011). *AM0093: Avoidance of landfill gas emissions by passive aeration of landfills -Version 1.0.1*. CDM emission-reduction project methodology – UNFCCC. Acedido a 3 de Maio de 2023 em <http://cdm.unfccc.int>.

USEPA (2005). *Landfill Air Emissions Estimation Model (LandGEM) version 3.02 User's Guide*. EPA-600/R05/047. US Environmental Protection Agency.

USEPA (2005). *First Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills*, EPA-600/R-05/072: US Environmental Protection Agency. Acedido a 28 de Julho de 2023 em: <https://www.epa.gov/lmop/landfill-gas-energy-project-development-handbook>.

US EPA, OLEM. (2016). *Bioreactor Landfills*. US EPA. Acedido a 4 de Julho de 2023 em <https://www.epa.gov/landfills/bioreactor-landfills>.

US Government (2012). *US code of federal regulations: title 40 Part 258*. Criteria for Municipal Solid Waste Landfills. US Government.

Vaccari, M., Tudor, T. & Vinti, G. (2019). Characteristics of leachate from landfills and dumpsites in Asia, Africa and Latin America: an overview. *Waste Management*, 95, 416-431. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.032>

Van Passel, S., Dubois, M., Eyckmans, J., de Gheldere, S., Ang, F., Jones P.T., & Van Acker K. (2013). The economics of enhanced landfill mining: private and societal performance drivers. *Journal of Cleaner Production*, 55, 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.024>

Verfaillie, HA. & Bidwell, R. (2000). *Measuring Eco-efficiency: a Guide to Reporting Company Performance*. www.gdrc.org. Relatório desenvolvido pela World Business Council para a Sustainable Development. Acedido a 4 de Julho de 2023 em: <https://www.gdrc.org/sustbiz/wbcsd.html>

Virtanen, P., Gommers, R., Oliphant, T.E., Haberland, M., Reddy, T., Cournapeau, D., et al. (2020). SciPy 1.0: fundamental algorithms for scientific computing in Python. *Nature Methods*, 17, 261–272. <https://doi.org/10.1038/s41592-019-0686-2>

Warith, M. (2002). Bioreactor landfills: Experimental and field results. *Waste Management*, 22(1), 7–17. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00014-9](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00014-9)

Waskom, M. (2021). seaborn: statistical data visualization. *Journal of OpenSource Software*, 6(60), 3021. <https://doi.org/10.21105/joss.03021>

White, J. K., Nayagum, D., & Beaven, R.P. (2014). A multi-component two-phase flow algorithm for use in landfill processes modelling. *Waste Management*, 34(9), 1644–1656. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.05.005>

Winkler, J., & Bilitewski, B. (2007). Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *Waste Management*, 27(8), 1021–1031. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.023>

Woelders, H., Luning, L., Van Velthoven, F., Hermkes, H. & Oonk, H. (2005). Dutch sustainable landfill research program: four years experience with the bioreactor test cell Landgraf. *Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill*

Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 3 - 7 October 2005. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.

World Bank. (2023). *What a waste 2.0. A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Trends in Solid Waste Management. World Bank, Washington. Acedido a 3 de Julho de 2023 em: <http://hdl.handle.net/10986/30317> License: CC BY 3.0 IGO.

Wu, J., Zhang, H., He, P.J. & Shao, L.M. (2011). Insight into the heavy metal binding potential of dissolved organic matter in MSW leachate using EEM quenching combined with PARAFAC analysis. *Water Research*, 45(4), 1711–1719.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.022>

Wu, J., Chen, X.Y., Zhang, H., Xiong, L.D., Lei, H. & Deng, S.H. (2019). Hyperparameter optimization for machine learning models based on Bayesian optimization. *Journal of Electronic Science and Technology*, 17(1), 26–40. <https://doi.org/10.11989/JEST.1674-862X.80904120>

Xing, W., Lu, W., Zhao, Y., Zhang, X., Den, W., & Christensen, T. H. (2013). Environmental impact assessment of leachate recirculation in landfill of municipal solid waste by comparing with evaporation and discharge (EASEWASTE). *Waste Management*, 33(2), 382–389.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.017>

Xu, Q., Jin, X., Ma, Z., Tao, H. & Ko, J.H. (2014). Methane production in simulated hybrid bioreactor landfill. *Bioresource Technology*, 168, 92–96.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.036>

Ye, W., Liu, H., Jiang, M., Lin, J., Ye, K., Fang, S., Xu, Y., Zhao, S., van der Bruggen, B. & He, Z. (2019). Sustainable management of landfill leachate concentrate through recovering humic substance as liquid fertilizer by loose nanofiltration. *Water Research*, 157, 555–563.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.060>

Yuen, S.T., Wang, Q.J., Styles, J.R. & McMahon, T.A. (2001). Water balance comparison between a dry and a wet landfill – a full scale experiment. *Journal of Hydrology*, 251(1-2), 29–48. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00432-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00432-2)

Younes, M.K., Nopiah, Z.M., Basri, N.E.A., Basri, H., Abushammala, M.F.M. & Younes, M.Y. (2016). Landfill area estimation based on integrated waste disposal options and solid waste forecasting using modified ANFIS model. *Waste Management*, 55, 3–11.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.020>

Zhang, S., 2012. Nearest neighbor selection for iteratively kNN imputation. *Journal of Systems and Software*, 85(11), 2541–2552. <https://doi.org/10.1016/j.jss.2012.05.073>

Zhou C., Gong Z., Hu J., Cao A., & Liang H. (2015). A cost-benefit analysis of landfill mining and material recycling in China. *Waste Management*, 35, 191–198.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.029>

**ANEXO A - CONDIÇÕES E PROCESSOS DE
ACOMPANHAMENTO DE ATERROS PREVISTOS
NO RJDRA**

Tabela A.1 - Resumo das condições gerais de localização e controlo de águas de aterros definidos no RJDRA (2021)

Condições	Aterros de todas as classes
Localização	a) A distância do perímetro do local relativamente às áreas residenciais e recreativas, linhas e massas de água, incluindo rios, ribeiras, albufeiras, estuários ou águas costeiras e outras zonas agrícolas e urbanas; b) A identificação de águas subterrâneas, ou de áreas classificadas; c) As condições geológicas e hidrogeológicas locais e da zona envolvente; d) Os riscos de cheias, de aluimento, de desabamento de terra ou de avalanches na zona; e) A proteção do património natural e cultural da zona; f) As condições meteorológicas do local, em especial a direção dominante do vento.
Sistema de proteção ambiental	a) Impedir a infiltração das águas de precipitação pela base e taludes de confinamento do aterro; b) Evitar a infiltração de águas superficiais ou subterrâneas nos resíduos depositados; c) Captar as águas contaminadas e lixiviados, garantindo que a sua acumulação na base do aterro se mantenha a um nível mínimo; d) Garantir o tratamento das águas contaminadas e lixiviados captados do aterro; e) Captar, tratar e, se possível, valorizar os gases de aterro produzidos nos aterros que recebem resíduos biodegradáveis.
Controlo de gases	Os aterros que recebam resíduos biodegradáveis devem implementar um sistema de captação, tratamento e utilização dos gases de aterro produzidos de forma a reduzir ao mínimo os efeitos negativos ou a deterioração do ambiente e os riscos para a saúde humana. Caso os gases de aterro captados não possam ser utilizados para a produção de energia, devem ser queimados em <i>flare</i>. Nos casos em que a produção de gases de aterro revele ser insignificante, nomeadamente, devido ao baixo teor de metano ou ao baixo volume de gás que é passível de ser extraído da massa de resíduos de forma sustentável, pode a entidade licenciadora isentar a implementação do sistema de captação, recolha ou tratamento, mediante pedido do operador, devidamente fundamentado, demonstrando que a implementação daquele sistema não conduziria a uma redução dos efeitos negativos ou da deterioração do ambiente e dos perigos para a saúde humana
Perturbações e perigos	Medidas de redução de perturbações para o ambiente provocados pelo aterro: a) Emissão de odores e poeiras; b) Materiais dispersos pelo vento; c) Ruído e tráfego; d) Aves, roedores e insetos; e) Formação de aerossóis; f) Incêndios. O aterro deve ser concebido de modo a garantir que a poluição originada pela instalação não se disperse na via pública ou nos terrenos adjacentes.
Estabilidade e proteção	Assegurar a estabilidade da massa de resíduos e das estruturas associadas durante a deposição de resíduos, nomeadamente no sentido de evitar desabamentos. Na criação de barreiras artificiais, deve garantir-se que o substrato geológico, considerando a morfologia do aterro, é suficientemente estável para evitar assentamentos que possam danificar essas barreiras. Como elemento de proteção da barreira de impermeabilização artificial do aterro, podem ser utilizados pneus em fim de vida, sendo esta considerada uma operação de valorização de resíduos,

Condições	Aterros de todas a classes
	a qual deve estar contemplada na licença de exploração de aterro. Os pneus que já não sejam necessários para este propósito devem ser encaminhados para tratamento em destino adequado, cumprindo as disposições estabelecidas no RGGR. Para este fim, podem ser utilizados outros materiais. Devem ser tomadas medidas para que não se verifique a acumulação de água no interior dos pneus em fim de vida utilizados como elemento de proteção de aterro, nomeadamente através da sua perfuração.
Barreiras	O aterro deverá ter uma proteção adequada que impeça o livre acesso ao local. Os portões deverão manter-se fechados fora das horas de funcionamento. O sistema de controlo e de acesso à instalação deverá incluir um programa de medidas para detetar e dissuadir qualquer descarga no local.

Tabela A.2. - Processos de acompanhamento na fase de exploração, Anexo IV, Parte A do RJRA (2021).

