Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro
Escola de Ciências e Tecnologia
Mestrado em Engenharia Mecânica

Modelo de Previsão da Capacidade de Produção de Bioenergia em Aterros Sanitários

Edgar Emanuel Correia Borges

Janeiro de 2014

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro
Escola de Ciências e Tecnologia
Mestrado em Engenharia Mecânica

Modelo de Previsão da Capacidade de Produção de Bioenergia em Aterros Sanitários

Edgar Emanuel Correia Borges

Janeiro de 2014

Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Mecânica, realizada sob a orientação científica do Prof. Doutor Amadeu Duarte da Silva Borges do Departamento de Engenharias da Escola de Ciências e Tecnologia da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

À minha família, namorada

e amigos

RESUMO

Com o crescimento demográfico mundial, a quantidade de resíduos produzidos pelas populações tem vindo a sofrer um aumento exponencial. Tal facto verifica-se graças ao crescimento do consumo global, o que leva ao surgimento constante de impactes ambientais.

A par desta situação, a inflação no preço da energia e o aumento crescente da procura, nomeadamente nos combustíveis, promove a procura de fontes alternativas para combater este impacto significativo. Nesse contexto, os resíduos sólidos urbanos depositados em aterros sanitários são vistos como uma alternativa com a potencialidade de produzir um recurso energético viável, abundante e sustentável. O aproveitamento deste desperdício por parte da sociedade surge como uma opção adequada, pois o biogás, gerado pela decomposição orgânica dos resíduos depositados nos aterros sanitários, apresenta-se como um dos ativadores do efeito de estufa e ao mesmo tempo possui um elevado potencial energético.

Deste modo, este trabalho, realizado no âmbito da dissertação do Mestrado de Engenharia Mecânica da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, irá focar-se na construção de um modelo de previsão da produção de bioenergia em aterros sanitários, onde será analisada a viabilidade económica da valorização energética do biogás. Por outro lado, serão abordados os métodos de previsão de produção de biogás, bem como, as aplicações potenciais do biogás. Serão identificadas as tecnologias disponíveis no mercado mais adequadas, quais as condicionantes impostas pela legislação portuguesa e quais são os incentivos mais significativos para a utilização deste gás.

A partir desses indicadores serão gerados cenários potenciais de aplicação do biogás, admitindo diferentes quadros de investimento e viabilidade económica, tendo por base, consumos energéticos próprios do aterro sanitário, produção de eletricidade para venda à rede elétrica nacional, injeção de biometano na rede de gás natural.

Palavras-chave: Aterros Sanitários, Resíduos Sólidos Urbanos, Biogás.

ABSTRACT

With the world population growth, the amount of waste produced by the population has been experiencing an exponential growth. This fact is verified by the increase of the global consumption, which leads to the constant occurrence of environmental impacts.

Alongside this situation, the inflation in the price of energy, particularly fuels, promotes the demand for alternative sources to combat this significant impact. In this context, solid urban waste deposited in sanitary landfills are seen as an alternative, with the potential to produce a viable energy resource, abundant and sustainable. The harnessing of this waste by the society emerges as a suitable option because the biogas is generated by the decomposition of organic waste deposited in sanitary landfills, presents itself as one of the activators of the greenhouse effect and at the same time, has a high potential energy.

Therefore, this study, conducted as part of the Master's dissertation of Mechanical Engineering from the University of Trás-os-Montes and Alto Douro, will focus on the construction of a prediction model of bioenergy production in sanitary landfills, where it will be analyzed the biogas economic viability recovery. On the other hand, will be discussed the predictions methods concerning the biogas production, as well the biogas potential applications. In this work, it will be identified most of the technologies available in the market, which the constraints imposed by the Portuguese legislation and, what are the most significant incentives for the use of this gas.

From these indicators, it will be generated potential scenarios for the implementation of biogas, assuming different frameworks of investment and economic viability, based on the energy consumptions from the sanitary landfills, electricity production to sale to the national electric network, injection of biomethan in the natural gas network.

Keywords: Sanitary landfills, Solid Urban Waste, Biogas.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Amadeu Duarte da Silva Borges que me orientou e ajudou ao longo deste tempo de trabalho.

À UTAD por ter disponibilizado as condições necessárias para a execução deste trabalho.

Ao Eng.º Nuno Moreira da Dourogás, a Nuno Guerra da GASIN, a Sofia Mota da VALORSUL e a Mónica Pereira da AMBILITAL por terem disponibilizado tempo, informações e dados para a elaboração do software e dos casos de estudo.

A Ana Gonçalves e ao Hugo Pinto pela ajuda nos momentos menos positivos.

ÍNDICE

RESUMO v

ABSTRACT vi

AGRADECIMENTOS vii

ÍNDICE DE TABELAS xi

ÍNDICE DE FIGURAS xii

NOMENCLATURA xiii

1. Introdução 1

1.1 Objetivos 3

1.2 Estrutura do trabalho 3

1.3 Políticas e Medidas 4

1.4 Enquadramento Legal 7

1.5 Situação Energética Nacional 8

2. Caracterização dos Aterros Sanitários, dos Resíduos e do Biogás 10

2.1 Situação Nacional dos Aterros 10

2.2 Caracterização de um aterro sanitário 12

2.3 Classificação dos Resíduos Sólidos Urbanos 16

2.4 Biogás 18

2.5 Processos de Produção de Biogás 20

2.6 Fatores que influenciam a produção de biogás 24

3. Modelos numéricos de previsão de produção de gases de aterro 28

3.1 Modelo Aproximação Simples 28

3.2 Modelo Scholl & Canyon 29

3.3 Emission Factor Documentation for AP-42 30

3.4 LANDGEM 33

3.5 Modelo Triangular 34

3.6 IPCC 1996 36
4. Aproveitamento energético do gás de aterro 39
4.1 Motores de combustão interna 40
4.2 Microturbinas 41
4.3 Turbinas a gás 41
4.4 Caldeiras 42
4.5 Injeção de biometano na rede de gás natural 43
4.6 Benefícios do aproveitamento do biogás e biometano 45
5. Modelação Numérica da previsão da capacidade de produção de bioenergia em aterros sanitários 48
5.1 Introdução de dados 48
5.2 Aterro 49
5.3 Métodos 50
5.4 Análise Financeira 50
5.5 Biogás gerado 52
5.6 Valorização Energética 53
5.7 Remuneração dos produtos gerados 54
5.8 Receitas e Despesas 57
5.9 Análise financeira 58
6. Caso de estudo 60
6.1 Dados 61
6.2 Análise de Resultados 61
7. Conclusões e trabalho futuro 67
7.1 Conclusões 67
7.2 Trabalho futuro 68
BIBLIOGRAFIA 69
Anexos i

A. Anexo A i

B. Anexo B..... iv

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 Peso específico e teor de humidade dos resíduos (adaptado de Russo, 2003). 18
Tabela 3.1 Densidade estimada dos resíduos sólidos urbanos (Audibert, 2011). 31
Tabela 3.2 Potencial e taxa de geração de metano (Audibert, 2011). 32
Tabela 3.3 Carbono orgânico degradável (IPCC, 1996). 37
Tabela 4.1 Panorama europeu atual das instalações de injeção de biogás (Seisler, 2010). 43
Tabela 6.1 Comparação do metano extraído entre o caso real e a simulação segundo os modelos Aproximação Simples e Emission Factor. 62
Tabela 6.2 Comparação do metano extraído entre o caso real e a simulação segundo os modelos Primeira Ordem do IPCC e Scholl & Canyon. 62
Tabela 6.3 Comparação da eletricidade produzida in loco entre o caso real e a simulação segundo os modelos Aproximação Simples e Emission Factor. 63
Tabela 6.4 Comparação da eletricidade produzida in loco entre o caso real e a simulação segundo os modelos Primeira Ordem e Scholl & Canyon. 63
Tabela 6.5 Extrapolação e volumes de dióxido de carbono disponíveis. 64
Tabela 6.6 Comparação do biometano extrapolado e simulado simulação segundo os modelos Aproximação Simples e Emission Factor. 64
Tabela 6.7 Comparação do biometano extrapolado e simulado simulação segundo os modelos Primeira Ordem do IPCC e Scholl & Canyon. 65
Tabela A.1 Custos inerentes à construção e às instalações do aterro sanitário (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009). i
Tabela A.2 Custos inerentes aos veículos e equipamentos necessários ao funcionamento do aterro sanitário (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009). ii
Tabela A.3 Custos inerentes ao aterro sanitário a nível estrutural (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009). ii
Tabela A.4 Custos operacionais inerentes à atividade do aterro sanitário (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009). ii
Tabela A.5 Custos totais inerentes (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009). iii

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Estado de cumprimento do Protocolo de Quioto (CumprirQuioto, 2013). 2
Figura 2.1 Esquema das fronteiras num aterro sanitário (adaptado de Russo, 2005)..... 13
Figura 2.2 Aterro com bioreactor anaeróbio (adaptado de Dubois et Mercier, 2009). .. 16
Figura 2.3 Composição dos gases produzidos durante o processo (Adaptado de Dubois et Mercier. 2009). 24
Figura 2.4 Produção de biogás ao longo do tempo (adaptado de Dubois et Mercier, 2009). 26
Figura 3.1 Modelo triangular proposto por Tchobanoglous et al. (1993). 35
Figura 4.1 Produção de biogás dos Estados Membros da UE em toneladas equivalentes de petróleo (Seisler, 2010). 46
Figura 5.1 Apresentação do software. 49
Figura B.1 Biogás e metano extraídos segundo o modelo Aproximação Simples. iv
Figura B.2 Biogás e metano extraídos segundo o modelo Emission Factor. iv
Figura B.3 Biogás e metano extraídos segundo o modelo Primeira Ordem do IPCC. v
Figura B.4 Biogás e metano extraídos segundo o modelo Scholl & Canyon. v
Figura B.5 Comparação do metano extraído comparado com os dados reais. vi
Figura B.6 Margens de erro médio entre os diferentes modelos numéricos. vi

NOMENCLATURA

CH_4	Metano	
CO_2	Dióxido de Carbono	
O_2	Oxigénio	
H_2S	Sulfato de Hidrogénio	
H_2O	Água	
H_2	Hidrogénio	
SO_4^{-2}	Ião Sulfato	
S^{2-}	Ião Sulfureto	
N_2	Nitrogénio	
FCM	Fator de correção	(m)
COD	Carbono orgânico degradável	
COD_F	Fração de COD dissimilado	
OX	Fator de oxidação	
COD_i	Fração de carbono orgânico degradável	
W_i	Fração do tipo de resíduo por categoria de resíduo	
$Q_{Gás}$	Formação de gás no aterro para um determinado tempo	(m^3/ano)
$M_i \ R_i$	Quantidade de resíduos depositados	(ton)
dC/dt	Taxa de degradação de carbono	
C	Quantidade de carbono orgânico que pode ser convertido em gás por tonelada de resíduos	(kg/t)
k	Constante de taxa de degradação	(ano^{-1})
t	Tempo decorrido	(anos)
L_0	Potencial dos resíduos para produção de gás	(m^3/ton)
$t_{fim,i}$	Tempo para o início da produção de biogás	(anos)
$t_{0,i}$	Tempo para o qual a produção de biogás no aterro começa para um volume de resíduos	(anos)
$t_{\max,i}$	Tempo para o qual a produção de biogás no aterro atinge o pico para os resíduos depositados no ano i	(anos)

C	Tempo após o encerramento do aterro em anos	(anos)
M_{CH_4}	Massa molar do metano	(kg/mol)
M_{CO_2}	Massa molar do dióxido de carbono	(kg/mol)
M_s	Massa seca dos resíduos	(kg)
$M_{C_aH_bO_cN}$	Massa molar dos resíduos	(kg/mol)
δCH_4	Massa volúmica do metano	(kg/m^3)
δCO_2	Massa volúmica do dióxido de carbono	(kg/m^3)
I	Incremento de tempo	(anos)
N	Diferença entre o ano de cálculo e o ano inicial de aceitação de resíduo	(anos)
J	Incremento de tempo do ano	(anos)
t_{ij}	Espaço temporal no ano i e mês j	
A_{avg}	Idade média do refugo testado	(anos)
A_i	Idade do refugo na primeira fracção	(anos)
f_i	Fracção do refugo na primeira secção	(anos)
L'_0	Produção potencial de metano revisto tendo em conta a quantidade de material não degradável no aterro	(m^3/ton)
Q_f	Taxa de fluxo final estabilizado de metano	(m^3/min)
M_r	Massa do refugo degradável afectado pelo poço de teste	(toneladas)
C_t	Concentração dos NMOC	(ppmv)
P_{tf}	Pressão da amostra de gás depois da tiragem amostras	(mm Hg)
P_{ti}	Pressão da amostra de gás depois da evacuação	(mm Hg)
C_{N_2}	Valor medido da concentração de azoto	(mol)
r	Total amostras durante as análises	
C_{tm}	Valor medido da concentração dos NMOC	(ppmv)
B_w	Conteúdo de mistura da amostra	
P_w	Pressão de vapor de água	(mm Hg)
P_b	Pressão barométrica	(mm Hg)
P	Pressão atmosférica padrão	(kPa)
T	A temperatura ambiente padrão	(K)