Processo	Descrição
<i>Manual de operação</i>	Procedimentos relativos à operação e manutenção do aterro: forma de controlo dos resíduos à entrada da instalação; esquema de enchimento do aterro, tendo como referência o projeto aprovado (superfície máxima a céu aberto em regime de exploração normal, delimitação da frente de trabalho, altura de deposição dos resíduos, características dos taludes de proteção e suporte dos resíduos, etc.); plano de monitorização, incluindo os parâmetros a determinar e a frequência, os locais e os métodos de amostragem, tendo em conta designadamente o disposto nos números seguintes; sistema de manutenção e controlo do funcionamento das infraestruturas do aterro: sistemas de drenagem, poços de registo e de drenagem dos lixiviados, bacias dos lixiviados e das águas pluviais recolhidas durante a exploração, valas de drenagem, piezómetros, etc.; procedimentos de cobertura diária de resíduos e de cobertura parcial de áreas do aterro que não estão em utilização, com vista à redução da produção de lixiviados e libertação de odores; condições técnicas de selagem e encerramento do aterro, de acordo com o projeto aprovado; medidas de prevenção de incidências, acidentes e incêndios, bem como das medidas a tomar em cada caso; procedimentos a adotar em caso de reclamações.
<i>Relatórios de atividade</i>	A enviar anualmente à entidade licenciadora um relatório da atividade da instalação com a avaliação do estado do aterro com a superfície ocupada pelos resíduos, quantidade, volume e composição dos resíduos, métodos de deposição, início e duração da deposição e cálculo da capacidade de deposição ainda disponível no aterro, acompanhada do plano de enchimento, com eventual redefinição de cotas; Processos, resultados, análises e conclusões do controlo efetuado e comparação com a respetiva situação de referência; identificação de quantidade e tipologia de material utilizado como terras de cobertura; quantidade de lixiviado recirculado, por mês; Identificação de acidentes e incidentes ocorridos no aterro, avaliação do seu impacto nas condições de exploração do aterro e eventuais riscos para o ambiente e saúde, e medidas adotadas no seu controlo e prevenção de acidentes ou incidentes semelhantes; outros dados e informações solicitados na licença de exploração; súmula das reclamações recebidas, validação efetuada e medidas corretivas adotadas, se aplicável
<i>Registos</i>	Registo sistemático de quantidades e características de resíduos admitidos, operações de enchimento e selagem, assentamentos; identificação da quantidade e tipologia de material utilizado como terras de cobertura ou para a construção de caminhos; quantidade de lixiviado recirculado, por mês; levantamentos topográficos efetuados; dados meteorológicos diários, relativamente ao volume de precipitação, temperatura, direção e velocidade do vento, evaporação e humidade atmosférica; resultados de todas as análises e medições efetuadas; anomalias verificadas no aterro.
<i>Programa de acompanhamento e controlo caso o aterro seja a causa da alteração da qualidade do meio hídrico e do solo</i>	Em caso de o aterro ser a causa da alteração da qualidade do meio hídrico, o operador deve estabelecer, em articulação com a entidade licenciadora e com a APA, no prazo máximo de 30 dias a contar da data de confirmação deste facto pela APA, um programa de acompanhamento e controlo. Este programa deve incluir pelo menos o seguinte: a) As medidas corretivas; b) Os pontos suplementares de controlo da qualidade das águas subterrâneas; c) O programa de reposição das condições ambientais anteriores ao incidente, se for necessário. Os estudos, os ensaios, as medidas corretivas, os controlos suplementares e a reposição das condições ambientais anteriores ao incidente são custeadas pelo operador do aterro.

Processo	Descrição
	Caso o operador não leve a cabo as medidas atrás discriminadas, a entidade licenciadora, em articulação com a APA, realiza ou manda realizar os estudos, os ensaios, as medidas corretivas, os controlos e a reposição das condições ambientais anteriores ao incidente. Este conjunto de operações é custeado pelo operador do aterro

Tabela A.3. - Processos de controlo na fase de exploração, Anexo IV, Parte A do RJDRA (2021).

Processo	Descrição
<i>Controlo de assentamentos e enchimento</i>	Controlar anualmente os potenciais assentamentos do terreno e da massa de resíduos depositada, mediante a colocação de marcos topográficos previstos para o efeito; uma vez por ano, realizar um levantamento topográfico da massa de resíduos depositada no aterro de forma a tornar possível a comparação e a sobreposição dos resultados obtidos com os resultados anteriores; avaliar, uma vez por ano, a estrutura e composição do aterro, através dos dados relativos à superfície ocupada pelos resíduos, ao volume e composição dos resíduos, aos métodos de deposição, ao início e duração da deposição e ao cálculo da capacidade de deposição ainda disponível no aterro, acompanhada do plano de enchimento, com eventual redefinição de cotas.
<i>Controlo dos lixiviados</i>	Monitorizar o volume, nível e qualidade dos lixiviados produzidos no aterro, com a frequência e através das medições e determinações analíticas indicadas na Tabela 2.13; A amostragem e a medição (volume e composição) dos lixiviados devem ser efetuadas separadamente em cada ponto em que surjam, nomeadamente, em poços de junção e bombagem e caixas de reunião, de acordo com as disposições da parte 2 da Norma ISO 5667; as amostras a recolher devem ser representativas da composição média; a medição do nível de lixiviado deve ser efetuada na última caixa de reunião existente em cada célula; a entidade licenciadora pode definir uma lista de análises ou uma frequência diferente da prevista na Tabela 2.13, em função da morfologia do aterro, da composição dos resíduos depositados ou se da avaliação dos dados resultar que intervalos mais longos são igualmente eficazes, devendo estes aspetos ser especificados na licença. A condutividade deve, em qualquer caso, ser medida pelo menos uma vez por ano.
Controlo das bacias de lixiviados	Medir o caudal de entrada de lixiviados na bacia de lixiviados, semanalmente e sempre após uma precipitação significativa; controlar diariamente a capacidade disponível na bacia dos lixiviados; se for constatada qualquer fuga na bacia dos lixiviados, esta deve ser imediatamente esvaziada e reparada, sendo do facto informada às entidades competentes; o incidente deve constar do registo da instalação.
<i>Controlo das águas superficiais</i>	Antes do início das operações de exploração, e no sentido de dispor de um valor de referência para futuras análises, proceder à recolha e análise de amostras das águas superficiais, se presentes, nas estações seca e húmida, em pelo menos dois pontos representativos, um a montante e outro a jusante do aterro; caso a linha de água seja de carácter intermitente, devem ser feitas análises aquando das primeiras chuvas do ano hidrológico; o controlo das águas superficiais, se presentes, é efetuado com periodicidade trimestral, nos mesmos pontos amostrados antes do início das operações de exploração; as amostras a recolher devem ser representativas da composição média; as condições de monitorização dos recursos hídricos são definidas pela APA.
<i>Controlo dos gases de aterro</i>	Deve ser representativo de cada secção do aterro, nomeadamente de cada célula ou de cada divisão desta; devem ser calculadas mensalmente, com base em modelos matemáticos, as emissões de CH ₄ , de O ₂ e de CO ₂ e segundo as necessidades, de acordo com a composição dos resíduos depositados, outros gases (H ₂ S, H ₂ , etc.); a entidade licenciadora pode indicar uma lista dos parâmetros a calcular diferente ou indicar uma frequência dos cálculos diferente, se a avaliação dos dados indicar que intervalos mais longos são igualmente eficazes.
<i>Controlo das águas subterrâneas</i>	Antes do início das operações de exploração, e no sentido de dispor de um valor de referência para futuras análises, proceder à colheita de amostras e à análise dos piezómetros da rede de controlo e dos pontos de água subterrânea situados na área de influência do aterro; atendendo

Processo	Descrição
	às direções de fluxo da água subterrânea, deve ser previsto, no mínimo, um ponto de monitorização na região de infiltração, a montante, e dois na região de escoamento, a jusante do aterro; este número pode ser aumentado com base em controlos hidrogeológicos específicos e em caso de necessidade de uma identificação o mais rápida possível de uma descarga accidental de lixiviado nas águas subterrâneas; a colheita de amostras deve ser precedida de bombagem prévia dos piezómetros, conforme as disposições das Partes 11 e/ou 18 da Norma ISO 5667; Os parâmetros a medir, sem prejuízo de outros que possam vir a ser definidos pela APA, são os indicados na Tabela 2.14; A APA, pode indicar uma lista de análises a efetuar diferente em função da composição prevista do lixiviado e da qualidade das águas subterrâneas da zona, tendo em atenção a oscilação do nível freático, ou indicar uma frequência diferente das mesmas em função da possibilidade de ações de correção entre duas amostragens, caso se atinja o limiar de desencadeamento de variações significativas na qualidade das águas, em articulação com a entidade licenciadora; o limiar de desencadeamento de variações significativas na qualidade das águas deve constar da licença, sempre que possível; com base em proposta do operador do aterro, a entidade licenciadora pode autorizar o estabelecimento de outros períodos de controlo, bem como a alteração da lista de parâmetros a analisar.
<i>Controlo do estado do solo</i>	Antes do início das operações de exploração, e no sentido de dispor de um referencial para futuras análises, o operador do aterro deve proceder à colheita de amostras de solo, mediante a implementação de um plano de amostragem que caracterize o solo em três níveis, na área a ocupar pelo aterro e na sua envolvente direta, onde se localizam as infraestruturas de apoio: a) Entre 0,25 m e 1 m de profundidade; b) Entre 2 m e 3 m de profundidade; e c) Na camada geológica subjacente, à cota a que fica a base do aterro. Os parâmetros a medir, sem prejuízo de outros que possam vir a ser definidos pela APA são os indicados na Tabela 2.15; os resultados devem ser comparados com a tabela adequada do guia de valores de referência divulgados no sítio na Internet da APA; Durante a fase de exploração da instalação, monitorizar a qualidade dos solos, realizando análises aos mesmos parâmetros na envolvente direta do aterro, com uma periodicidade de cinco anos, e comparando os resultados obtidos com os resultados da avaliação inicial do estado do solo; Um relatório relativo a cada campanha de monitorização, integrando a comparação referida no ponto anterior deve ser remetido à entidade licenciadora no prazo de dois meses após a sua realização

Tabela A.4 - Processos de acompanhamento na fase de pós-encerramento, Anexo IV, Parte B do RJDRA (2021).

Processo	Descrição
<i>Relatórios</i>	Após a selagem definitiva do aterro e num prazo não superior a 90 dias, o operador deve entregar à entidade licenciadora uma planta topográfica pormenorizada do local de implantação em formato digital, à escala de 1:1000, com indicação dos seguintes elementos: a) O perímetro da cobertura final e o conjunto das instalações existentes no local: vedação exterior, bacia de recolha dos lixiviados, sistema de drenagem das águas pluviais, entre outros; b) A posição exata dos dispositivos de controlo: pontos de amostragem para avaliação do estado do solo, piezómetros, sistema de drenagem e tratamento dos gases e dos lixiviados, marcos topográficos para controlar os potenciais assentamentos, entre outros; c) A localização exata, explicitando as coordenadas geográficas, da zona onde se encontram depositados os resíduos de amianto e também a altimetria destes resíduos. Anualmente o operador do aterro elabora e envia à entidade licenciadora um relatório de síntese sobre o estado do aterro, com especificação das operações de manutenção e dos processos e resultados dos controlos realizados no decorrer do ano anterior. Os resultados dos controlos efetuados devem ser informatizados e enviados em suporte informático.
<i>Manutenção</i>	As infraestruturas do aterro devem ser mantidas em bom estado, nomeadamente: a) A cobertura final do aterro; b) O sistema de drenagem e de tratamento dos lixiviados; c) A rede de poços de registo e de drenagem dos lixiviados, a rede de drenagem das águas pluviais e os piezómetros de controlo da qualidade das águas subterrâneas; d) A vedação e portões de acesso ao aterro, bem como as vias de circulação internas. Os lixiviados gerados no aterro são submetidos ao tratamento previsto na licença. A eficácia do sistema de extração de gases deve ser verificada pelo menos uma vez por ano.

Tabela A.5 - Processos de controlo na fase de pós-encerramento, Anexo IV, Parte B do RJDR (2021).

Processo	Descrição
<i>Controlo de assentamentos e enchimento</i>	Os assentamentos do terreno e da cobertura final do aterro devem ser controlados anualmente.
<i>Controlo dos dados meteorológicos</i>	Recomenda-se o registo dos seguintes parâmetros: a) Volume de precipitação, diariamente, além dos valores mensais; b) Temperatura média mensal; c) Evaporação, diariamente, além dos valores mensais; d) Humidade atmosférica média mensal.
<i>Controlo dos lixiviados</i>	Nos aterros para resíduos não perigosos e perigosos deve ser semestralmente controlada a qualidade dos lixiviados gerados. Nos aterros para resíduos inertes, o controlo deve ser anual. Os parâmetros a determinar devem ser os constantes da Tabela 2.13; deve proceder-se ao controlo semestral do volume dos lixiviados gerados; a amostragem e a medição (volume e composição) dos lixiviados devem ser efetuadas separadamente em cada ponto em que surjam, nomeadamente, em poços de junção e bombagem e caixas de reunião, de acordo com as disposições da parte 2 da Norma ISO 5667. As amostras a recolher devem ser representativas da composição média; a entidade licenciadora pode alterar a lista de análises a efetuar e/ou a frequência das mesmas, se a avaliação dos dados indicar que intervalos mais longos são igualmente eficazes, devendo estes aspetos ser especificados na licença; a condutividade deve em qualquer caso ser medida pelo menos uma vez por ano.
<i>Controlo das águas superficiais</i>	O controlo das águas superficiais, se presentes, é efetuado com periodicidade semestral, nos mesmos pontos de amostragem considerados na fase de exploração; as amostras a recolher devem ser representativas da composição média; as condições de monitorização dos recursos hídricos são definidas APA,, sem prejuízo do previsto no RJDR; a APA pode indicar uma lista de análises ou uma frequência diferente, se a avaliação dos dados indicar que intervalos mais longos são igualmente eficazes, em articulação com a entidade licenciadora.
<i>Controlo dos gases de aterro</i>	Deve proceder-se ao controlo semestral dos gases de aterro, sobretudo do biogás, através da medição dos parâmetros indicados no n.º 8.2. da parte A, recorrendo a tomas de amostragem instaladas no sistema de captação de gases. Deve ser representativo de cada secção do aterro, nomeadamente de cada célula ou de cada divisão desta; devem ser calculadas, com base em modelos matemáticos, as emissões de CH ₄ , de O ₂ e de CO ₂ e segundo as necessidades, de acordo com a composição dos resíduos depositados, outros gases (H ₂ S, H ₂ , etc.); a entidade licenciadora pode indicar uma lista dos parâmetros a calcular diferente ou indicar uma frequência dos cálculos diferente, se a avaliação dos dados indicar que intervalos mais longos são igualmente eficazes.
<i>Controlo das águas subterrâneas</i>	Deve proceder-se ao controlo semestral das águas subterrâneas nos piezómetros da rede de controlo, em termos do nível piezométrico e dos parâmetros pH, condutividade e cloretos; deve proceder-se ao controlo anual da qualidade destas águas em termos dos restantes parâmetros constantes da Tabela 2.14 e todos os outros indicados pela APA; a APA, pode indicar uma lista de análises a efetuar diferente em função da composição prevista do lixiviado e da qualidade das águas subterrâneas da zona, tendo em atenção a oscilação do nível freático, ou indicar uma frequência diferente das mesmas em função da possibilidade de ações de correção entre duas amostragens, caso se atinja o limiar de desencadeamento de variações significativas na qualidade das águas, em articulação com a entidade licenciadora; o limiar de desencadeamento de variações significativas na qualidade das águas deve constar da licença, sempre que possível; com base em proposta do operador do aterro, a entidade licenciadora pode autorizar o

Processo	Descrição
	estabelecimento de outros períodos de controle, bem como a alteração da lista de parâmetros a analisar.
<i>Controle do estado do solo</i>	Antes do início das operações de exploração, e no sentido de dispor de um referencial para futuras análises, o operador do aterro deve proceder à colheita de amostras de solo, mediante a implementação de um plano de amostragem que caracterize o solo em três níveis, na área a ocupar pelo aterro e na sua envolvente direta, onde se localizam as infraestruturas de apoio: a) Entre 0,25 m e 1 m de profundidade; b) Entre 2 m e 3 m de profundidade; e c) Na camada geológica subjacente, à cota a que fica a base do aterro. Os parâmetros a medir, sem prejuízo de outros que possam vir a ser definidos pela APA são os indicados na Tabela 2.15; os resultados devem ser comparados com a tabela adequada do guia de valores de referência divulgados no sítio na Internet da APA; Durante a fase de exploração da instalação, monitorizar a qualidade dos solos, realizando análises aos mesmos parâmetros na envolvente direta do aterro, com uma periodicidade de cinco anos, e comparando os resultados obtidos com os resultados da avaliação inicial do estado do solo; Um relatório relativo a cada campanha de monitorização, integrando a comparação referida no ponto anterior deve ser remetido à entidade licenciadora no prazo de dois meses após a sua realização

ANEXO B - INFORMAÇÃO DE APOIO À METODOLOGIA DE ANÁLISE ESTATÍSTICA

Tabela B.1 – Características gerais dos aterros de resíduos utilizados na avaliação dos efeitos de idade (IA), clima (CA), dimensão (DA) e tratamento do concentrado (TC).

Aterro	Classificação K-G (CA)	Ano de análise	Idade (anos)	Idade do Aterro (IA)	Capacidade (m³)	Massa (mil t)	Massa (t/ano)	Dimensão do Aterro (DA)	Número de Células	Área (ha)	Precipitação (mm/ano)	Lixiviados (m³/ano)	Sistema de Lixiviados	Destino Lixiviados	Tratamento de Concentrados (TC)
Aterro 1	Csa	2006	4	< 5 anos	1 498 225	517	129 325	100 000 a 200 000 t/ano	2	4,81	475	25 544	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 2	Csb	2006	4	< 5 anos	3 316 923	873	218 156	> 200 000 t/ano	4	14,50	904	47 309	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 3	Csa	2006	5	< 5 anos	511 072	337	67 385	100 000 a 200 000 t/ano	2	3,21	1116	19 781	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 4	Csb	2006	5	< 5 anos	930 000	287	57 400	< 100 000 t/ano	1	3,20	1066	22 272	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para a linha de tratamento
Aterro 5	Csa	2006	5	< 5 anos	1 394 600	366	73 224	< 100 000 t/ano	1	3,60	1470	59 052	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 6	Csb	2006	5	< 5 anos	985 000	333	66 691	< 100 000 t/ano	2	3,02	1150	10 877	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 7	Csb	2006	5	< 5 anos	548 000	215	43 000	< 100 000 t/ano	2	1,35	3635	124 467	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 8	Csa	2006	6	5 a 10 anos	4 260 000	990	165 000	100 000 a 200 000 t/ano	1	4,16	800	44 767	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 9	Csa	2006	6	5 a 10 anos	685 000	392	65 328	< 100 000 t/ano	2	5,74	468	3 931	Outro tratamento	Descarga nula	Outro tratamento
Aterro 10	Csb	2006	6	5 a 10 anos	781 939	381	63 449	< 100 000 t/ano	1	6,34	523	5 205	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 11	Csb	2006	6	5 a 10 anos	439 603	255	42 443	< 100 000 t/ano	2	4,00	984	83 220	Outro tratamento	Linha de água	Outro tratamento
Aterro 12	Csb	2006	6	5 a 10 anos	1 379 274	395	65 833	< 100 000 t/ano	2	4,22	843	10 200	Outro tratamento	Linha de água	Outro tratamento
Aterro 13	Csb	2006	7	5 a 10 anos	540 000	440	62 857	< 100 000 t/ano	1	6,00	2044	15 192	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 14	Csa	2006	7	5 a 10 anos	337 063	155	22 143	< 100 000 t/ano	1	2,00	367	2 674	Outro tratamento	Linha de água	Outro tratamento
Aterro 15	Csa	2006	7	5 a 10 anos	660 308	256	36 571	< 100 000 t/ano	3	2,99	777	19 798	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para a linha de tratamento
Aterro 16	Csb	2006	7	5 a 10 anos	1 650 000	1506	215 143	> 200 000 t/ano	1	8,59	1183	44 329	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 17	Csa	2006	8	5 a 10 anos	3 950 000	1650	206 250	> 200 000 t/ano	2	7,89	611	40 967	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 18	Csb	2006	8	5 a 10 anos	448 372	421	52 625	< 100 000 t/ano	2	4,68	1609	17 642	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 19	Csb	2006	8	5 a 10 anos	1 010 000	1703	212 875	> 200 000 t/ano	4	7,64	1300	14 451	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 20	Csb	2006	8	5 a 10 anos	1 827 842	1213	151 660	100 000 a 200 000 t/ano	3	8,22	1418	45 708	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 21	Csb	2006	8	5 a 10 anos	2 153 749	1044	130 525	100 000 a 200 000 t/ano	3	3,80	767	37 156	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 22	Csb	2006	8	5 a 10 anos	2 292 140	1559	194 875	100 000 a 200 000 t/ano	2	11,27	1233	48 349	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 23	Csa	2006	8	5 a 10 anos	1 650 000	900	112 543	100 000 a 200 000 t/ano	1	6,70	1530	49 266	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 24	Csa	2006	8	5 a 10 anos	483 000	181	22 625	< 100 000 t/ano	2	6,67	791	1 004	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento

Aterro	Classificação K-G (CA)	Ano de análise	Idade (anos)	Idade do Aterro (IA)	Capacidade (m³)	Massa (mil t)	Massa (t/ano)	Dimensão do Aterro (DA)	Número de Células	Área (ha)	Precipitação (mm/ano)	Lixiviados (m³/ano)	Sistema de Lixiviados	Destino Lixiviados	Tratamento de Concentrados (TC)
Aterro 25	Csa	2006	8	5 a 10 anos	2 845 346	955	119 338	100 000 a 200 000 t/ano	3	14,99	937	51 072	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 26	Csb	2006	8	5 a 10 anos	673 738	319	39 851	< 100 000 t/ano	1	5,77	1035	12 434	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 27	Csb	2006	8	5 a 10 anos	3 119 633	2638	329 750	> 200 000 t/ano	2	20,90	567	57 830	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 28	Csa	2006	9	5 a 10 anos	3 394 947	2246	249 582	> 200 000 t/ano	7	17,90	577	59 277	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 29	Csa	2006	9	5 a 10 anos	1 199 000	356	39 528	< 100 000 t/ano	2	4,04	703	10 067	Outro tratamento	Linha de água	Outro tratamento
Aterro 30	Csa	2006	11	> 10 anos	4 922 270	2442	222 031	> 200 000 t/ano	4	16,00	775	85 580	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 16	Csb	2009	10	> 10 anos	2 122 880	2253	189 296	100 000 a 200 000 t/ano	2	11,50	1205	64 426	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 5	Csa	2010	9	5 a 10 anos	1 394 600	654	72 678	< 100 000 t/ano	2	6,18	1402	56 892	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 6	Csb	2010	9	5 a 10 anos	985 000	510	56 641	< 100 000 t/ano	2	5,05	1150	10 877	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 7	Csb	2010	9	5 a 10 anos	837 559	405	44 962	< 100 000 t/ano	2	2,08	3671	43 678	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 8	Csa	2010	10	> 10 anos	3 119 633	1743	189 159	100 000 a 200 000 t/ano	2	8,00	1342	105 581	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 11	Csb	2010	10	> 10 anos	561 000	436	43 581	< 100 000 t/ano	2	4,00	1271	26 436	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 31	Csb	2010	10	> 10 anos	1 560 000	1104	110 447	100 000 a 200 000 t/ano	1	7,00	1197	85580	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 32	Csb	2010	11	> 10 anos	680 000	678	135 655	100 000 a 200 000 t/ano	1	5,17	1263	136 232	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 17	Csa	2010	12	> 10 anos	1 750 000	2280	185 182	100 000 a 200 000 t/ano	3	8,18	552	51 724	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 26	Csb	2010	12	> 10 anos	673 738	445	37 071	< 100 000 t/ano	1	5,77	906	22 798	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 23	Csa	2011	13	> 10 anos	1 650 000	1552	119 407	100 000 a 200 000 t/ano	1	8,80	1217	35 565	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 25	Csa	2011	13	> 10 anos	2 099 804	1458	112 152	100 000 a 200 000 t/ano	3	14,99	902	42 319	Outro tratamento	ETAR	Outro tratamento
Aterro 8	Csa	2016	16	> 10 anos	2 409 070	2593	162 088	100 000 a 200 000 t/ano	2	6,07	1342	67 372	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro
Aterro 17	Csa	2016	18	> 10 anos	2 995 229	3278	182 095	100 000 a 200 000 t/ano	3	11,88	497	39 720	Osmose inversa	Linha de água	Recirculação para o aterro

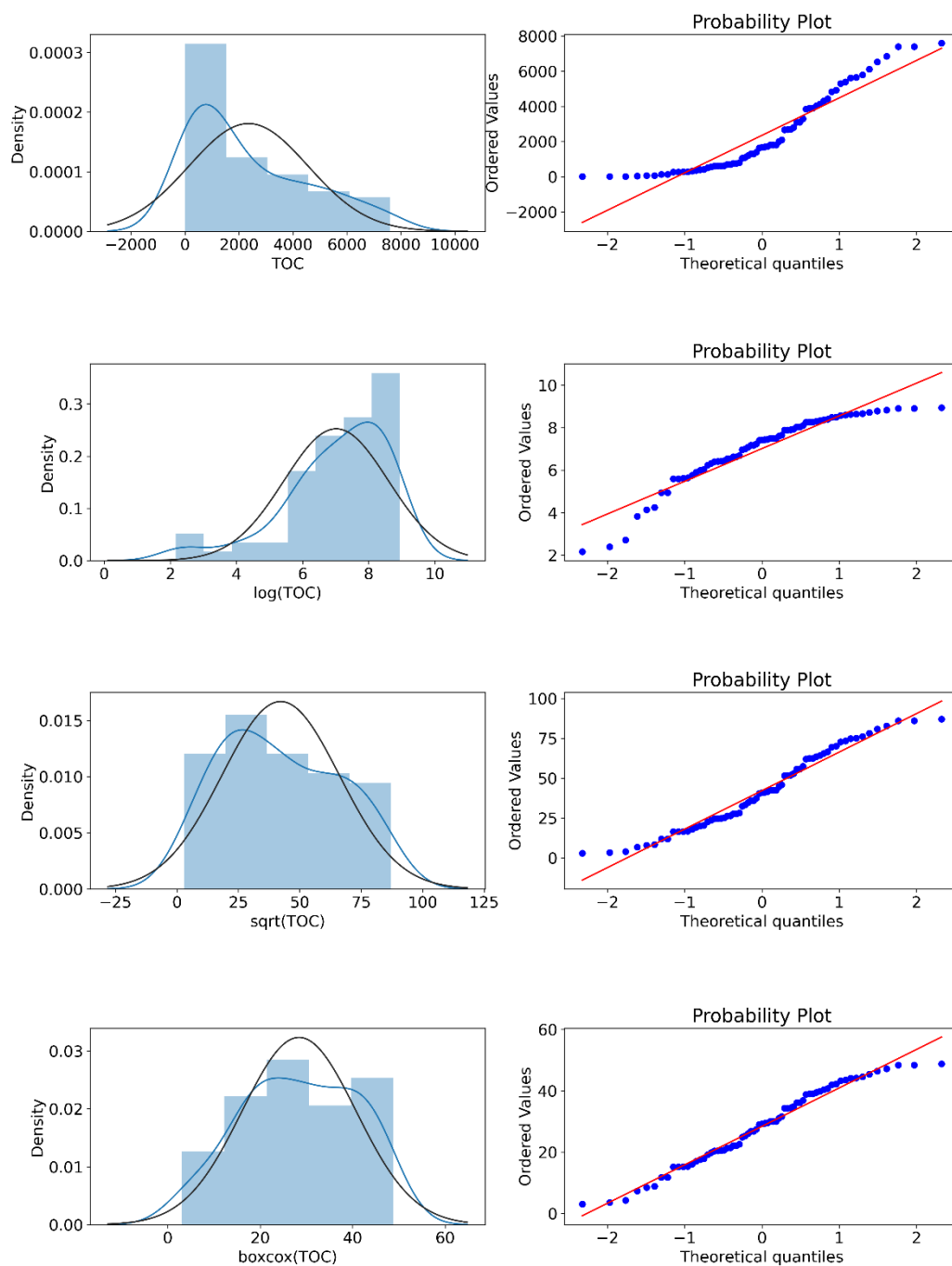


Figura B.1- Exemplo de transformação de variável para obtenção de normalidade. Gráficos de distribuição e de probabilidade para as transformações de COT, log, quadrado e box-cox respectivamente (de cima para baixo).

Tabela B.2 - Melhores parâmetros lambda de Box-Cox e lambdas selecionados para cada transformação, considerando os resultados dos testes de normalidade, as distribuições e os gráficos de probabilidade.