R	Constante dos gases perfeitos	(kPa.m^3/kmol.K)
M	Massa molar	(kg/mol)
C_m	Conteúdo de metano	(%)

ABREVIATURAS

AS	Aterro Sanitário
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
PERSU	Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos
CDR	Combustíveis Derivados de Resíduos
FER	Fontes de Energias Renováveis
NMOC	Compostos Orgânicos Não-Metânicos
ppm	Partes por milhão por volume
et al.	E outros (do latim: *et alia*)
LANDGEM	Modelo de previsão de biogás da USEPA
RB	Rapidamente Biodegradáveis
LB	Lentamente Biodegradáveis
COD	Chemical Oxygen Demand (exigência química de oxigénio)
GNV	Veículos movidos a Gás Natural
TCMA	Taxa de Crescimento Médio Anual
APA	Agência Portuguesa para o Ambiente
DGEG	Direção Geral para a Energia e Geologia
PNAC	Plano Nacional para as Alterações Climáticas
PNAEE	Plano Nacional de Ação para a Eficiência Energética
PNAER	Estratégia para as Energias Renováveis
GNL	Gás Natural Liquefeito
USEPA	United States Environment Protection Agency

CAPÍTULO 1

Introdução

A distribuição final dos resíduos sólidos urbanos apresenta-se como sendo um dos principais problemas ambientais enfrentados pelas comunidades em todo o mundo. Este facto tende a agravar-se com o crescimento demográfico e aumento de consumo de bens descartáveis, o que gera grandes volumes de resíduos que necessitam de uma solução de tratamento ou controlo. Este crescimento demográfico associado ao consumo e actividade económica conduziu a uma sobre exploração desequilibrada dos recursos fósseis disponíveis, o que potenciou intensamente os impactes ambientais.

Graças a esta falta de sustentabilidade dos padrões ambientais e de consumo foram assinados diversos tratados e protocolos com o intuito de travar a progressão sistemática, nomeadamente o protocolo de Quioto. O Protocolo de Quioto surgiu na sequência de vários outros eventos globais, estabelecendo normas mais claras sobre a redução de emissões de gases de efeito de estufa, bem como metas que os países deveriam cumprir relativamente às emissões. A partir da data de entrada em vigor do protocolo tem-se assistido a uma evolução na diminuição das emissões dos gases de efeito de estufa por parte dos estados membros da União Europeia. Contudo, segundo as emissões registadas em 1990, graças a um acordo entre os países da União Europeia, foi atingido um acordo mútuo de cumprimento das metas do Protocolo de Quioto, em que Portugal pretendia aumentar em 27% as emissões admissíveis de gases de efeito de estufa. Infelizmente, Portugal está muito perto desse valor limite, pois em 1999 o valor já tinha atingido os 24,5% (Teixeira, 2008). Portugal, mediante o quadro europeu de partilha de responsabilidade, dispõe de 381.937.527 toneladas de CO_2, sendo que para atingir o cumprimento nacional possui três instrumentos, nomeadamente, o Programa Nacional para as Alterações Climáticas (PNAC), o Comércio Europeu de Licenças de Emissão (PNALE II) e o Fundo Português de Carbono. Como é possível analisar pela

Figura 1.1, Portugal em 2012 já ultrapassou em 1,98% a Quantidade Atribuída (CumprirQuioto, 2013).

ESTADO DE CUMPRIMENTO DO PROTOCOLO DE QUIOTO (QUADRO DE AVALIAÇÃO)							
DESIGNAÇÃO	UNIDADE	ANO					Σ 2008-12
		2008	2009	2010	2011	2012	
Quantidade Atribuída	Mt CO_2e	76,39	76,39	76,39	76,39	76,39	381,95
Estimativa Nacional de Emissões de Gases com Efeito de Estufa	Mt CO_2e	78,29	76,85	78,75	77,00	78,62	389,51
Desvio face à Quantidade Atribuída	Mt CO_2e	1,90	0,46	2,36	0,61	2,23	7,56
	%	2,49	0,60	3,09	0,80	2,92	1,98
Fundo Português de Carbono: Unidades de Cumprimento Recebidas	Mt CO_2e	0,00	2,29	3,03	0,08	0,95	6,35

Figura 1.1 Estado de cumprimento do Protocolo de Quioto (CumprirQuioto, 2013).

Esta preocupação crescente relativamente à meta acordada pelo Protocolo de Quioto obrigou os Estados Membros da União Europeia a recorrer outras tecnologias por forma a conseguirem travar o aumento significativo das emissões de gases de efeito de estufa. Nesse sentido, é imperativo apostar num abastecimento de energia sustentável que não prejudique o meio ambiente, exigindo a introdução e divulgação de energias renováveis.

A necessidade de encontrar alternativas viáveis para o consumo de energia produzida a partir de combustíveis fósseis, bem como o equilibrar a balança nacional da dependência energética externa, promove o interesse crescente noutras tecnologias. A par de outras tecnologias renováveis já vigentes, os resíduos sólidos urbanos e o biogás surgem como alternativas com potencial energético significativo.

A deposição de resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros sanitários (AS) é considerada como uma das principais soluções encontradas para a gestão dos resíduos, caso não se recorra ou não seja passível outras soluções, como a reciclagem, compostagem ou incineração.

Após a deposição dos resíduos no aterro sanitário, a matéria orgânica inicia um processo de degradação biológica, o que gera novos produtos, principalmente o biogás. O biogás produzido nos aterros sanitários graças à digestão anaeróbia da matéria orgânica constituinte dos resíduos sólidos urbanos apresenta uma composição diversa,

sobressaindo essencialmente o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2), que são dois gases responsáveis pelo efeito de estufa. A sua composição admite semelhanças ao gás natural, verificando-se um poder calorifico significativo, que pode ser utilizado como alternativa ao gás natural. Neste sentido, a sua captação para aproveitamento energético consiste numa opção a ter em conta, visto que essa característica intrínseca do biogás permite a produção de energia elétrica e de calor, além de poder ser utilizado noutras aplicações, como a injeção na rede de gás natural ou como combustível em veículos movidos a gás natural.

1.1 Objetivos

O presente trabalho tem como objetivo estimar a produção de bioenergia em aterros sanitários, realizando uma consequente análise da viabilidade económica perante diferentes cenários de valorização energética do biogás produzido nos aterros sanitários. O software gerado neste projeto permitirá o estudo económico inerente.

1.2 Estrutura do trabalho

O presente trabalho subdivide-se em sete capítulos. O primeiro Capítulo remete à introdução na qual se faz uma abordagem ao tema, é abordado todo o enquadramento legal e a estratégia energética, quer a nível nacional quer a nível europeu. É referida a documentação legal que deve ser cumprida relativamente aos aterros sanitários, bem como são abordados todos os planos estratégicos e medidas europeias e nacionais na política energética. No segundo Capítulo são caracterizados os aterros sanitários, nomeadamente a sua estrutura e enquadramento nacional, bem como os resíduos sólidos urbanos, mediante as suas características e classificação. São abordados os gases de aterro, os processos de produção de gases por degradação biológica dos resíduos sólidos urbanos, bem como os fatores que influenciam a produção de biogás. No terceiro Capítulo são demonstrados os modelos numéricos de previsão de produção dos gases de aterro, apresentando toda a nomenclatura e formulação matemática de cálculo estimativo. O quarto Capítulo aborda o aproveitamento energético do biogás, o potencial de valorização do mesmo. Além disso, são mencionadas as tecnologias de conversão, o benefício da utilização e injeção de biometano na rede de gás natural. No

quinto Capítulo, é abordada toda a implementação do código computacional, referindo-se as formulações matemáticas e elementos informáticos utilizados na criação do programa. O sexto Capítulo consiste no caso de estudo que foi considerado durante este trabalho, apresentando os dados utilizados e os resultados obtidos. Por fim, o sétimo Capítulo apresenta as conclusões desta dissertação e é sugerido trabalho futuro por forma a continuar a evoluir esta temática.

1.3 Políticas e Medidas

Para o cumprimento das metas propostas pelo Protocolo de Quioto por parte dos estados membros europeus e para reduzir a dependência energética de combustíveis fósseis, o Parlamento Europeu renovou a Diretiva 2003/30/EU, promulgando a Diretiva 2009/28/CE, que visa estabelecer um quadro comum para a promoção de energia proveniente das fontes renováveis, fixando objetivos nacionais obrigatórios para a quota global de energia proveniente de fontes renováveis no consumo final bruto de energia e para a quota de energia proveniente de fontes renováveis consumida pelos transportes. Segundo esta Diretiva, Portugal comprometeu-se a cumprir 20,5% correspondente à quota de energia proveniente de fontes renováveis no consumo final bruto de energia para o ano 2005, sendo que o objetivo para 2020 corresponde a 31% da mesma quota. Esta medida, obriga igualmente os estados membros da União Europeia a construir infraestruturas necessárias para a energia proveniente de fontes renováveis no sector dos transportes, devendo assegurar que os operadores garantem o transporte e distribuição de energia elétrica a partir de fontes renováveis, bem como, promover um acesso prioritário a este tipo de energia.

As instituições europeias, através de legislação e debates relacionados deixaram claro que biogás e biometano apresentam potencial energético, podendo e devendo ser usados para uma variedade de propósitos, incluindo a geração elétrica, combustível para veículos (GNV), injeção na rede de gás natural existente. Contudo, ainda se verifica certos entraves por parte de algumas autoridades reguladoras europeias, que não estão relutantes a aceitar a injeção de biogás na rede, visto não estar em conformidade com a legislação europeia (Seisler, 2010).

No âmbito de serem estabelecidas regras comuns para o transporte, distribuição,

comercialização e armazenamento de gás natural, o Parlamento Europeu promulgou a Diretiva 2009/73/CE de 13 de Julho de 2009, revogando a Diretiva 2003/55/CE. São definidas as normas relativas à organização e ao funcionamento do sector do gás natural e ao acesso ao mercado, bem como os critérios e mecanismos aplicáveis à concessão de autorizações de transporte, distribuição, comercialização e armazenamento de gás natural e à exploração das redes. Na presente Diretiva estão descritas que as regras estabelecidas para o gás natural, onde se inclui o gás natural liquefeito (GNL), são igualmente aplicáveis, de forma não discriminatória, ao biogás e ao gás proveniente da biomassa ou a outros tipos de gás, na medida em que esses gases possam ser, do ponto de vista técnico e da segurança, injetados e transportados na rede de gás natural. No preâmbulo da diretiva, são afirmados os seguintes pontos:

- Ponto 23: Em relação ao biogás, outras medidas devem ser tomadas a fim de assegurar tarifas transparentes e não-discriminatórias de acesso ao transporte. Essas tarifas deverão ser aplicáveis aos utilizadores sem exceção de forma não discriminatória. Quando a instalação de armazenamento, o armazenamento na rede ou serviços auxiliares operarem num mercado suficientemente competitivo, o acesso pode ser permitido com base em regras claras não discriminatórias.
- Ponto 26: Os estados-membros devem tomar medidas concretas para ajudar a uma maior utilização de biogás e de gás a partir de biomassa, cujos produtores deverão ter o acesso não discriminatório à rede de gás, desde que esse acesso seja compatível com as regras e normas de segurança em vigor.
- Ponto 41: Os estados-membros devem assegurar os requisitos de qualidade necessários do biogás e gás proveniente de biomassa, beneficiando de acesso não discriminatório à rede de gás, desde que esse acesso seja permanentemente compatível com as regras e normas técnicas de segurança. Essas regras e normas devem garantir que esses gases são injetados e transportados através do sistema de gás natural, cumprindo estes as respetivas características químicas.

A importância do biogás tem sido tema de debate nas diversas entidades europeias. A intenção do Parlamento Europeu, da Comissão Europeia e do Conselho Europeu consiste em elaborar legislação concreta relativamente ao biogás e sua valorização. Como tal, estas comunicações representam um sinal firme quanto ao compromisso a nível europeu em gerar consenso político nesta temática.

O Parlamento Europeu aprovou uma resolução sobre o Livro Verde da Comissão sobre a gestão dos bio-resíduos na União Europeia, denominada 2009/2153 (INI). Este relatório considera que a digestão anaeróbia é especialmente útil para bio-resíduos isto porque produz nutrientes orgânicos ricos para aplicação em solos, mas também biogás, que é uma energia renovável que pode ser convertida em biometano ou utilizada para gerar energia elétrica. Considera igualmente que os bio-resíduos são um recurso valioso para a produção de eletricidade e biocombustíveis para os transportes, bem como podem ser o recurso para a alimentação da rede de gás através da conversão de biogás em biometano (Fernandes, 2010).