Parâmetro	Unidades	Estatística de Shapiro-Wilk W (a)	Melhor lambda	Lambda utilizado	Transformação	Estatística de Shapiro-Wilk W (b)
Idade	anos	W = 0.917, $p < .001$	-0,091	0	Log	W = 0.975, $p < .001$
Massa de resíduos	t/a	W = 0.906, $p < .001$	0,16	0,16	Box-cox	W = 0.947, $p < .001$
RU	%	W = 0.548, $p < .001$	12,79	12,79	Box-cox	W = 0.786, $p < .001$
Resíduos de ET	%	W = 0.903, $p < .001$	0,34	0,34	Box-cox	W = 0.843, $p < .001$
Resíduos biodegradáveis	%	W = 0.783, $p < .001$	3,19	0,50	Raiz quadrada	W = 0.884, $p < .001$
Peso específico	t/m ³	W = 0.827, $p < .001$	0,76	0,50	Raiz quadrada	W = 0.980, $p < .001$
Altura média	m	W = 0.864, $p < .001$	0,06	0	Log	W = 0.980, $p < .001$
Precipitação	mm/mês	W = 0.877, $p < .001$	0,33	0,33	Box-cox	W = 0.978, $p < .001$
Temperatura	° C/mês	W = 0.848, $p < .001$	0,38	0,30	Box-cox	W = 0.992, $p = .010$
Volume	m ³ /mês	W = 0.976, $p < .001$	0,89	0,89	Box-cox	W = 0.976, $p < .001$
Volume unitário	m ³ /(mês.t)	W = 0.819, $p < .001$	0,29	0,29	Box-cox	W = 0.990, $p = .002$
pH	-	W = 0.441, $p < .001$	0,31	0,31	Box-cox	W = 0.992, $p = .017$
CE	mS/cm	W = 0.959, $p < .001$	4,09	4,09	Box-cox	W = 0.980, $p = .052$
SST	mg SST/l	W = 0.440, $p < .001$	0,72	0,72	Box-cox	W = 0.977, $p = .032$
COT	mg C/l	W = 0.668, $p < .001$	0,13	0,13	Box-cox	W = 0.974, $p = .004$
CQO	mg O ₂ /l	W = 0.858, $p < .001$	0,31	0,31	Box-cox	W = 0.967, $p = .067$
CBO ₅	mg O ₂ /l	W = 0.857, $p < .001$	0,49	0,50	Raiz quadrada	W = 0.989, $p = .002$
CBO ₅ /CQO	-	W = 0.777, $p < .001$	0,004	0,004	Box-cox	W = 0.980, $p = .005$
Azoto Total	mg N/l	W = 0.568, $p < .001$	0,44	0,50	Raiz quadrada	W = 0.978, $p = .809$
Azoto Amoniacal	mg NH ₄ -N/l	W = 0.729, $p < .001$	0,61	0,61	Box-cox	W = 0.987, $p = .324$
Nitratos	mg NO ₃ -N/l	W = 0.931, $p < .001$	0,47	0,50	Raiz quadrada	W = 0.982, $p < .001$
Nitritos	mg NO ₂ -N/l	W = 0.429, $p < .001$	0,37	0,50	Raiz quadrada	W = 0.887, $p = .005$
Cloro	mg Cl ⁻ /l	W = 0.531, $p < .001$	0,14	0,14	Box-cox	W = 0.988, $p = .062$
Sulfatos	mg SO ₄ ²⁻ /l	W = 0.940, $p < .001$	0,57	0,50	Raiz quadrada	W = 0.976, $p = .019$
Sódio	mg Na ⁺ /l	W = 0.821, $p = .001$	0,41	1	Nenhuma	W = 0.910, $p = .062$
Magnésio	mg Mg ²⁺ /l	W = 0.966, $p = .638$	0,86	1	Nenhuma	W = 0.950, $p = .368$
Potássio	mg K ⁺ /l	W = 0.941, $p = .190$	0,63	1	Nenhuma	W = 0.945, $p = .261$
Cálcio	mg Ca ²⁺ /l	W = 0.955, $p = .109$	0,77	1	Nenhuma	W = 0.957, $p = .145$
Manganês	mg Mn ²⁺ /l	W = 0.774, $p < .001$	0,49	0,50	Raiz quadrada	W = 0.935, $p = .160$
Ferro	mg Fe ²⁺ /l	W = 0.859, $p = .006$	0,55	1,00	Nenhuma	W = 0.961, $p = .592$
Cádmio	mg Cd ²⁺ /l	W = 0.728, $p < .001$	0,35	0,50	Raiz quadrada	W = 0.933, $p = .038$
Crômio Total	mg Cr/l	W = 0.416, $p < .001$	0,07	0	Log	W = 0.957, $p = .471$
Cobre	mg Cu ²⁺ /l	W = 0.493, $p < .001$	0,45	0,50	Raiz quadrada	W = 0.711, $p < .001$
Chumbo	mg Pb ²⁺ /l	W = 0.523, $p < .001$	0,42	0,50	Raiz quadrada	W = 0.962, $p = .214$
Níquel	mg Ni ²⁺ /l	W = 0.863, $p = .005$	0,80	1	Nenhuma	W = 0.915, $p = .069$
Zinco	mg Zn ²⁺ /l	W = 0.412, $p < .001$	0,52	1	Nenhuma	W = 0.941, $p = .254$

(a) Resultados dos testes de normalidade para as variáveis originais. (b) Resultados dos testes de normalidade após remoção de outliers e transformação. Os resultados das estatísticas normais estão a negrito.

ANEXO C - INFORMAÇÃO DE APOIO AOS RESULTADOS DA ANÁLISE ESTATÍSTICA E CORRELAÇÕES

Tabela C.1 – Sumário de estatísticas para as variáveis de contexto e ambientais.

Parâmetro	Unidades	N	Média	DP	Min	Max	Mediana	Assim.	Curtose	IIQ
Idade	anos	528	8,35	3,01	3,90	18,8	7,90	1,11	1,60	3,60
Massa de resíduos	t/ano	528	116 328	73 648	22 143	329 750	111 300	0,70	-0,26	127 230
Resíduos urbanos	%	528	90,6	17,2	1,60	100,0	96,0	-3,56	14,6	8,75
Resíduos de ET	%	504	34,9	29,1	0,010	90,0	39,0	0,34	-1,06	42,0
Resíduos biodegradáveis	%	528	52,5	2,29	48,5	63,0	52,8	1,76	8,08	1,20
Peso específico	t/m ³	528	1,06	0,24	0,55	2,18	1,03	1,98	8,36	0,24
Altura média	m	529	7,15	4,27	1,40	20,90	6,10	1,38	1,60	4,05
Precipitação	mm/mês	528	12,9	6,47	3,10	34,3	11,3	1,42	2,24	6,80
Temperatura	°C/mês	528	78,3	74,4	0,20	451	55,1	1,51	2,28	75,6
Volume	m ³ /mês	528	15,0	5,42	3,20	26,6	14,9	-0,053	-0,98	8,40
Volume unitário	m ³ /(mês.t)	513	3 582	3 317	30,00	24 759	2 945	2,17	7,48	3 617
pH	Esc. Sor.	513	0,006	0,011	0,0001	0,13	0,003	5,92	49,7	0,003
CE	mS/cm	139	7,94	0,42	6,80	9,10	8,00	-0,39	0,96	0,45
SST	mg TSS/l	139	43,7	74,4	0,97	400	26,9	3,85	14,5	22,2
COT	mg C/l	172	776	1 005	23,0	6 067	433	2,81	9,05	788
CQO	mg O ₂ /l	71	2 591	2 608	8,70	11 700	1 700	1,27	1,37	3 510
CBO ₅	mg O ₂ /l	465	7 040	5 642	24,0	40 000	5 960	1,93	6,52	6 235
CBO ₅ /CQO	-	229	1 890	2 072	30,0	11 000	1 180	1,80	3,15	1 760
N Total	mg N/l	34	2 262	1 674	1,00	9 300	2 000	0,86	0,63	2 540
N amoniacal	mg NH ₄ -N/l	126	2 520	1 983	15,0	17 300	2 015	3,73	24,2	1 742
Nitratos	mg NO ₃ -N/l	425	16,9	42,3	0,005	143	1,00	2,56	5,01	3,87
Nitritos	mg NO ₂ -N/l	34	298	550	0,50	2 741	82,0	3,16	11,6	167
Cloro	mg Cl ⁻ /l	229	0,30	0,30	0,009	4,00	0,24	7,66	87,8	0,30
Sulfatos	mg SO ₄ ²⁻ /l	139	3 246	2 150	115	10 300	3 108	0,88	0,66	2 520
Sódio	mg Na ⁺ /l	21	588	614	3,00	2 560	372	1,85	4,40	596
Magnésio	mg Mg ²⁺ /l	21	2 240	1 352	91,0	5 300	2 406	0,19	-0,06	1 500
Potássio	mg K ⁺ /l	23	108	70,3	2,00	256	93,0	0,62	-0,24	74,0
Cálcio	mg Ca ²⁺ /l	41	1 597	1 023	7,00	4 600	1 640	0,57	0,75	1 030
Manganês	mg Mn ²⁺ /l	23	176	166	3,00	782	128	2,27	7,33	193
Ferro	mg Fe ²⁺ /l	21	13,6	12,3	0,03	52,0	11,1	1,69	3,79	9,47
Cádmio	mg Cd ²⁺ /l	23	3,20	7,36	0,087	35,8	0,91	4,30	19,54	2,57
Crômio Total	mg Cr/l	42	0,086	0,16	0,0003	0,50	0,050	2,35	3,90	0,048
Cobre	mg Cu ²⁺ /l	42	1,73	2,99	0,005	16,3	0,80	3,70	15,0	1,34
Chumbo	mg Pb ²⁺ /l	23	0,10	0,069	0,0003	0,30	0,10	1,31	2,41	0,074
Níquel	mg Ni ²⁺ /l	36	0,31	0,38	0,001	1,79	0,20	2,39	6,74	0,34
Zinco	mg Zn ²⁺ /l	22	1,33	3,14	0,002	12,0	0,38	3,08	8,49	0,44

Tabela C.2 - Sistemas de tratamento de lixiviados utilizados pelos aterros nas datas analisadas.