Outro relatório aprovado pelo Parlamento Europeu foi o Relatório Projeto sobre agricultura sustentável e biogás, necessidade de revisão da legislação da União Europeia (2007/2107 (INI)). Este relatório reconhece o biogás como um recurso energético vital, que contribui para o desenvolvimento económico sustentável, desenvolvimento agrícola e rural e proteção ambiental, bem como incentiva tanto a União Europeia e como os Estados-Membros a explorar o enorme potencial no biogás através da criação de um ambiente favorável, bem como manutenção e desenvolvimento de regimes de apoio para inspirar o investimento e manutenção de plantas de biogás. Recorda aos Estados-Membros e Comissão Europeia que um maior avanço do biogás não é possível sem financiamento, investigação e desenvolvimento, para ser possível obter “eletricidade verde” e "gás verde”, considerando que a produção de "gás verde" deve ser subsidiada da mesma forma que a "eletricidade verde". Exige que os Estados-membros e a Comissão garantam fundos europeus e nacionais para criar instalações mais eficientes e sustentáveis, especialmente para as instalações que produzem energia elétrica e calor ou para biogás injetado na rede de gás natural. Por fim, recomenda níveis mínimos e mecanismo de ajuste anual de pagamentos de "eletricidade verde" e "gás verde", devendo ser valiosa o suficiente para garantir o incentivo necessário para investir em instalações produtoras de biogás, como por exemplo, aterros sanitários, onde parte do pagamento pode ser assegurada através de certificados verdes.

Assim, é possível observar que a intenção das instituições europeias é clara, sendo que o biogás deve ser introduzido na rede de gás natural de uma forma não-discriminatória, pois o biogás é reconhecido como uma valiosa contribuição para a matriz energética nacional e europeia, a fim de cumprir as metas de energia renovável

estabelecidas.

1.4 Enquadramento Legal

Atendendo à realidade legislativa nacional, o Governo Português estabeleceu uma estratégia nacional para a energia, através da Resolução do Conselho de Ministros nº169/2005. Esta estratégia por principais objetivos:

- Garantir a segurança do abastecimento de energia, através da diversificação dos recursos primários e dos serviços energéticos e da promoção da eficiência energética na cadeia da oferta e na procura de energia;
- Estimular e favorecer a concorrência, por forma a promover a defesa dos consumidores, bem como a competitividade e a eficiência das empresas, quer as do sector da energia quer as demais do tecido produtivo nacional;
- Garantir a adequação ambiental de todo o processo energético, reduzindo os impactes ambientais às escalas local, regional e global, nomeadamente no que respeita à intensidade carbónica do PIB;

Neste sentido, a Estratégia Nacional para a Energia atenta à redução da forte dependência energética externa, ao aumento da eficiência energética e à redução das emissões de dióxido de carbono, com a diminuição do peso dos combustíveis fósseis nas fontes primárias de energia e abatimento do custo da energia (Resolução do Conselho de Ministros nº29/2010, 2010).

Neste sentido, os compromissos assumidos por Portugal no âmbito do Protocolo de Quioto, bem como as medidas previstas no Plano Nacional para as Alterações Climáticas, os quais visam uma redução das emissões de gases de efeito de estufa devem estar sempre presentes. O responsável pela maioria das emissões corresponde à produção da energia elétrica à base de combustíveis fósseis, pelo que, o reforço nas energias renováveis se tem revelado importante (VALORSUL, 2013).

Aprovado pelo Conselho de Ministros no dia 24 de Março de 2011 e publicado a 17 de Junho do mesmo ano, o Decreto-Lei n.º 73/2011, considerado como o novo Regime Geral de Gestão de Resíduos, vem reconfigurar a atividade de gestão de resíduos urbanos, industriais e fluxos específicos, em Portugal, separando os resíduos dos subprodutos e o fim do estatuto de resíduos para algumas substâncias e produtos.

Impõe ainda as novas metas para a reutilização, a reciclagem e a valorização de resíduos sólidos urbanos, nomeadamente, 50 por cento para a reciclagem de resíduos urbanos e 70 por cento para valorização, a cumprir até 2020. Prevê ainda, a utilização de pelo menos 5 por cento de materiais reciclados no total de matérias-primas usadas pelo sector da construção civil, numa ótica de preservação dos recursos naturais e de promoção da valorização dos resíduos.

Graças ao estudo desenvolvido pela Comissão Europeia, "O Ambiente na Europa, Situação e Perspetivas 2010", (SOER, 2010), a aplicação integral da legislação da União Europeia relativa aos resíduos economizaria cerca de 72 mil milhões de euros por ano, aumentaria o volume de negócios anual do setor de gestão e reciclagem de resíduos no espaço europeu em 42 mil milhões de euros e criaria mais de 400.000 postos de trabalho até 2020. As operações ilegais relacionadas com a gestão dos resíduos nos Estados-Membros estão a causar a perda de oportunidades para crescimento económico. Contudo, ao mesmo tempo, tem-se verificado um reforço das inspeções nacionais e um melhor conhecimento acerca da gestão dos resíduos.

Nas palavras do Comissário responsável pela pasta do Ambiente, Janez Potočnik (2012), "Temos de encarar os resíduos como um recurso, e enterrar esse recurso é pior do que ter falta de visão. O presente relatório (SOER, 2010) indica que a gestão e a reciclagem de resíduos podem dar um grande contributo para o crescimento económico e a criação de emprego. Se a legislação existente fosse aplicada adequadamente, poderíamos evitar onerosas operações de saneamento, poluição e problemas sanitários. E não esqueçamos que os materiais reciclados são mais baratos do que os virgens, além de reduzirem as emissões de gases com efeito de estufa e a nossa dependência das importações."

1.5 Situação Energética Nacional

A situação energética portuguesa enfrenta uma enorme dependência do petróleo e do gás natural, o que implica que essa dependência seja externa, visto Portugal não possuir esses recursos em volume sustentável. Todavia, essa dependência energética externa tem vindo a diminuir lentamente. Enquanto em 2005 o balanço energético português se registava nos 88,8%, passados seis anos, esse valor baixou para os 77,1%, o que revela um investimento em fontes de energia renováveis alternativas (DGEG,

2011). Esta submissão à volatilidade dos mercados obrigou o país a apostar mais intensamente em outras fontes de energia, sendo que em 2011, a energia hídrica representou 49,1% do saldo de produção de energia renovável, a energia eólica 37,4%, a biomassa 12,4% e a fotovoltaica 1,1%. A contabilização do biogás proveniente de todos os tipos de produção do mesmo, insere-se na percentagem de biomassa, representando este 2,6% do total de 12,4% referidos anteriormente (DGEG, 2012). Contudo, analisando unicamente a percentagem relativa ao biogás em aterros apenas obtemos 1,4% do total da percentagem renovável.

A potência total instalada renovável em território nacional atingiu os 10405 MW no final do mês de Julho de 2012, de entre os quais 141,3 MW relativos ao biogás e resíduos sólidos urbanos. A taxa de crescimento médio anual ou TCMA entre 2004 e 2011 para o biogás atinge um valor de 28,4%, o que indicia um incremento assinalável no aproveitamento energético deste gás. A produção de energia elétrica, a partir de fontes de energia renovável, registou no primeiro semestre de 2012 uma quebra de 31% relativamente a igual período de 2011, baixando de 15,7 TWh para 10,9 TWh. Este comportamento deve-se fundamentalmente à componente hídrica que decresceu 62%, enquanto a produção de energia eólica cresceu 7% e a fotovoltaica 31%. A incorporação de fontes de energia renovável no consumo bruto de energia elétrica, considerando apenas o Portugal Continental, para efeitos da *Diretiva 2009/29/CE de 23 de Abril*, foi de 43,5% em 2011. Todavia, para o caso do biogás e dos resíduos sólidos urbanos verifica-se um crescimento gradual desde 2004 até esta parte, registando-se em 2011, 152 GWh e 486 GWh, respetivamente (DGEG, 2012).

CAPÍTULO 2

Caracterização dos Aterros Sanitários, dos Resíduos e do Biogás

Tanto a legislação comunitária como a legislação portuguesa denomina de aterro um conjunto de instalações de receção, de tratamento e de deposição de resíduos a um nível inferior à superfície natural do local de aterro. Ao mesmo tempo, um aterro é considerado um destino final para os resíduos que não reúnam nenhum tipo de potencialidade valorativa, seja essa valorização orgânica, energética ou reciclagem.

2.1 Situação Nacional dos Aterros

O Decreto-Lei 183/2009, de 10 de Agosto, afirma que aterro é a "instalação de eliminação de resíduos através da sua deposição acima ou abaixo da superfície natural, incluindo as instalações de eliminação internas, considerando-se como tal, os aterros onde o produtor de resíduos efetua a própria eliminação dos resíduos no próprio local de produção, bem como, uma instalação permanente, considerando-se como tal, a que tiver uma vida útil superior a um ano, usada para armazenagem temporária" (Decreto-Lei 183/2010).

Um aterro sanitário, tal como qualquer outra instalação, apresenta um tempo de vida útil. Geralmente, 10 anos deveria ser considerado o tempo de vida mínimo e 20 anos o tempo de vida desejável. Infelizmente, por outro tipo de questões independentes à sua conceção, esse tempo de vida mínimo nem sempre é cumprido, como por exemplo uma ineficiente gestão do aterro sanitário, uma insuficiente compactação dos resíduos,

Para o licenciamento de um aterro ser aprovado inúmeras questões e parâmetros devem ser analisados. A área de instalação deve ser avaliada, sendo imperioso ter em

conta vários fatores, entre os quais, a existência de linhas de água subterrâneas, que não podem ser contaminadas, a ausência de populações nas proximidades por forma a evitar maus odores ou atracão de agentes parasitas, bem como o bom arejamento da área.

Desta forma, a extensão, a profundidade e a cobertura de um aterro apresentam-se como condicionantes no processo de formação de biogás. Caso seja um aterro com uma profundidade reduzida, verifica-se uma infiltração de oxigénio mais significativa, que origina uma inibição da produção de gás metano. Para mitigar tal facto recorre-se a diversas camadas de resíduos intercaladas com camadas de solo de cobertura, bem como, a condutas de circulação de lixiviados e de biogás. Este sistema evita a infiltração de oxigénio e permite uma impermeabilização tanto do solo como das camadas de resíduos. Uma impermeabilização eficaz exige diversas camadas de materiais. Por exemplo, nos aterros da VALORSUL, observando na base e de forma ascendente, encontramos uma camada de solos compactados com uma espessura de meio metro, uma microtela bentonítica, composta por geotêxtil de 300 g/m^2 e um suporte em PEAD (polietileno de alta densidade) de 350 g/m^2, entre os quais se encontra uma camada de bentonite de 4700 g/m^2, com espessura de sete milímetros, uma geomembrana em PEAD, com dois milímetros de espessura, uma camada geotêxtil não tecido com 300 g/m^2, uma camada drenante com 50cm de espessura e por fim uma outra camada geotêxtil não tecido com 300 g/m^2 (VALORSUL, 2013). De salientar, que a VALORSUL é uma entidade portuguesa que tem a seu cargo dois aterros sanitários, um no município de Vila Franca de Xira e outro no município do Cadaval, e que promovem a captação de biogás e lixiviados nos seus aterros sanitários. Por outro lado, ainda são responsáveis pela valorização orgânica de resíduos.

Segundo o artigo 25º do Decreto-Lei nº 152/2002, de 23 de Maio, durante a fase de exploração de um aterro sanitário é efetuado o controlo do processo de deposição de resíduos, dos lixiviados produzidos, das águas subterrâneas e superficiais e dos gases gerados durante o tempo de vida do aterro. Relativamente aos gases gerados, temática incidida neste trabalho, o controlo da qualidade dos gases produzidos é executado em todos os poços de drenagem instalados em zonas do aterro, efetuando-se medições regulares dos teores de metano, dióxido de carbono, oxigénio, e do caudal de biogás produzido no interior da célula.

Os aterros deverão possuir diferentes especificidades, dependendo dos resíduos

que irão recolher, quer em tipo, quer em função. Esta especificidade existe por forma a rentabilizar a máxima potencialidade dos resíduos depositados. Durante a operação do aterro várias medidas devem ter tomadas por forma a existir uma boa rentabilidade. Os resíduos no ato de deposição devem ser devidamente compactados afim de economizar espaço útil, pois o volume disponível é reduzido para o tempo de vida do aterro. Por outro lado, a superfície inferior e as laterais devem ser isoladas e impermeabilizadas do solo por forma a evitar contaminações através dos lixiviados (VALORSUL, 2013).

Ao mesmo tempo, os resíduos já depositados e isolados com uma camada de solo na sua superfície superior iniciarão o processo de degradação, produzindo biogás, gás este que será abordado ainda neste capítulo. O biogás será drenado através de tubos de captação existentes ao longo de todo a superfície do aterro, permitindo a sua valorização energética. Segundo a VALORSUL, esta técnica de captação do biogás é adotada nos seus aterros sanitários.