Sistema de tratamento de lixiviados	N	%
Tratamento biológico por lagoas arejadas	3	9,4%
Tratamento biológico por lagoas arejadas com lamas ativadas	3	9,4%
Tratamento biológico por lagoas arejadas com nitrificação/desnitrificação	1	3,1%
Tratamento biológico por lagoas arejadas e tratamento físico-químico	1	3,1%
Tratamento biológico por lagoas arejadas e leito de macrófitas	2	6,3%
Tratamento biológico por lagoas arejadas e evaporação	1	3,1%
Tratamento biológico por lagoas arejadas, ultrafiltração e osmose inversa	5	15,6%
Tratamento biológico por lagoas arejadas, com lamas ativadas e tratamento físico-químico	2	6,3%
Tratamento biológico por lagoas arejadas, com lamas ativadas, ultrafiltração e osmose inversa	3	9,4%
Tratamento biológico por nitrificação/desnitrificação	1	3,1%
Tratamento biológico por nitrificação/desnitrificação e tratamento físico-químico	1	3,1%
Tratamento biológico por nitrificação/desnitrificação, ultrafiltração, e osmose inversa	2	6,3%
Tratamento físico-químico e tratamento biológico por nitrificação/desnitrificação	1	3,1%
Tratamento físico-químico, evaporação/condensação tratamento biológico por lamas ativadas	1	3,1%
Ultrafiltração e osmose inversa	2	6,3%
Sem tratamento	3	9,4%
Total	32	100.0%

Tabela C.3 - Resultados da ANOVA a dois fatores das interações de IA com CA e DA.

Parâmetro	Classificação Climática			Dimensão do aterro		
	Estatística F	p de interação	Omega quadrado	Estatística F	p de interação	Omega quadrado
Volume	F(5, 507) = 13,807, $p < ,001$	$p = ,829$		F(8, 481) = 25,624, $p < ,001$	$p < ,001$	0,010
VLU	F(5, 448) = 7,149, $p < ,001$	$p = ,002$	<0,001	F(8, 445) = 9,899, $p < ,001$	$p < ,001$	<0,001
pH	F(3, 101) = 8,802, $p < ,001$	$p = ,002$	0,014	F(3, 101) = 10,602, $p < ,001$	$p = ,008$	0,013
CE	F(3, 123) = 6,422, $p < ,001$	$p = ,990$		F(3, 123) = 9,347, $p < ,001$	$p = ,296$	
SST	F(4, 156) = 8,063, $p < ,001$	$p < ,001$	0,016	F(5, 155) = 10,262, $p < ,001$	$p = ,006$	0,013
COT	F(5, 63) = 1,070, $p = ,385$			F(7, 61) = 4,159, $p = ,001$	$p < ,001$	0,154
CQO	F(5, 443) = 4,099, $p < ,001$	$p < ,001$	0,004	F(8, 440) = 13,796, $p < ,001$	$p < ,001$	0,017
CBO ₅	F(4, 196) = 10,633, $p < ,001$	$p < ,001$	0,018	F(7, 193) = 12,475, $p < ,001$	$p < ,001$	0,007
CBO ₅ /CQO	F(4, 220) = 13,857, $p < ,001$	$p = ,712$		F(7, 217) = 7,334, $p < ,001$	$p < ,001$	0,039
N Total	F(4, 116) = 4,514, $p = ,002$	$p = ,006$	0,017	F(5, 115) = 5,021, $p = ,001$	$p = ,294$	
NH ₄ -N	F(5, 415) = 6,465, $p < ,001$	$p = ,003$	0,008	F(8, 412) = 14,882, $p < ,001$	$p < ,001$	0,032
NO ₃ -N	F(3, 23) = 1,325, $p = ,290$			F(4, 22) = 0,921, $p = ,469$		
NO ₂ -N	F(3, 25) = 2,496, $p = ,083$			F(4, 24) = 2,770, $p = ,050$		
Cl ⁻	F(3, 131) = 17,907, $p < ,001$	$p < ,001$	0,120	F(3, 131) = 18,620, $p < ,001$	$p = ,640$	
SO ₄ ²⁻	F(3, 16) = 2,098, $p = ,141$			F(3, 16) = 1,764, $p = ,194$		
Na ⁺	F(3, 16) = 1,461, $p = ,263$			F(3, 16) = 5,556, $p = ,008$	$p = ,054$	
Mg ²⁺	F(3, 18) = 0,084, $p = ,968$			F(3, 18) = 3,410, $p = ,040$	$p = ,265$	
K ⁺	F(3, 35) = 3,288, $p = ,032$	$p = ,193$		F(3, 35) = 4,166, $p = ,013$	$p = ,389$	
Ca ²⁺	F(3, 18) = 1,599, $p = ,225$			F(3, 18) = 0,497, $p = ,689$		
Fe ²⁺	F(3, 15) = 0,409, $p = ,749$			F(2, 16) = 1,856, $p = ,188$		
Mn ²⁺	F(3, 17) = 2,480, $p = ,096$			F(3, 17) = 2,263, $p = ,118$		
Cd ²⁺	F(3, 33) = 7,760, $p < ,001$	$p = ,378$		F(3, 33) = 7,480, $p < ,001$	$p = ,021$	0,089
Cr Total	F(3, 35) = 1,336, $p = ,278$			F(3, 35) = 4,257, $p = ,015$	$p = ,012$	0,120
Cu ²⁺	F(3, 17) = 0,959, $p = ,434$			F(3, 17) = 1,838, $p = ,178$		
Pb ²⁺	F(3, 30) = 1,453, $p = ,247$			F(2, 31) = 3,623, $p = ,039$	$p < ,001$	0,105
Ni ²⁺	F(3, 16) = 0,235, $p = ,870$			F(3, 16) = 2,417, $p = ,104$		
Zn ²⁺	F(3, 17) = 0,373, $p = ,774$			F(3, 17) = 1,709, $p = ,203$		

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, e outros parâmetros em mg/l exceto for pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito ($p < 0.05$).

Tabela C.4 - Resultados da ANOVA a dois fatores das interações de TC com IA.

Parâmetro	Idade do aterro		
	Estatística F	<i>p</i> de interação	Omega quadrado
Volume	F(5, 507) = 23,228, <i>p</i> < ,000	<i>p</i> = ,004	0,006
VLU	F (5, 448) = 10,281, <i>p</i> < ,001	<i>p</i> < ,001	< 0,001
pH	F (3, 101) = 7,149, <i>p</i> < ,001	<i>p</i> = ,016	0,005
CE	F (3, 123) = 16,292, <i>p</i> < ,001	<i>p</i> = ,033	0,011
SST	F(3, 157) = 9,018, <i>p</i> < ,001	<i>p</i> < ,001	0,027
COT	F(5, 63) = 1,328, <i>p</i> = ,264	-	-
CQO	F(5, 443) = 14,970, <i>p</i> < ,001	<i>p</i> = ,223	-
CBO ₅	F(5, 195) = 7,689, <i>p</i> = ,001	<i>p</i> = ,012	0,010
CBO ₅ /CQO	F(5, 219) = 5,191, <i>p</i> < ,001	<i>p</i> = ,041	0,010
N Total	F(4, 116) = 10,893, <i>p</i> < ,001	<i>p</i> = ,547	-
NH ₄ -N	F(5, 415) = 13,431, <i>p</i> < ,001	<i>p</i> = ,943	-
NO ₃ -N	F(3, 23) = 1,632, <i>p</i> = ,209	-	-
NO ₂ -N	F(3, 25) = 4,273, <i>p</i> = ,014	<i>p</i> = ,009	0,155
Cl ⁻	F(3, 131) = 31,248, <i>p</i> < ,001	<i>p</i> = ,510	-
SO ₄ ²⁻	F(3, 16) = 1,512, <i>p</i> = ,250	-	-
Na ⁺	F(3, 16) = 1,497, <i>p</i> = ,253	-	-
Mg ²⁺	F(3, 18) = 0,102, <i>p</i> = ,958	-	-
K ⁺	F(3, 35) = 2,961, <i>p</i> = ,045	<i>p</i> = ,446	-
Ca ²⁺	F(3, 18) = 2,191, <i>p</i> = ,124	-	-
Fe ²⁺	F(3, 15) = 2,862, <i>p</i> = ,072	-	-
Mn ²⁺	F(3, 17) = 5,428, <i>p</i> = ,008	<i>p</i> = ,408	-
Cd ²⁺	F(3, 33) = 11,431, <i>p</i> < ,001	<i>p</i> = ,017	0,038
Cr Total	F(3, 35) = 0,302, <i>p</i> = ,824	-	-
Cu ²⁺	F(3, 17) = 2,169, <i>p</i> = ,129	-	-
Pb ²⁺	F(3, 30) = 4,288, <i>p</i> = ,012	<i>p</i> = ,009	0,062
Ni ²⁺	F(3, 16) = 0,761, <i>p</i> = ,532	-	-
Zn ²⁺	F(3, 17) = 0,654, <i>p</i> = ,591	-	-

Volume em m³/mês, volume de lixiviado unitário em m³/(t.mês), CE em mS/cm, e outros parâmetros em mg/l exceto for pH (Esc. Sor.) e CBO₅/CQO. Diferenças significativas a negrito (*p* < 0.05).

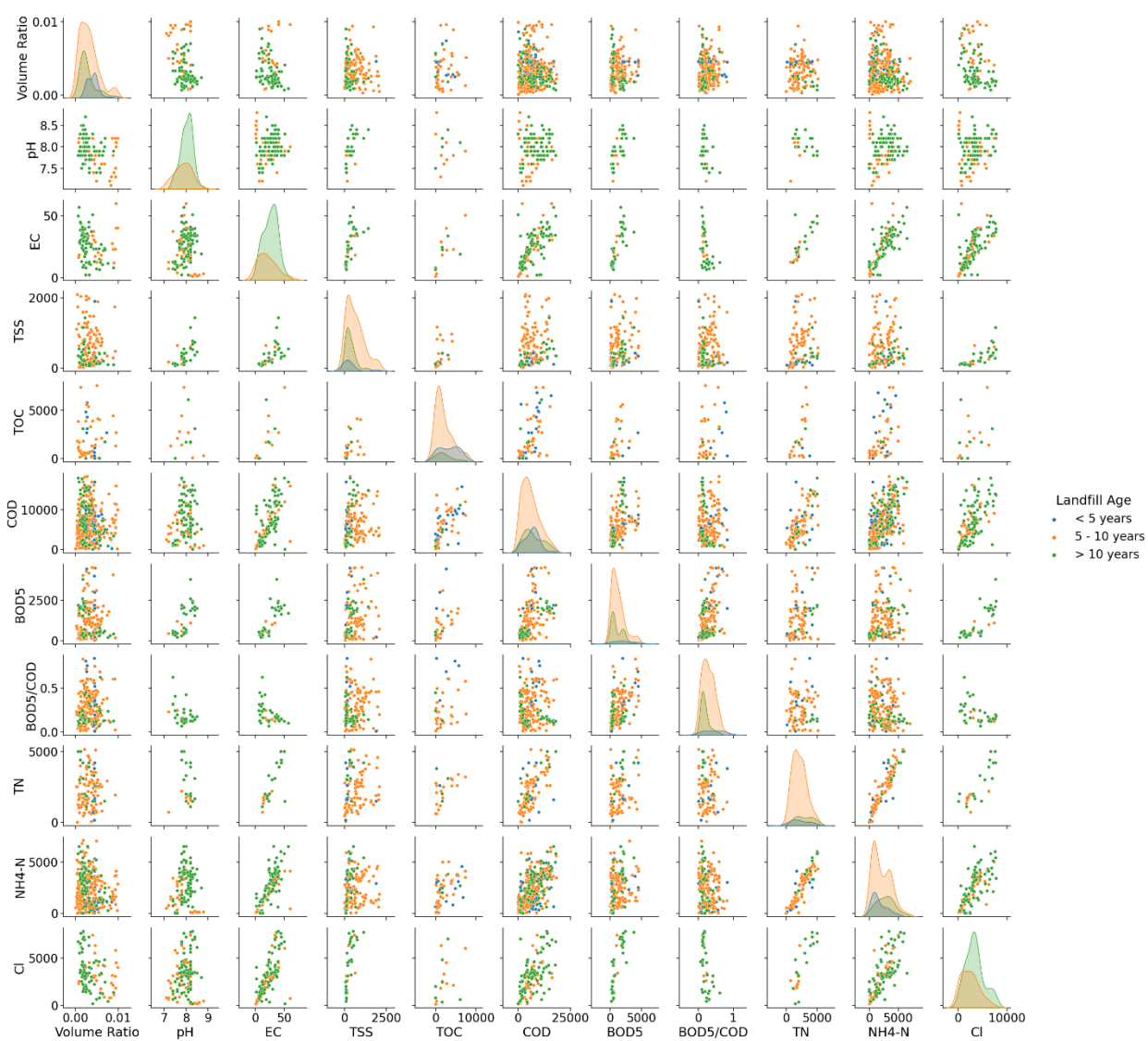


Figura C.1- Gráficos de dispersão de parâmetros volume e qualidade principais por idade do aterro.



Figura C.1- Gráficos de dispersão de parâmetros volume e qualidade principais por clima do aterro.



Figura C.3- Gráficos de dispersão de parâmetros volume e qualidade principais por dimensão do aterro.



Figura C.4- Gráficos de dispersão de parâmetros volume e qualidade principais por tratamento do concentrado.

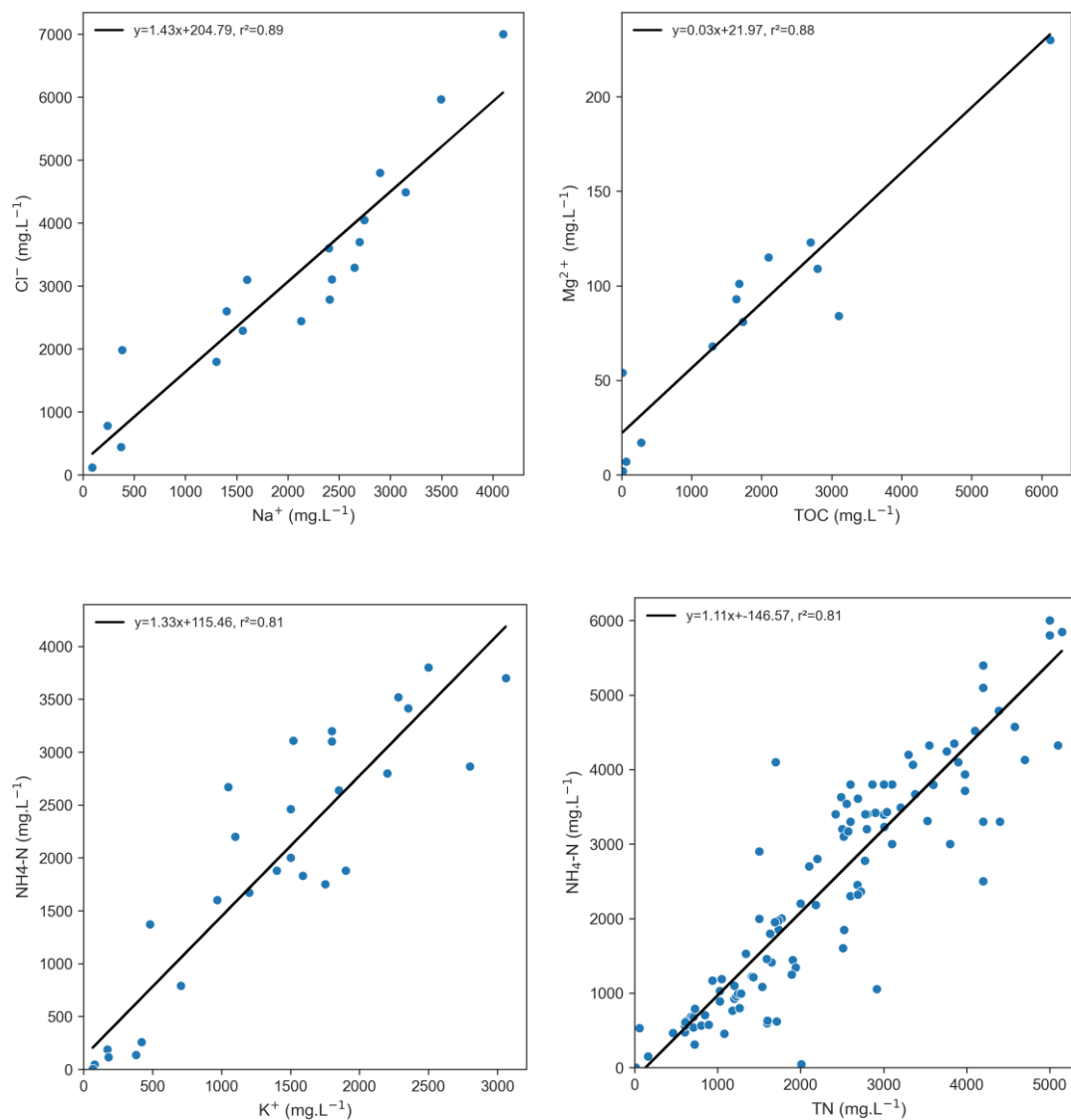


Figura C.5 - Gráficos regressão para parâmetros com elevada correlação: Cl^-/Na^+ (a), $\text{Mg}^{2+}/\text{TOC}$ (b), $\text{NH}_4\text{-N}/\text{K}^+$ (c), e $\text{NH}_4\text{-N}/\text{TN}$ (d).

ANEXO D - INFORMAÇÃO DE APOIO AOS RESULTADOS DA APRENDIZAGEM AUTOMÁTICA

Tabela D.1 - Resultados da pesquisa em grelha para o pipeline de hiperparâmetros de classificação do modelo de AD, com a validação cruzada de cinco vezes.

Modelo	Pesquisa em grelha			Exatidão - Teste			Sensitividade - Teste			Especificidade - Teste			Precisão - Teste			AUC - Teste		
	Critério	Prof. Max.	Max Caract.	Média	Desv. Pad.	Posição	Média	D.P.	Pos.	Média	D.P.	Pos.	Média	D.P.	Pos.	Média	D.P.	Pos.
0	gini	4	sqrt	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
1	gini	4	log2	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
2	gini	5	sqrt	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
3	gini	5	log2	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
4	gini	6	sqrt	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
5	gini	6	log2	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
6	gini	7	sqrt	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
7	gini	7	log2	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
8	gini	8	sqrt	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
9	gini	8	log2	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
10	gini	9	sqrt	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
11	gini	9	log2	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
12	gini	10	sqrt	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
13	gini	10	log2	0,870	0,056	15	0,870	0,051	15	0,864	0,129	3	0,881	0,049	15	0,911	0,066	1
14	entropia	4	sqrt	0,890	0,039	1	0,890	0,037	1	0,886	0,100	1	0,902	0,034	13	0,909	0,027	27
15	entropia	4	log2	0,890	0,039	1	0,890	0,037	1	0,886	0,100	1	0,902	0,034	13	0,909	0,027	27
16	entropia	5	sqrt	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
17	entropia	5	log2	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
18	entropia	6	sqrt	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
19	entropia	6	log2	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
20	entropia	7	sqrt	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
21	entropia	7	log2	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
22	entropia	8	sqrt	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
23	entropia	8	log2	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
24	entropia	9	sqrt	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
25	entropia	9	log2	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
26	entropia	10	sqrt	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15
27	entropia	10	log2	0,886	0,039	3	0,890	0,037	1	0,861	0,114	17	0,905	0,034	1	0,909	0,028	15

Tabela D.2 - Resultados da pesquisa em grelha para o pipeline de hiperparâmetros de classificação do modelo de AD, com a validação cruzada de cinco vezes.