Por fim, quando o aterro sanitário atinge a sua capacidade máxima de recolha de resíduos são selados com uma camada de solo, permitindo a construção de instalações de uso comunitário ou a implementação de áreas verdes, sem que exista qualquer problema para a saúde pública. Ao mesmo tempo, os resíduos depositados debaixo do solo continuam o seu processo decompositor e ao mesmo tempo a produção de biogás permanece contínua, visto que alguns tipos de resíduos apresentam um período de biodegradabilidade bastante longo (VALORSUL, 2013).

2.2 Caracterização de um aterro sanitário

Uma solução para as antigas lixeiras a céu aberto que se encontravam no território nacional foi a construção dos aterros sanitários. Contudo, graças à necessidade imperiosa de limitar os efeitos nefastos para o meio ambiente, os aterros sanitários apresentam um conjunto de barreiras físicas consecutivas que funcionam como fronteiras à dispersão microbiológica e contaminação dos solos envolventes. A Figura 2.1 apresenta o esquema dessas fronteiras.

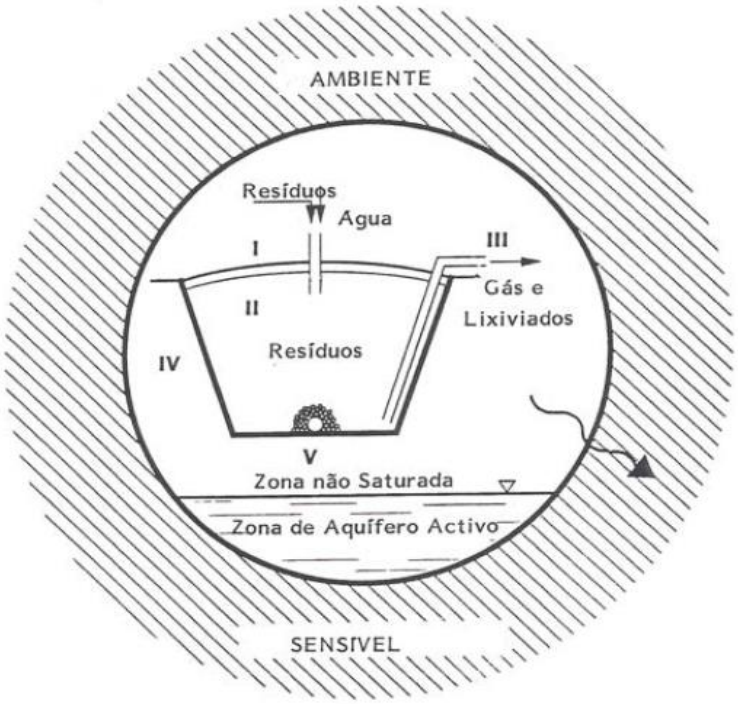

Figura 2.1 Esquema das fronteiras num aterro sanitário (adaptado de Russo, 2005).

A barreira I representa o principal ponto de introdução de resíduos e de água. Visualmente, esta barreira figura-se uma tela de cobertura da superfície da zona de aterro. O controlo de entrada dos constituintes mencionados rege-se mediante sistemas operacionais de drenagem de gases e de águas pluviais, de circulação de lixiviados, de fatores influenciadores na degradação biológica.

A barreira II representa todo o espaço físico onde ocorre a degradação da matéria orgânica constituinte dos resíduos depositados, produção e circulação de gases e lixiviados.

A barreira III compreende todo o sistema de captação de gases produzidos durante a degradação anaeróbia da matéria orgânica constituinte dos resíduos, bem como o sistema de recolha de lixiviados que circulam por entre a matéria degradada.

À cota mínima do aterro encontra-se a barreira IV. Nesta fronteira a impermeabilização dos alvéolos do aterro em relação ao solo é fundamental. Geralmente a constituição desta barreira resume-se a uma camada simples de geomembrana e solo argiloso.

Na barreira V é a estrutura geológica onde assenta o aterro sanitário. Esta

estrutura possui camadas suplementares de defesa dos aquíferos potencialmente existentes.

Segundo Russo (2005), a contaminação dos aquíferos e do solo é um dos principais objetivos de defesa no projeto e operação dos aterros sanitários. Evitar esta contaminação dos alvéolos através da sua impermeabilização é um dos fundamentos essenciais na proteção ambiental, pelo que esta segurança é denominada de segurança passiva.

O outro sistema de segurança existente num aterro sanitário é a segurança ativa. Este sistema é constituído essencialmente por uma barreira geomembrana artificial de impermeabilização, um sistema de drenagem de aguas pluviais, um sistema de drenagem e recolha de lixiviados e um sistema de recolha e tratamento de biogás. Na mesma ordem que a segurança passiva, a segurança ativa requere uma metodologia específica por forma a garantir um reduzido impacte ambiental e cumprimento das respetivas normas e legislação. Nesse sentido, é fundamental

- Controlar a infiltração de águas pluviais, superficiais ou subterrâneas no interior dos alvéolos do aterro sanitário;
- Captar e tratar as águas contaminadas e lixiviados, garantindo níveis mínimos destes fluidos no interior do aterro e cumprimentos das normas relativas à descarga;
- Captar e tratar o biogás produzido, sendo que este permite valorização;

Segundo Elagroudy et al. (2009) um aterro sanitário que opere na total ausência de oxigénio denomina-se de aterro sanitário anaeróbio recorrendo à tecnologia de bioreactor anaeróbio.

Os bioreactores anaeróbios procuram como essência de funcionamento a ausência de oxigénio por forma a acelerar a degradação dos resíduos. Montilha (2005) afirma que as bactérias anaeróbias existentes nas massas de resíduos depositados são responsáveis pela conversão dos resíduos orgânicos em ácidos orgânicos e consequentemente em metano e dióxido de carbono. A ausência de oxigénio, isto é condições anaeróbias, desenvolvem-se naturalmente após a deposição e cobrimento dos resíduos sem que seja imperioso qualquer tipo de intervenção. A otimização das condições anaeróbias para a degradação biológica implica diversos fatores sendo o teor de humidade um dos mais

relevantes. Segundo Dubois et Mercier (2009), o teor de humidade necessário implica uma percentagem a rondar os 35% a 45%, sendo que os resíduos apresentam uma humidade a rondar os 10% a 25%. Desta forma, humidade é adicionada, tipicamente, sob a forma de lixiviados através de diversos sistemas.

Contudo, Russo (2005) afirma que o volume de lixiviados produzidos nos diferentes poços é insuficiente para atingir condições ótimas de humidade nos resíduos. Nesse sentido, um aumento da recirculação de lixiviados é necessária, pelo que fontes adicionais de humidade podem ser utilizadas, nomeadamente, lodo de esgoto, águas pluviais e outros resíduos líquidos não perigosos podem posteriormente ser necessários para aumentar o lixiviado disponível para recirculação. O lixiviado é captado recorrendo a tubagens desde do fundo do aterro e é canalizado para uma instalação local de tratamento biológico de lixiviados. O lixiviado tratado e restantes líquidos são posteriormente injetados novamente para dentro do aterro. Esta intervenção permite um aumento da massa volúmica dos resíduos, das taxas de degradação dos resíduos mais elevadas, da quantidade de gases produzidos e redução do tempo de produção dos gases. Devido a esta produção acelerada, os sistemas de captação de gases nos bioreactores dos aterros devem ser capazes de suportar um pico de volume alto num curto período de tempo (Russo, 2005). Na Figura 2.2 é apresentada uma vista em corte de um bioreactor anaeróbio.

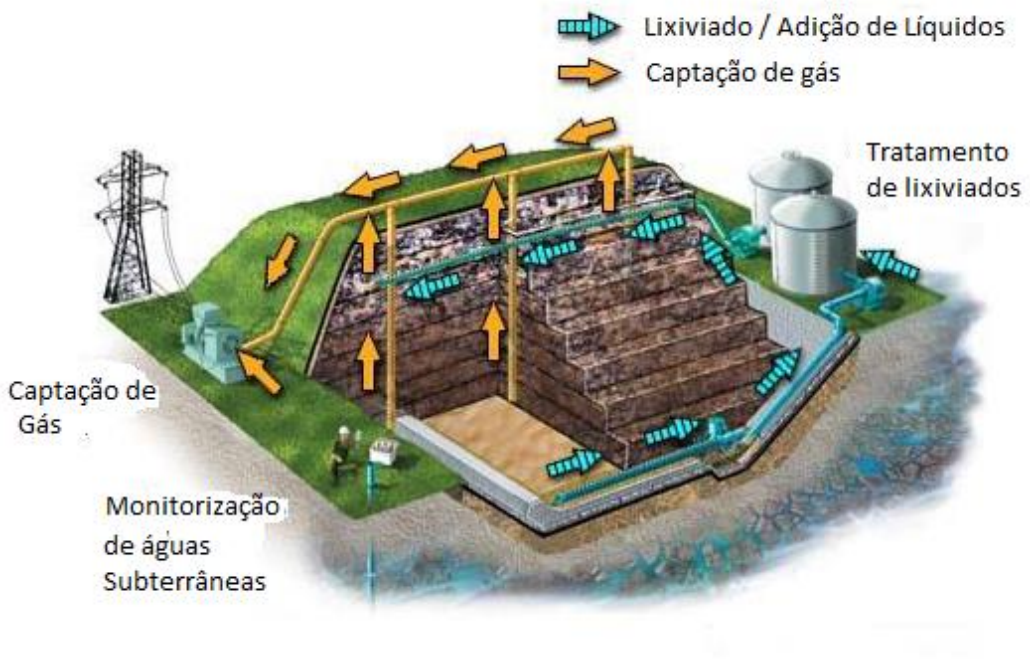

Figura 2.2 Aterro com bioreactor anaeróbio (adaptado de Dubois et Mercier, 2009).

2.3 Classificação dos Resíduos Sólidos Urbanos

A classificação dos resíduos apresenta-se de forma distinta em cada país, visto que, cada entidade responsável pelos resíduos em cada país segue legislação e normas próprias. Nesse sentido, a União Europeia entendeu que seria relevante chegar a uma uniformização de critérios, por forma a existir um guia comum para os seus membros, criando o Catálogo Europeu de Resíduos (CER). Todavia, este foi substituído pela Lista Europeia de Resíduos (LER) (APA, 2013). Esta lista foi aprovada pela Decisão da Comissão 2000/532/CE, de 3 de Maio. Posteriormente foi alterada pelas Decisões da Comissão 2001/118/CE de 16 de Janeiro e 2001/119/CE de 22 de Janeiro e 2001/573/CE do Conselho de 23 de Julho. Esta publicação encontra-se na Portaria n.º 209/2004 de 3 de Março (APA, 2013).

Segundo Russo (2003), os resíduos sólidos urbanos podem ser classificados segundo várias categorias, sendo que é indispensável avaliar a sua natureza, a sua origem, as suas propriedades físicas e químicas, e as características infectocontagiosas. Destas características decorre a necessidade intrínseca de encontrar soluções para a sua gestão adequada e respeitante das questões ambientais, onde se engloba o manuseamento, o armazenamento, o tratamento, a valorização e a eliminação dos

resíduos sólidos urbanos (Sousa, 2008).

Segundo a origem, os resíduos sólidos urbanos podem ser classificados como: resíduos sólidos domésticos, provenientes de habitações; resíduos sólidos públicos, resultantes da limpeza das vias públicas e espaços públicos; resíduos sólidos comerciais, resultantes da atividade de estabelecimentos comerciais, do sector de serviços e hotelaria; resíduos sólidos industriais, resultantes da atividade industrial; resíduos sólidos hospitalares, resultantes da atividade de centros de cuidados de saúde, clínicas veterinárias e laboratórios de análises clínicas; resíduos sólidos especiais, caracterizando todos os resíduos que carecem de tratamento especifico; escombros de operações de construção, isto é, escombros, terras, restos de demolições e de quaisquer materiais de construção resultantes de obras públicas ou particulares (Russo, 2003). Todavia, a lei portuguesa não permite que todos estes resíduos sejam depositados em aterros sanitários. O Decreto-Lei nº183/2009 de 10 de Agosto afirma quais os resíduos admissíveis e não admissíveis num aterro. O grupo de resíduos não admissíveis engloba os resíduos líquidos, resíduos que nas condições de aterro são explosivos, corrosivos, oxidantes, muito inflamáveis ou inflamáveis da Lista Europeia de Resíduos (Portaria nº209/2004), resíduos hospitalares, pneus usados, com exceção dos pneus utilizados como elementos de proteção em aterros e pneus com diâmetro exterior superior a 1400mm. Além disto, o Artigo 6º do Capítulo II do mesmo Decreto-Lei afirma que é proibida a diluição ou a mistura de resíduos com o objetivo de fazer cumprir os critérios de admissão em aterro. Assim, o Artigo 5º do Capítulo II do Decreto-Lei nº183/2009 considera admissível para deposição em aterro os resíduos que preencham cumulativamente os requisitos, nomeadamente, resíduos que tenham sido alvo de tratamento e resíduos sólidos urbanos.

Relativamente à composição física dos resíduos sólidos urbanos, ou unicamente denominado de RSU, pode distribuir-se por diversas categorias, nomeadamente, matéria orgânica, papel e cartão, vidro, metais, plásticos, têxteis, madeira, compósitos, têxteis sanitários, finos, entre outros. Na Tabela 2.1 pode ser observado os tipos de resíduos, sendo que Russo (2003) sugere uma categorização e caracterização para os tipos de resíduos que podem ser encontrados.

Tabela 2.1 Peso específico e teor de humidade dos resíduos (adaptado de Russo, 2003).

Tipo de Resíduo	Peso específico (kg/m3)		Conteúdo em humidade (% do peso)	
	Intervalo	valor típico	Intervalo	valor típico
Residencial (s/compactação)				
Restos de comida	130 - 480	290	50 - 80	70
Papel	42 - 130	89	4 - 10	6
Cartão	42 - 80	50	4 - 8	5
Plásticos	42 - 130	65	1 - 4	2
Têxteis	42 - 100	65	6 - 15	10
Borracha	100 - 200	130	1 - 4	2
Couro	100 - 261	160	8 - 12	10
Resíduos de jardins	59 - 225	100	30 - 80	60
Madeira	130 - 285	237	15 - 40	20
Vidro	159 - 480	146	1 - 4	2
Latas	50 - 159	89	2 - 4	3
Alumínio	65 - 240	160	2-4	2
Outros metais	130 - 751	320	2-4	3
Lixos, cinzas, etc.	320 - 1000	480	6-12	8
Cinzas	650 - 831	744	6-12	6
R S U:				
No camião compactado	178 - 451	297	15-40	20
Em Aterro Sanitário:				
Compactação normal	362 - 498	451	15-40	25
Bem compactada	590 - 742	599	15-40	25
Comerciais				
Restos de comida (húmidos)	475 - 949	540	50-80	70
Aparelhos / monstros	148 - 202	181	0-2	1

Segundo o Decreto-Lei 183/2009, de 10 de Agosto, artigo 10º podemos verificar que a tipologia dos resíduos influencia o tipo de aterro. Desta forma, e segundo a sua caracterização, encontramos resíduos inertes, que não sofrem transformações físicas, químicas ou biológicas significativas após a deposição, resíduos perigosos, abrangidos pela Diretiva Comunitária 91/689/CEE e que incluem todo o tipo de resíduos tóxicos ou nocivos para a saúde pública, e resíduos não perigosos, que são essencialmente os resíduos sólidos urbanos depositados em aterro sanitário e com elevada percentagem de matéria orgânica.

2.4 Biogás

Uma das questões inerentes aos resíduos sólidos urbanos reside na produção de biogás após a deposição dos mesmos em aterro sanitário. Tal como foi referido no presente Capítulo, os RSU depositados em aterro sanitário apresentam uma fração assinalável de matéria orgânica, sendo esta mesma matéria orgânica degradável através de processos de degradação macrobiológica, tais como, a digestão anaeróbia que ocorre

nos aterros sanitários.

Segundo o Decreto-Lei 183/2009, de 10 de Agosto, Biogás é o gás produzido pela biodegradação anaeróbia da matéria orgânica. Assim sendo, este produto da degradação anaeróbica de matéria orgânica forma-se devido à ação de enzimas ou microrganismos que transformam as macromoléculas constituintes da matéria orgânica em substâncias mais simples, nomeadamente, o dióxido de carbono, o metano e o gás sulfídrico. Segundo Machado (2009), este gás formado apresenta um potencial de rentabilidade significativo, tal como esta dissertação aborda, bem como, potencial prejudicial para o ambiente, visto que o metano é um dos gases mais ativos no efeito de estufa.

Segundo Dubois et Mercier (2009), o biogás ou gás de aterro apresenta uma constituição muito diversa de gases e a percentagem individual de cada gás é variável. Entre os gases constituintes do biogás encontramos metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), sulfureto de hidrogénio (H_2S), azoto (N_2), amoníaco (NH_3), água (H2O), entre outros menores, sendo que os dois primeiros gases mencionados são os mais presentes na constituição do biogás. O mesmo autor considera que o metano apresenta valores na ordem dos 50% a 55%, enquanto o dióxido de carbono corresponde a 40% a 45% do volume total. Os restantes gases apresentam proporções residuais comparativamente com o volume total de biogás. A produção de biogás pode ser traduzida na Equação 2.1.

$$\text{Matéria Orgânica} + H_20 \rightarrow CH_4 + CO_2 + \text{Outros Gases} \quad (2.1)$$

Segundo Dubois et Mercier (2009), os gases formados em aterros sanitários podem ser qualificados em três grupos essenciais. O primeiro grupo envolve os gases em maior proporção, tais como o metano e dióxido de carbono. O segundo grupo engloba gases em menores números, nomeadamente, amoníaco, hidrogénio, sulfureto de hidrogénio, azoto e monóxido de carbono. Por fim, o terceiro grupo envolve os vestígios dos restantes gases, conhecidos por VOC (compostos orgânicos voláteis), denominação atribuída por Tchobanouglous et al. (1993).

Atualmente, já foram identificados mais de 550 gases diferentes na constituição total do gás de aterro. Contudo, segundo alguns investigadores da especialidade,

nomeadamente, Dubois et Mercier (2009) e Tchobanoglous (1993), existem ainda muitos mais gases por identificar, sendo que a sua maioria pertence ao grupo dos VOC.

A densidade do biogás depende da proporção de gases presentes no substrato aterrado. Relativamente ao seu valor energético pode verificar-se uma variação durante a génese deste gás. Por outro lado outros fatores são relevantes, nomeadamente, a idade dos resíduos, o tipo de resíduos depositados, o tipo de cobertura dos mesmos, o grau de infiltração de águas pluviais, o grau de compactação dos resíduos, entre inúmeros outros fatores menores (Elagroudy et al, 2009). Por exemplo, se o aterro sanitário receber maioritariamente resíduos sólidos urbanos, o biogás produzido apresentará uma percentagem média de metano na ordem dos 50% e outros 50% de dióxido de carbono. Contudo, esse gás conterá na sua constituição em valores ppm outros compostos gasosos. Segundo a USEPA (2003), a sua concentração insere-se num intervalo altamente volátil, atingindo valores dos 200 ppm aos 15000 ppm.

A aplicação do biogás resume-se essencialmente às aplicações de outros gases combustíveis, tais como, o gás natural, o gás propano ou o gás butano. A forma mais eficiente de rentabilizar o biogás é através da sua combustão, visto que, apresenta um poder calorifico inferior (PCI) bastante significativo, na ordem dos 23,3 MJ/Nm3 (Jensen et Jensen, 2000).

2.5 Processos de Produção de Biogás

Na literatura da especialidade, a produção de biogás é referida por um conjunto de processos após a deposição dos resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário. Dependendo da literatura, estes processos podem ser descritos por quatro ou cinco fases. Segundo Russo (2003) e Dubois et Mercier (2009), são apresentadas cinco fases distintas no processo de degradação microbiológica e produção de biogás.

Na primeira fase ou fase inicial decorre a aclimação dos microrganismos presentes, no qual se iniciará uma degradação biológica aeróbia da matéria orgânica depositada (Dubois et Mercier, 2009). A principal fonte dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica reside no solo utilizado no aterramento dos resíduos. Esta fase ocorre essencialmente durante a deposição dos resíduos no aterro sanitário, em que a presença de oxigénio se verifica devido ao facto

do ar estar contido entre os resíduos sólidos urbanos. Sem a presença do oxigénio não seria possível a realização desta fase, isto porque os microrganismos sintetizadores são exclusivamente aeróbios. Estas bactérias e enzimas metabolizam o oxigénio e uma fração da matéria orgânica disponível, sendo que este processo gera moléculas mais simples, tais como, hidrocarbonetos, dióxido de carbono, água e calor. Este processo implica uma reação exotérmica, isto é, libertação de calor e aumento de temperatura, podendo atingir valores na ordem dos 70ºC a 90ºC (Dubois et Mercier, 2009). Contudo, este intervalo de temperatura depende do tipo de compactação dos resíduos durante o seu processamento no aterro sanitário, sendo que, a degradação microbiológica dos resíduos com maior grau de compactação apresenta intervalos de temperatura mais baixos comparativamente com o intervalo de temperatura referido anteriormente. Este facto deve-se ao facto de existir menores bolsas de ar no interior da massa de resíduos, logo verifica-se uma disponibilidade inferior de oxigénio. Por outro lado, o dióxido de carbono produzido durante a sintetização será libertado sob a forma de gás ou então será absorvido pela água, convertendo em ácido carbónico, permitindo o aumento da acidez do substrato ou dos lixiviados. Esta primeira fase decorrerá durante dias ou semanas, dependendo essencialmente da disponibilidade de oxigénio na massa de resíduos depositados (Elagroudy et al, 2009).

A segunda fase reflete uma fase de transição, resultante da rarefação do oxigénio, essencial na fase inicial (Dubois et Mercier, 2009). Visto o oxigénio começar a escassear, as bactérias e enzimas sintetizadoras da primeira fase começam a desaparecer e começam a surgir diferentes microrganismos intolerantes ao oxigénio. Este evento promove a hidrólise ou a degradação anaeróbia da matéria orgânica residente nos resíduos depositados. Este ambiente anaeróbio irá perdurar até ao fim de todo o processo de degradação da matéria orgânica. A hidrólise realizada ao longo desta fase permite a decomposição dos macrocompostos, tais como, hidratos de carbono, lípidos, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos, em compostos mais simples ou açúcares. Posteriormente, estes açúcares são degradados em outros elementos de menor massa molecular, nomeadamente, dióxido de carbono, hidrogénio, amoníaco e ácidos orgânicos, o que permitirá aos diversos microrganismos sintetizadores utilizar estes compostos como fonte de energia e carbono. As proteínas ao serem degradadas formam amoníaco, ácidos carboxílicos e dióxido de carbono, sendo que este amoníaco apresenta elevadas concentrações nos lixiviados. Por outro lado, os ácidos orgânicos são

principalmente ácido acético, podendo ainda serem encontrados outros tipos, tais como, propiónico, butírico, ácidos fórmicos e outros ácidos derivados, sendo que, a sua formação depende primariamente da constituição dos resíduos depositados. Ao mesmo tempo ocorre a redução dos eletrões recetores nas reações biológicas nitratos (NO_3) e dos sulfatos (SO_4^{2-}) em azoto gasoso (N_2) e sulfureto de hidrogénio (H_2S). Este processo inicia o processo de transição para a terceira fase, onde é promovida a formação de metano e dióxido de carbono, implicado pela queda do potencial oxidação-redução e pelo decréscimo do pH devido à presença de ácidos orgânicos e do surgimento inicial de CO_2. Elagroudy et al. (2009) afirmam que durante esta segunda etapa, o intervalo de temperaturas no interior do aterro ronda os 30ºC a 50ºC, e a concentração de gases no substrato revela um aumento expressivo, na ordem dos 80% para o dióxido de carbono e 20% para o hidrogénio (Dubois et Mercier, 2009).

Como foi referido, a terceira fase decorre num ambiente predominantemente ácido, surgindo os primeiros indicadores da formação de metano ou CH_4 (Dubois et Mercier, 2009). Os microrganismos da fase anterior são substituídos por um grupo diferente, denominando-se estes novos microrganismos de agentes acetogénicos. Tal como o nome indica, é iniciado o processo de acidogénese, sendo que estes compostos de menor massa molecular formados através da hidrólise da segunda fase, especialmente os ácidos orgânicos, são convertidos em ácido acético (CH_3COOH), bem como em pequenas concentrações de ácido fúlvico e outros compostos de menor massa molecular. No caso de ainda se verificar a presença de hidratos de carbono que não tenham sido degradados na fase anterior, estes serão degradados nesta fase gerando ácido acético, na presença de dióxido de carbono e hidrogénio. Este processo indicia um decréscimo dos níveis de dióxido de carbono e hidrogénio, ademais que, tais níveis baixos de hidrogénio promovem o surgimento de microorganismos produtores de metano, denominados agentes metanogénicos. Estes agentes produzirão metano e dióxido de carbono e estarão na base da quarta fase. Por outro lado, Elagroudy et al. (2009) afirmam que as condições ácidas do substrato durante a acetogénese indiciam um aumento de solubilidade de iões metálicos e consequentemente aumento de concentração nos lixiviados. No mesmo sentido, ácidos orgânicos restantes, iões cloreto, iões nitrato e iões fosfato apresentam-se em grandes concentrações nos lixiviados e associando-se com os iões metálicos permitem um aumento de solubilidade mais significativo. Relativamente ao sulfureto de hidrogénio ou simplesmente H_2S,

referido anteriormente, também se verifica um crescimento acentuado da sua extensão durante esta etapa. Contudo, este gás pode ser produzido ao longo de todas as fases anaeróbias desde que nos resíduos existam compostos sulfatados e microrganismos redutores de sulfatos (Dubois et Mercier, 2009).