Modelo	Pesquisa em grelha				Exatidão - Teste			Sensitividade - Teste			Especificidade - Teste			Precisão - Teste			AUC - Teste		
	Critério	Prof. Max.	Max Caract.	N.º estimadores	Média	Desv. Pad.	Posição	Média	Desv. Pad.	Posição	Média	Desv. Pad.	Posição	Média	Desv. Pad.	Posição	Média	Desv. Pad.	Posição
0	gini	4	log2	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
1	gini	4	log2	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
2	gini	4	sqrt	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
3	gini	4	sqrt	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
4	gini	5	log2	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
5	gini	5	log2	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
6	gini	5	sqrt	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
7	gini	5	sqrt	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
8	gini	6	log2	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
9	gini	6	log2	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
10	gini	6	sqrt	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
11	gini	6	sqrt	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
12	gini	7	log2	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
13	gini	7	log2	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
14	gini	7	sqrt	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
15	gini	7	sqrt	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
16	gini	8	log2	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
17	gini	8	log2	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
18	gini	8	sqrt	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
19	gini	8	sqrt	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
20	gini	9	log2	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
21	gini	9	log2	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
22	gini	9	sqrt	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
23	gini	9	sqrt	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
24	gini	10	log2	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
25	gini	10	log2	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
26	gini	10	sqrt	25	0,88	0,05	43	0,88	0,05	43	0,84	0,11	43	0,90	0,05	43	0,99	0,01	27
27	gini	10	sqrt	50	0,89	0,07	15	0,89	0,07	15	0,87	0,13	15	0,91	0,06	29	0,99	0,01	27
28	entropia	4	log2	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	0,99	0,01	27
29	entropia	4	log2	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
30	entropia	4	sqrt	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	0,99	0,01	27
31	entropia	4	sqrt	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
32	entropia	5	log2	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1

Modelo	Pesquisa em grelha				Exatidão - Teste			Sensitividade - Teste			Especificidade - Teste			Precisão - Teste			AUC - Teste		
	Critério	Prof. Max.	Max Caract.	N.º estimadores	Média	Desv. Pad.	Posição	Média	Desv. Pad.	Posição	Média	Desv. Pad.	Posição	Média	Desv. Pad.	Posição	Média	Desv. Pad.	Posição
33	entropia	5	log2	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
34	entropia	5	sqrt	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
35	entropia	5	sqrt	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
36	entropia	6	log2	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
37	entropia	6	log2	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
38	entropia	6	sqrt	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
39	entropia	6	sqrt	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
40	entropia	7	log2	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
41	entropia	7	log2	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
42	entropia	7	sqrt	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
43	entropia	7	sqrt	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
44	entropia	8	log2	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
45	entropia	8	log2	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
46	entropia	8	sqrt	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
47	entropia	8	sqrt	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
48	entropia	9	log2	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
49	entropia	9	log2	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
50	entropia	9	sqrt	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
51	entropia	9	sqrt	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
52	entropia	10	log2	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
53	entropia	10	log2	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13
54	entropia	10	sqrt	25	0,89	0,04	29	0,89	0,04	15	0,86	0,13	29	0,91	0,03	15	1,00	0,00	1
55	entropia	10	sqrt	50	0,91	0,05	1	0,91	0,05	1	0,91	0,11	1	0,93	0,04	1	1,00	0,01	13

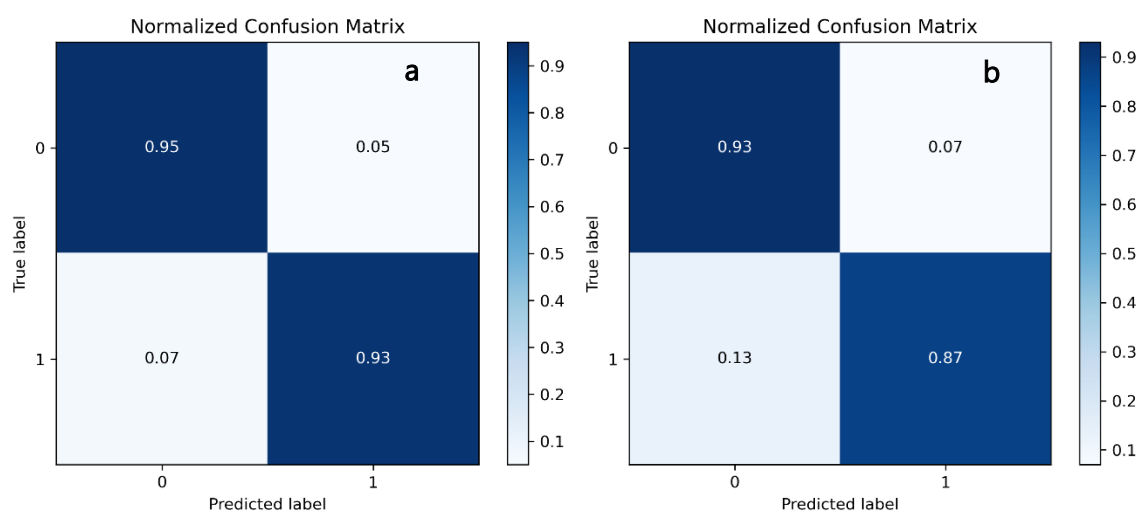


Figura D.1 - Matrizes de confusão do modelo de AD para os conjuntos de treino (a) e teste (b).

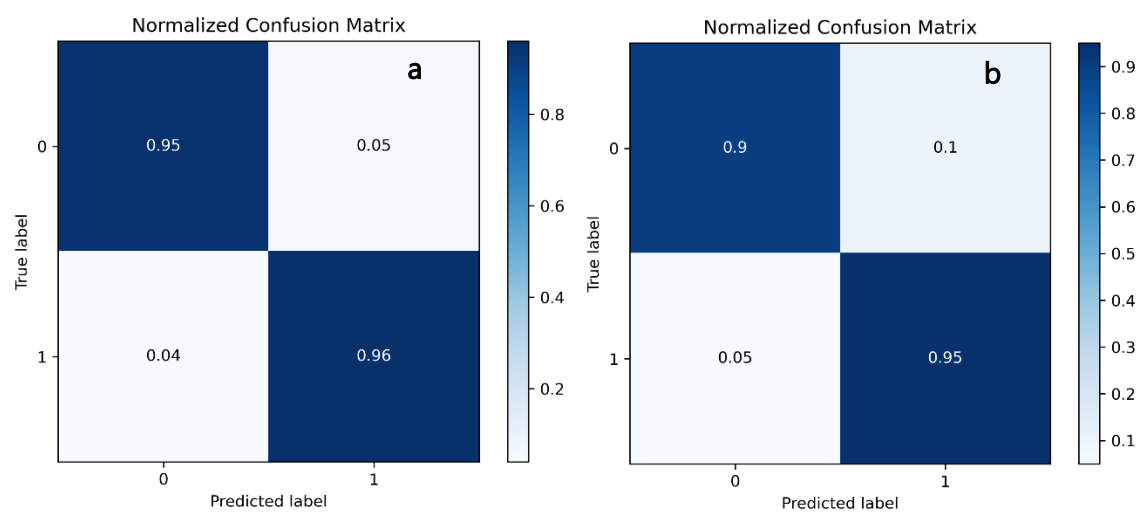


Figura D.2 - Matrizes de confusão do modelo de FA para os conjuntos de treino (a) e teste (b).

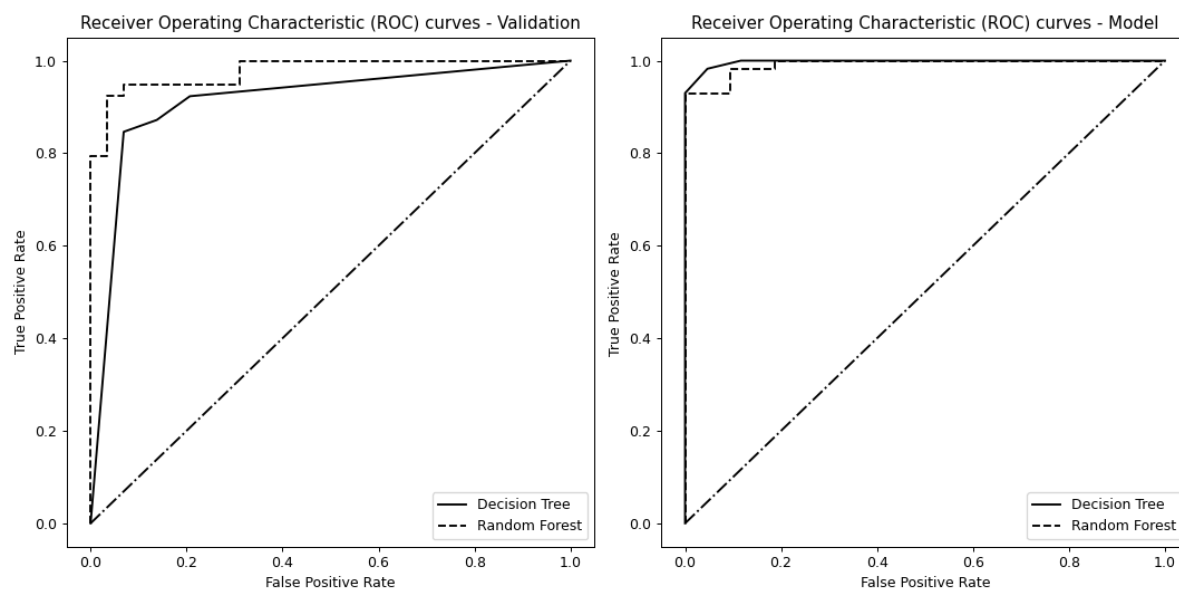


Figura D.3 - ROC dos modelos de AD e FA para os conjuntos de teste e construção dos modelos.



⟨2023⟩

JOANA MARGARIDA LALANDA
MARTINS DOS SANTOS SOBRAL

ATERRO DE RESÍDUOS URBANOS E A SUA
SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL: ESTRATÉGIAS PARA
REDUZIR EMISSÕES A LONGO PRAZO