A quarta fase, denominada Metanogénese, baseia-se essencialmente na produção de gás metano. Este processo reativo de produção é geralmente o mais lento das cinco fases, na ordem dos 6 meses a 20 anos, dependendo do tipo de biodegradabilidade dos resíduos e da circulação da água por todo o aterro (Dubois et Mercier, 2009). Todavia, mesmo após 30 anos, 50 anos ou mesmo 100 anos, ainda é possível se verificar produção residual de metano no aterro sanitário (Dubois et Mercier, 2009). Tal como foi referido na etapa anterior, baixos níveis de hidrogénio promovem o surgimento de bactérias produtoras de metano. Contudo, durante a metanogénese, predominam dois tipos de bactérias, nomeadamente, as bactérias mesofílicas, que atuam num intervalo de temperatura de 30ºC a 45ºC, e as bactérias termofílicas, que se encontram ativas entre os 45ºC e os 65ºC (Elagroudy et al, 2009). Assim, podemos auferir que a geração de metano é otimizada devido ao largo espectro de temperaturas. Neste momento, inicia-se uma deflação da concentração de acidez dos lixiviados, atingindo valores de pH na ordem dos 7 a 8, apesar das condições ideias para os microrganismos metanogénicos ser um intervalo de pH dos 6,8 a 7,5 (Dubois et Mercier, 2009). Nesta fase, as perfurações de captação de biogás iniciam a extração do gás produzido no aterro.

Por fim, a última fase, denominada oxidação, resume todas as reações de degradação da matéria orgânica (Dubois et Mercier, 2009). Neste momento, reverte-se o processo anaeróbio para aeróbico, ou seja, o oxigénio volta a estar presente no ambiente em causa. Assim, lentamente, os microrganismos anaeróbios são substituídos por microrganismos aeróbios, verificando-se a conversão do metano residual ainda existente no aterro em dióxido de carbono e água.

A Figura 2.3 expressa a evolução do processo de degradação biológica dos resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário, apresentando as cinco fases descritas bem como os gases considerados ao longo da decomposição.

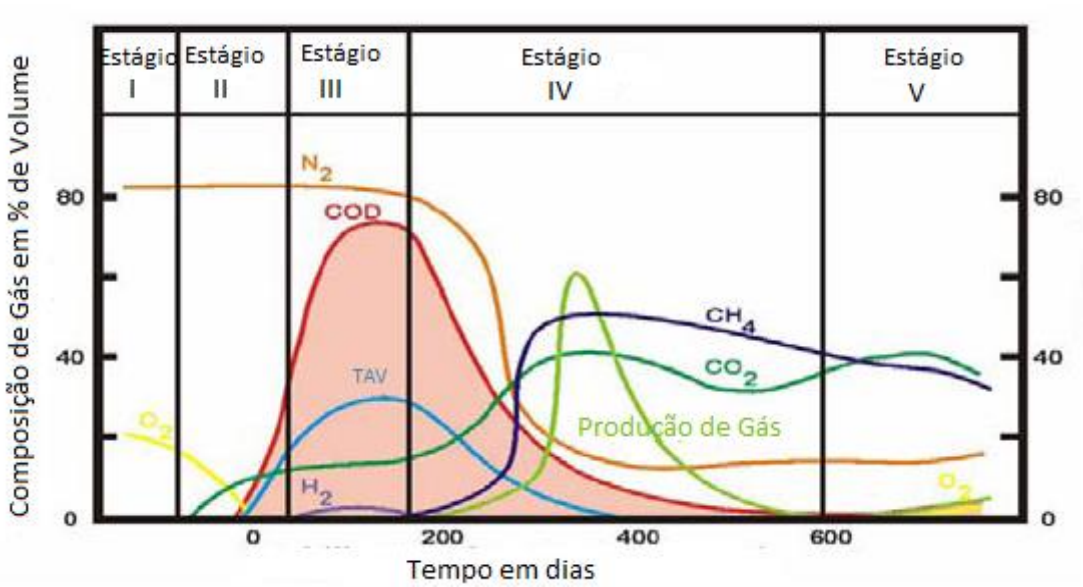

Figura 2.3 Composição dos gases produzidos durante o processo (Adaptado de Dubois et Mercier. 2009).

2.6 Fatores que influenciam a produção de biogás

O processo de produção de biogás não é linear. Ao longo de todas as fases, de todos os procedimentos de tratamento de resíduos, diversos fatores são relevantes e condicionantes do processo produtivo de biogás. Contudo, uma correta aplicação de todos os mecanismos não implica uma produção superior de biogás, visto os resíduos sólidos urbanos depositados serem extremamente heterogéneos, o que impede uma extrapolação exata do resultado final.

Os mecanismos e fatores relevantes durante a produção de biogás em aterros sanitários são de diversas ordens, nomeadamente, a localização do aterro, a constituição, densidade e idade dos resíduos sólidos urbanos, a temperatura e pressão, o teor de humidade, as condições atmosféricas, a concentração de oxigénio, a concentração de hidrogénio, a precipitação, o solo aplicado, grau de acidez, e o número de inibidores das reações degradadoras (Dubois et Mercier, 2009).

A localização do aterro sanitário e profundidade são fatores a ter em conta na fase de projeto. Landva et al. (1990) afirma que aterros sanitários com profundidades superiores a cinco metros apresentam uma potencialidade maior no desenvolvimento das condições anaeróbias, o que permite um aumento na quantidade de biogás gerada. Na mesma ordem de critério Landva et al. (1990), considera que aterros com profundidades mais baixas apresentam atividades anaeróbias mais reduzidas, o que

implica uma produção de biogás mais baixa.

Os resíduos apresentam um conjunto de características extremamente relevantes, nomeadamente, constituição, idade, densidade. A característica mais importante nos resíduos sólidos urbanos é a biodegradabilidade (Baldwin et al., 2009). Quanto mais matéria orgânica existir na massa total de resíduos, maior a fração biodegradável e consequentemente maior a quantidade de biogás produzido através da ação enzimática dos microrganismos. Os resíduos são constituídos por elementos biodegradáveis, tais como, papel, restos alimentares ou resíduos verdes, e por elementos não biodegradáveis, tais como, compósitos, plásticos, vidro, têxteis. Contudo, Baldwin et al. (1998) considera que para uma degradação mais rápida e eficiente, os microrganismos requerem alguns nutrientes específicos, nomeadamente, cálcio, potássio, magnésio, celulose, proteínas e lípidos. Na mesma ordem de ideia, a falta destes nutrientes essenciais, induz uma produção mais lenta ou mesmo uma paragem completa de todo o processo decompositor.

Outro aspeto relevante nos resíduos é a idade dos mesmos aquando do seu aterro, pois a ação decompositora inicia-se no momento da sua deposição, estando demonstrado o efeito deste facto da Figura 2.4. Mas o tempo de início de produção depende do tipo de resíduos, sendo eles rapidamente biodegradáveis ou lentamente biodegradáveis (Tchobanoglous et al., 1993). Por exemplo, resíduos rapidamente biodegradáveis com uma idade avançada não apresentam uma produção de biogás tão grande, verificando-se nesse período alguma decomposição dos resíduos. Contudo, resíduos com biodegradabilidade rápida e que sejam depositados pouco tempo após a sua geração, iniciam uma produção de biogás sensivelmente um ano após a sua deposição. Por outro lado, os resíduos com uma biodegradação mais lenta podem iniciar a sua produção até vinte anos após a sua deposição, e existem casos em que a produção se pode estender durante quarenta ou cinquenta anos (Tchobanoglous et al., 1993). Este fator permite afirmar que a produção de biogás é muito variada ao longo dos anos.

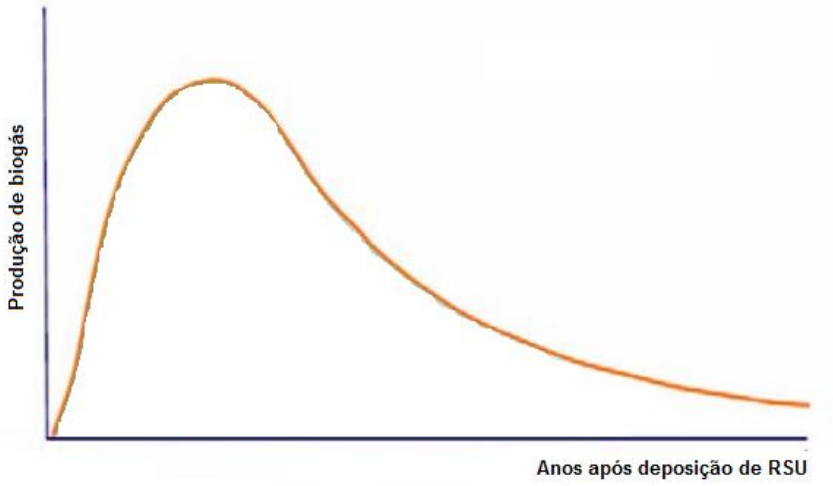

Figura 2.4 Produção de biogás ao longo do tempo (adaptado de Dubois et Mercier, 2009).

A massa volúmica dos resíduos sólidos urbanos ou RSU é fortemente variável, graças a uma constituição altamente diversificada. A massa volúmica dos resíduos é analisada e determinada frequentemente, visto que essa previsão é necessária para estimar as taxas de geração de gases no aterro sanitário. Segundo USEPA (2003) a taxa de geração de gás metano durante a degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos depositados varia entre 0,312 m^3/kgRSU.ano e 1,249 m^3/kgRSU.ano, sendo considerado 0,624 m^3/kgRSU.ano como valor de referência para estimativa da produção de metano (USEPA, 2003). Segundo Stecker (1989) defende uma massa volúmica dos resíduos sólidos urbanos de 474 kg/m^3 e 711 kg/m^3, enquanto Landva et al. (1990) defende uma massa volúmica entre 387 kg/m^3 e 1662 kg/m^3.

O teor de humidade é um fator extremamente importante na degradação dos resíduos por parte dos microrganismos responsáveis, visto que, na inexistência de água este processo decompositor não se realizaria. A produção de biogás é variável consoante a variação do teor de água no interior da massa de resíduos sólidos urbanos depositados. Baldwin et al. (1998) investigou três aterros durante um período de um a seis anos e verificou que um elevado teor de humidade na massa de resíduos permite uma degradação biológica mais rápida. Tal facto ocorre graças a uma redução da difusão de oxigénio e uma circulação de substrato e enzimas mais eficaz. Rees (1980) provou que um teor de humidade entre os 25% e os 60% permite um aumento da produção de metano. Klink et al (1982) afirma que a compactação dos resíduos e a presença de

camadas de cobertura de argila pouco permeáveis tendem a reduzir a produção de gases de aterro, visto obstruírem a circulação de lixiviados dentro do aterro.

A precipitação e consequentemente infiltração das águas pluviais no aterro afetam drasticamente a formação de biogás (Christensen et al., 1996). Isto verifica-se pois o CO_2 formado dissolve-se na água infiltrada e altera o pH do lixiviado. No caso de a infiltração de águas ser bastante significativa e a divisão entre camadas no interior for demasiado permeável, podem-se verificar inundações de certas parcelas do aterro, o que bloqueia o fluxo de gás dentro do próprio aterro (Christensen et al., 1996).

A presença ou ausência de certos elementos pode indiciar um efeito promotor ou inibidor da degradação biológica da matéria orgânica presente nos resíduos. Como foi afirmado anteriormente, oxigénio (O_2), hidrogénio (H_2), pH (acidez), concentração elevada de metais pesados podem inibir a biodegradação. Além destes, dióxido de carbono, sulfato, sódio, potássio, cálcio, magnésio, amoníaco também representam o efeito inibidor no processo biológico. A presença destes elementos e compostos é necessária, contudo em baixas concentrações. Segundo Christensen et al. (1996), o dióxido de carbono actua como potenciador do efeito redox, afectando a metanogénese, ou seja, o processo de conversão de ácido acético em metano. Rees (1980) defende que a presença de elevadas concentrações de sulfato induz uma inactividade bacteriológica da fase metanogénica, já que, a redução de SO_4^{2-} para S^{2-} induz toxicidade no substrato.

CAPÍTULO 3

Modelos numéricos de previsão de produção de gases de aterro

O aproveitamento do biogás encontra-se no seu maior constituinte, o metano. Este gás apresenta uma rentabilidade significativa a diversos níveis. Desta forma, a sua produção em aterros sanitários foi estudada exaustivamente, e diversos modelos matemáticos foram gerados por forma a ser possível prever qual a quantidade de biogás ou metano produzido nos aterros sanitários.

Segundo Montilha (2005), os modelos de previsão de produção de biogás podem ser classificados em categorias, nomeadamente, modelos de ordem zero, modelos de primeira ordem, modelos de segunda ordem e modelos multi-fase. Num modelo de ordem zero, como por exemplo a aproximação simples, a produção de biogás é considerada constante ao longo do tempo, sendo este o único em que se verifica esta situação. Num modelo de primeira ordem, como por exemplo os modelos do IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), a produção de biogás é variável ao longo do tempo. Num modelo de segunda ordem, como por exemplo o LandGEM da USEPA (United States Environmental Protection Agency), a produção de biogás rege-se segundo diversos parâmetros mais complexos, considerando-se as reações químicas e biológicas decorrentes do processo decompositor. Por fim, num modelo multi-fase, como por exemplo o modelo triangular de Tchobanouglous et al. (1993), rege-se segundo um conjunto de fatores mais diverso, tais como, as diferentes fases de degradação de matéria orgânica ao longo do tempo bem como a composição química e física dos resíduos sólidos urbanos depositados.

3.1 Modelo Aproximação Simples

O primeiro modelo considerado designa-se Aproximação Simples, sendo

concebido pela USEPA (United States Environmental Protection Agency) em 1996, e é o mais simples de todos, e ao mesmo tempo o mais impreciso. Este modelo apenas considera a quantidade de resíduos sólidos urbanos que são depositados no aterro sanitário, sendo que a produção de biogás não é influenciada com o tempo. Por outro lado, é sugerida uma taxa de geração de metano na formulação matemática. Nesta taxa é proposto um intervalo de valores, estando compreendido entre 0,312 m^3/kgresíduos.ano a 1,249 m^3/kg.resíduos.ano. Ao mesmo tempo é sugerida uma taxa de geração média, com um valor de 0,624 m^3/kg.resíduos.ano. A formulação matemática é apresentada na Equação 3.2.

$$G_{gás} = Gr \times Q_L \quad (3.2)$$

sendo que, $G_{gás}$ é o volume anual de gás produzido (m^3/ano), Gr é a taxa de geração de metano por quantidade de resíduos sólidos urbanos depositados (m^3/kg.resíduos.ano) e Q_L é a quantidade de resíduos sólidos urbanos depositados (kg).

3.2 Modelo Scholl & Canyon

Um outro modelo proposto, igualmente pela USEPA, trata-se de um modelo de primeira ordem, denominado de Scholl Canyon. Ao contrário da Aproximação Simples, este modelo recorre a um conjunto maior de variáveis, entre as quais, a quantidade de resíduos sólidos urbanos depositados no aterro sanitário, o tempo em que o aterro se encontra ativo ou o tempo de vida do mesmo, o potencial de geração de metano (L_0), bem como a taxa de geração de metano (k). O potencial de geração de metano ou L_0 é uma função que tem em conta o tipo de biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos depositados no aterro, tem por unidades metros cúbicos de metano por tonelada de resíduos depositados. Esta biodegradabilidade depende essencialmente da constituição de matéria orgânica dos resíduos, sendo o conteúdo e fração de carbono biodegradável a variável que reflete esse potencial. A taxa de geração de metano ou simplesmente k engloba diversas variáveis, nomeadamente, o teor de humidade dos resíduos sólidos urbanos, o pH dos lixiviados, a temperatura do ambiente interno do aterro, bem como o tempo de biodegradação da matéria orgânica dos RSU e consequente disponibilidade de

nutrientes para as bactérias digestoras

Contudo, tanto o potencial de geração de metano como a taxa de geração de metano podem ser considerados constantes ao longo do ano, pelo que o cálculo torna-se menos complexo, apesar de este facto aumentar o erro do resultado obtido para a produção de biogás no aterro sanitário.

Por outro lado, o modelo sugere alguns valores simplificados. Relativamente à constituição volumétrica do biogás é proposta uma percentagem de 50% de metano e 50% de dióxido de carbono no volume total de biogás. No caso do aterro em estudo ainda se encontrar em funcionamento, ou seja a sua lotação máxima não estar completa, é considerado um tempo nulo (t=0). Esta condição implica uma produção de biogás constante, o que aumenta o erro no valor determinado. Esta última condição considera apropriado este modelo para aterros sanitários já encerrados. Assim, a formulação do Modelo Scholl &Canyon é apresentada na Equação 3.3.

$$Q_i = k \times L_0 \times m_i \times e^{-kt} \quad (3.3)$$

sendo que, Q_i é o volume de gás produzido no ano i (m3/ano), k é a taxa de geração de metano (ano^{-1}), L_0 é o potencial de geração de metano (m^3 de CH_4/tonelada de resíduos), mi é a massa de resíduos sólidos urbanos depositados no aterro sanitário no ano i (kg) e t é o tempo após o encerramento do aterro (anos).

De salientar que a massa de resíduos depositados em cada ano pode ser variável, pelo que os valores considerados de mi para cada ano é diferente, o que influencia o cálculo ano após ano, enquanto ocorrer a deposição de resíduos.

3.3 Emission Factor Documentation for AP-42

Outro modelo de primeira ordem considerado nesta dissertação foi formulado pela USEPA em 1998, estando a sua metodologia descrita no documento "Emission Factor Documentation for AP-42". A sua especificação reside nos aterros sanitários onde não se verifica o controlo da emissão de biogás produzido e consequentemente emissão para a atmosfera.

À exceção da Aproximação Simples, todos os restantes modelos considerados apresentam um conjunto complexo de variáveis. No caso deste modelo as variáveis admitidas são:

- Taxa média anual de resíduos sólidos urbanos depositados no aterro durante o seu funcionamento ou R;
- Tempo de vida do aterro sanitário (anos);
- Tempo após o encerramento do aterro sanitário (anos);
- Potencial de geração de metano ou L_0;
- Taxa de geração de metano ou k;

A taxa média anual de resíduos sólidos urbanos depositados no aterro sanitário ou simplesmente R é um parâmetro relativo às características do próprio aterro. Para a sua determinação existem três formas distintas. No primeiro caso, a taxa média pode ser obtida junto da entidade responsável pela gestão do aterro. No caso de a entidade não possuir esse dado recorre-se a uma de duas formas de cálculo.

O primeiro modo de cálculo sugere a divisão entre a capacidade do aterro e o tempo de vida do aterro. O segundo modo de cálculo requer um conjunto de variáveis, nomeadamente, a área da superfície do aterro (m^2), a altura do aterro (m) e a massa volúmica dos resíduos depositados (kg/m^3). A área da superfície e a altura permite obter o volume máximo de captação no aterro sanitário. Relativamente à densidade dos resíduos, a USEPA sugere a Tabela 3.1, onde estão refletidos uma estimativa de valores tendo como função de entrada o grau de compactação dos RSU.

Tabela 3.1 Densidade estimada dos resíduos sólidos urbanos (Audibert, 2011).

Grau de Compactação dos RSU	**Densidade**	**Densidade Média**
Resíduos Não Degradados Compactados	635 a 831	742
Resíduos Degradados Compactados	1009 a 1127	1068
Sem Dados	688	

Tal como o modelo Scholl & Canyon referido anteriormente, a variável tempo é considerada pela formulação matemática. O tempo de vida consiste no número de anos em que o aterro sanitário se encontra ativo até esgotar a sua capacidade de captação de

resíduos. Outra unidade de tempo considerada é o tempo após o encerramento do aterro, registada em anos, sendo que para casos em que o aterro ainda se encontra em atividade este elemento é considerado nulo para efeitos de cálculo.

Os últimos dois parâmetros considerados são o potencial de geração de metano e a taxa de geração de metano. O potencial de geração de metano representa o volume de metano produzido por volume de resíduos depositados, tendo como base a fração de matéria orgânica disponível. A taxa de geração de metano é uma constante, que reflete a contribuição do processo biodigestor na produção de gás metano, estando sujeito às condições físicas e químicas dos resíduos e lixiviados.

Um desses fatores físico-químicos que influencia o valor de k e L_0 é o teor de humidade. Este teor é função da pluviosidade anual a que o aterro se encontra sujeito. A Tabela 3.2 espelha essa estimativa.

Tabela 3.2 Potencial e taxa de geração de metano (Audibert, 2011).

Pluviosidade Anual	**Superior a 635mm**	**Inferior a 635mm**
k (ano^{-1})	0,04	0,02
L_0 (m^3/ton)	100	100

Segundo a USEPA (2003), estes valores são aproximações empíricas dos valores que podem ser encontrados num aterro sanitário. Por outro lado, o biogás produzido durante o processo de degradação biológica da matéria orgânica dos resíduos apresenta frações de 55% para o metano e o remanescente percentual para o dióxido de carbono e restantes gases constituintes. Assim, na Equação 3.4 encontra-se descrita a formulação matemática de cálculo.

$$Q_i = L_0 \times R \times (e^{-k.c} - e^{-k.t}) \quad (3.4)$$

sendo que, Q_i é o volume de gás produzido por ano (m^3/ano), k é a taxa de geração de metano (ano^{-1}), L_0 é o potencial de geração de metano (m^3 de CH_4/tonelada de resíduos), R é taxa média anual de resíduos sólidos urbanos depositados durante o tempo de vida do aterro (toneladas/ano), t é o tempo de vida do aterro (anos) e c é o tempo após o encerramento do aterro (anos).

No caso de se pretender obter algum aproveitamento económico do dióxido de carbono é necessário conhecer qual o volume produzido anualmente. Para tal, a estimativa rege-se por um princípio semelhante representado na Equação 3.5.

$$Q_{CO\,2} = Q_{CH4} \times \left(\frac{\%Vol\ CO_2}{\%Vol\ CH_4}\right) \quad (3.5)$$

sendo que, Q_{CO2} é volume de dióxido de carbono produzido por ano (m^3/ano); $\%VolCO_2$ é a fração em volume de dióxido de carbono; $\%VolCH_4$ é a fração em volume de metano.

3.4 LANDGEM

Um dos modelos mais desenvolvidos e que culminou num software informático designa-se por LandGEM. A sigla expressa Landfill Gas Emissions Model e foi criado pela USEPA em 2005. Esta aplicação informática tem como base o Microsoft Excel. Este modelo tem por base o modelo anterior, apresentando algumas diferenças na formulação, tendo esta sido revista e atualizada.

Assim, a sua conceção e utilização encerram uma formulação matemática de primeira ordem, expressa na Equação 3.6.

$$Q_{CH4} = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=0.1}^{1} k \times L_0 \times \left[\frac{M_i}{10}\right] \times (e^{-k.t_{i,j}}) \quad (3.6)$$

sendo que, QCH4 é o volume de metano produzido por ano (m^3/ano), i = 1 é o tempo a ser incrementado (anos), n é o ano do inventário, j = 0,1 é o tempo a ser incrementado (anos), k é a taxa de geração de metano (ano^{-1}), L_0 é o potencial de geração de metano (m^3 de CH_4/tonelada de resíduos), M_i é a massa de resíduos sólidos urbanos depositados no aterro no ano i (toneladas/ano), t é o tempo em que os resíduos foram depositados (anos i,j). De salientar que i são os anos. j são as decimas de ano. 3,2 anos é i,j

3.5 Modelo Triangular

A metodologia multi-fase mais referida e aplicada trata-se do modelo triangular de Tchobanoglous et al. (1993). Este método fundamenta-se na composição dos resíduos sólidos urbanos a um nível químico, isto é, a sua base de estudo encontra-se nos elementos biodegradáveis que compõe os resíduos. Neste sentido, e recorrendo a essa composição química, é avaliada a emissão de gases gerada num aterro sanitário.

Os resíduos sólidos urbanos apresentam uma heterogeneidade significativa. Todavia, a nível da matéria orgânica, encontram-se componentes químicos semelhantes, nomeadamente, carbono, hidrogénio, oxigénio, azoto, enxofre e cinzas.

Segundo Tchobanoglous et al. (1993), a biodegradabilidade de um resíduo consiste na característica desse mesmo resíduo sofrer uma digestão da sua matéria orgânica dentro de uma faixa de decaimento adequada. Estes compostos orgânicos apresentam composições químicas típicas e são essencialmente hidratos de carbono, proteínas e lípidos, sendo estes os nutrientes fundamentais para a produção de biogás num aterro sanitário. Todavia compostos com faixas de decaimento muito lentas, como por exemplo plásticos, borrachas ou lignina da madeira, não apresentam uma biodegradabilidade suficiente para permitir a produção contínua de biogás.

Os resíduos sólidos urbanos depositados em aterros sanitários dividem-se em três grupos essenciais, nomeadamente, rapidamente biodegradáveis (RB), lentamente biodegradáveis (LB) e inertes. A nível dos resíduos rapidamente biodegradáveis encontram-se restos alimentares, papel, cartão, biomassa, apresentando um tempo médio de degradação na ordem dos cinco anos. Dentro dos lentamente biodegradáveis encontram-se tecidos, madeira, borracha, couro, com um tempo de degradação rondando os quinze anos. Por fim, os inertes são essencialmente vidro e metal.

O modelo triangular criado por Tchobanoglous et al. (1993) deve-se o seu nome graças a dois triângulos que representam a biodegradação dos resíduos ao longo do tempo, sendo que existe um triângulo para os resíduos rapidamente biodegradáveis e outro para os resíduos lentamente biodegradáveis.

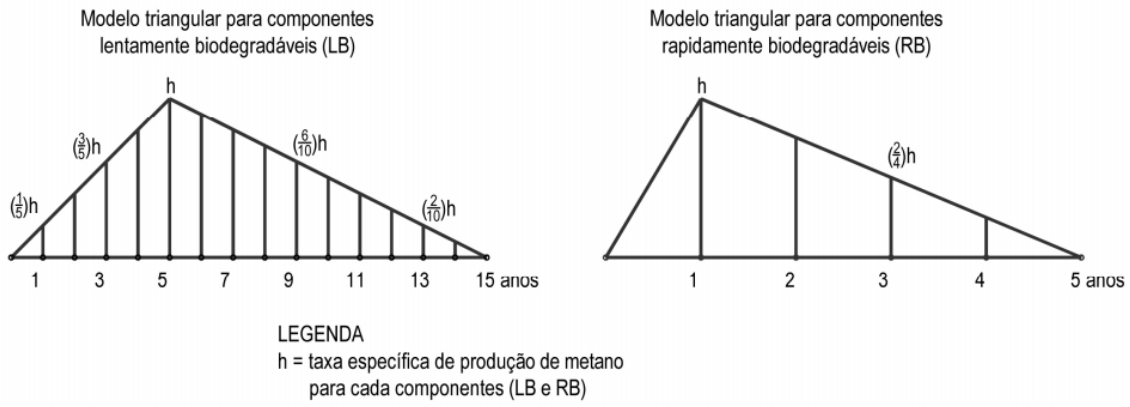

Figura 3.1 Modelo triangular proposto por Tchobanoglous et al. (1993).

Observando atentamente os dois triângulos é possível retirar alguns dados. No caso de resíduos lentamente biodegradáveis, podemos afirmar que o pico de produção de biogás ocorre ao fim de cinco anos, sendo que a formação de biogás através destes componentes termina após quinze anos. Para o outro triângulo, no caso dos resíduos rapidamente biodegradáveis, o pico máximo de produção de biogás ocorre no primeiro ano tendo como limite máximo cinco anos até a formação de biogás cessar.

No modelo triangular, a taxa de produção do biogás no aterro sanitário assume um crescimento linear até atingir o pico de produção, sendo que, após esse pico ocorre um decréscimo linear, como é representado na Figura 3.1. Tchobanoglous et al, (1993) assumem que a produção de gases de aterro começam ao fim do primeiro ano de funcionamento do aterro e que acaba num tempo finito *fim t*. A área interior do triângulo é igual a metade da base, o qual representa o tempo de produção do biogás no aterro, multiplicado pela altura, que representa o pico da produção do biogás no aterro. Portanto, a quantidade total de biogás produzido no aterro sanitário para uma quantidade *Ri* de resíduos depositados no aterro no ano i é obtida pela Equação 3.7.

$$R_i \times L_0 = 1/2\left(t_{fim,i}\text{-}t_{0,i}\right)\times Q_{Gás,max,i} \qquad (3.7)$$

sendo que, L_0 é o potencial dos resíduos para produção de gás em m3/ton, o $t_{t,fim}$ é o tempo que demora a produção de gás a iniciar, em anos, $t_{0,i}$ é o tempo para o qual a produção de biogás no aterro começa para um volume de resíduos para o ano i, em anos,

$Q_{Gás,max,i}$ é a taxa de produção máxima de gás em m^3/(ton.ano) e o R*i* é a quantidade de resíduos depositados no ano i em toneladas.

3.6 IPCC 1996

A par da USEPA, o Painel Intergovernamental para as Mudanças Climáticas sugere algumas metodologias de previsão da emissão de gases para a atmosfera, entre os quais, o biogás. Neste sentido, seguidamente são apresentadas duas metodologias, que serão consideradas como modelo de previsão no software formulado.

A aplicação da primeira metodologia de previsão carece de algumas variáveis iniciais, nomeadamente:

- População urbana atribuída ao aterro sanitário (Pop);
- Taxa de geração de resíduos por habitante por ano (Taxa RSU);
- Fracção de resíduos sólidos urbanos depositados no ano i ($RSU_F(i)$);
- Volume de metano captado no ano i (R);
- Factor de oxidação do metano na superfície do aterro (OX);
- Potencial de geração de metano (L_0);

A população urbana corresponde ao número de habitantes que se encontram abrangidos pelo raio de acção do aterro sanitário, sendo que o produto entre a população urbana e a taxa de resíduos produzidos por habitante por ano corresponde ao volume total de resíduos gerados durante o ano (RSU_T) (Equação 3.8). Por outro lado, o produto entre este volume total de resíduos e a fracção dos resíduos depositados corresponde à quantidade em massa efectivamente depositada no aterro durante o ano i.

$$RSU_T = Pop \times TaxaRSU \tag{3.8}$$

onde, Pop é a População urbana (número de habitantes) e Taxa RSU é a taxa de geração de resíduos por habitante por ano (kg.RSU/hab.ano).

O processo de captação do metano não é totalmente eficiente, pelo que existe uma parte desse volume de metano que não é aproveitado ou recuperado, resultando na sua emissão para a atmosfera. Assim, para efeitos de cálculo é considerada a fração de metano que é efetivamente captada.

Uma variável que não é considerada noutros modelos de previsão é o factor de oxidação do metano na superfície do aterro. Analisando os processos internos do aterro, verifica-se que o metano que permanece nas camadas mais próximas da superfície ou próximo da camada de solo de cobertura pode sofrer oxidação. Esta variável apresenta uma tendência decrescente de valor quanto maior for o controlo de emissão de gases no aterro sanitário. Contudo, este fator ainda carece de maior estudo, pelo que na falta de dados mais concretos, o seu valor é considerado nulo.

Ao contrário dos modelos de previsão da USEPA, o IPCC considera um modelo diferente de determinação do potencial de geração de metano (Equação 3.9), em que algumas variáveis são consideradas, nomeadamente, o fator de correção de metano (FCM), o carbono orgânico biodegradável (COD), a fração de carbono biodegradável dissociada (COD_f), a fração em volume de metano no biogás (F) e o fator de conversão de carbono em metano (16/12).

$$L_0 = FCM \times COD \times COD_f \times F \times {}^{16}/_{12} \quad (3.9)$$

A primeira variável, fator de correção de metano ou FCM, representa o tipo de tratamento aplicado aos resíduos tendo em conta o tipo de aterro. Isto é, conforme o tipo de manuseamento e aterro dos resíduos, a quantidade de metano gerada também sofrerá variação, considerando a espessura de cada camada de resíduos depositada, o grau de compactação dos mesmos e a espessura da camada de solo de cobertura. Neste sentido, o IPCC sugere para um aterro sanitário um fator de correção de 1,0.

A segunda variável considerada corresponde ao carbono orgânico degradável ou COD, refletindo a quantidade de carbono que se encontra disponível para ser sofrer degradação, dependendo da composição química de cada tipo de resíduo. Para tal, o IPCC criou a Tabela 3.3 e a Equação 3.10 permitindo obter o COD.

Tabela 3.3 Carbono orgânico degradável (IPCC, 1996).

Tipo de resíduo	Percentagem COD em massa
A) Papel e papelão	40
B) Resíduos de parques e jardins	17
C) Restos de alimentos	15

D) Tecidos	40
E) Madeira (excluindo fracção de lignina)	30

$$\mathrm{COD} = (0{,}4.\mathrm{A}) + (0{,}17.\mathrm{B}) + (0{,}15.\mathrm{C}) + (0{,}4.\mathrm{D}) + (0{,}3.\mathrm{E}) \quad (3.10)$$

onde, A é a fração de papel e papelão nos resíduos, B é a fração de resíduos de parques e jardins nos resíduos, C é a fração de restos de alimentos nos resíduos, D é a fração de tecidos nos resíduos e E é a fração de madeira excluindo lignina nos resíduos.

Todavia, nem todo o carbono orgânico degradável disponível nos resíduos sofre degradação, ocorrendo isto por diversos motivos. Assim, surge a fração de carbono orgânico degradável dissociada ou COD_f, que corresponde à massa de carbono orgânico degradável que efetivamente sofre degradação. O COD_f é função da temperatura existente no ambiente interno do aterro, tal como indica a equação 3.11. Como a temperatura no interior do aterro ronda os 30ºC a 40ºC, o que permite a metanogénese, o IPCC sugere que para uma temperatura média de 35ºC um COD_f de 77%.

$$\mathrm{CODf} = 0{,}014 \times \mathrm{T} + 0{,}28 \quad (3.11)$$

onde, CODf é a fração de carbono orgânico degradável dissociada e T é a temperatura da zona anaeróbia em ºC.

Assim, as Equações (3.12) e (3.13) sugerem formulação de cálculo do biogás.

$$\mathrm{Qi} = ((\mathrm{Pop} \times \mathrm{Taxa\ RSU} \times \mathrm{RSU_f} \times \mathrm{L_0}) - \mathrm{R}) \times (1 - \mathrm{OX}) \quad (3.12)$$

$$\mathrm{Qi} = \sum_{i=1}^{t} (\mathrm{A} \times \mathrm{k} \times \mathrm{RSU_f(i)} \times \mathrm{RSU_T(i)} \times \mathrm{L_0} \times e^{(-k.(t-i))}) \quad (3.13)$$

Sendo que, Qi é o volume de gás gerado, R é a capitação annual para cada aterro, A é a área de cada aterro, k é a taxa de geração de metano, L_0 o potencial de geração de metano, OX assume o valor nulo, t é o tempo de vida do aterro sanitário.

CAPÍTULO 4

Aproveitamento energético do gás de aterro

Os resíduos sólidos urbanos e o biogás apresentam uma rentabilidade diversa, pelo que, o seu aproveitamento energético é um dos vários meios para valorizar o recurso produzido. Esta medida de aproveitamento abrange diversas necessidades energéticas, tais como, a produção de energia elétrica, a geração de calor, ou aplicação direta como um combustível de locomoção, verificando-se esta abrangência graças ao seu poder calorifico significativo (Seara de Britto, 2006)

Todavia, a valorização energética dos resíduos sólidos urbanos e do biogás em aterros sanitários não se revela semelhante entre aterros. Cada instalação apresenta especificidades próprias, adaptadas ao local de produção, à utilidade do recurso energético disponível e à legislação vigente.

O primeiro passo a cumprir para o aproveitamento energético do biogás ser possível reside na captação do mesmo. Num aterro sanitário, o biogás produzido pode ser recolhido por formas distintas, tendo em conta a finalidade bem como quando foi instalado o sistema de captação. Segundo Seara de Britto (2006), casos em que o biogás é aproveitado para valorização energética, os gases são drenados para poços de captação por forma a evitar emissão descontrolada para a atmosfera. Ainda assim, existem dois tipos de poços de captação do biogás, nomeadamente, poços verticais e drenos horizontais, sendo que, os poços verticais são instalados no momento de construção do aterro, enquanto os drenos horizontais são instalados em aterros sanitários já em funcionamento (Monilha, 2005).

Após a fase de recolha do biogás no aterro sanitário, diversas alternativas podem ser atribuídas ao biogás captado, nomeadamente, o armazenamento e tratamento, ou

então a combustão do mesmo para aproveitamento energético ou aplicações de pequena escala, como abastecimento de gás a populações circundantes ao aterro ou recuperação de calor do processo de combustão para pequenas indústrias ou aquecimento de estufas.

O biogás produzido e captado pode ser aproveitado para valorização energética recorrendo a diversas tecnologias, nomeadamente, motores de combustão interna, microturbinas, turbinas a gás, caldeiras, células de combustível entre outros conversores de energia. Esta valorização energética permite essencialmente a produção de energia elétrica que pode ser consumida in loco, bem como, pode ser injetada na rede elétrica nacional.

4.1 Motores de combustão interna

As tecnologias convencionais são consideradas por grande parte das entidades responsáveis por aterros sanitários como sendo as mais adequadas para a valorização energética do biogás, entre as quais, encontramos os motores de combustão interna segundo o ciclo Otto. Os motores Otto operam através da combustão de uma mistura de ar atmosférico e injeção de combustível, sendo o biogás captado no aterro o combustível a ser utilizado no processo de combustão interna. Este processo envolve várias etapas, tais como, a compressão da mistura ar combustível no interior dos cilindros, combustão da mistura mediante uma descarga elétrica e exaustão dos gases de escape ou gases de combustão (Deublein et Steinhauser, 2008).

As principais vantagens de se utilizar esta tecnologia residem no baixo custo de instalação, na facilidade de operação e de manutenção dos equipamentos, bem como numa eficiência significativa para potências na ordem das centenas de kW. O pequeno porte e a facilidade de operação possibilitam uma instalação de pequenas dimensões, além de que a instalação de novos motores é viável no caso do aumento do biogás produzido no aterro sanitário (Deublein et Steinhauser, 2008).

Obter uma eficiência significativa destes equipamentos através da operação deste tipo de tecnologia permite obter outra rentabilidade, visto os gases de escape apresentarem uma entalpia considerável. Esta entalpia excedente pode ser usada em sistemas de cogeração. O aproveitamento deste calor permite a produção de energia elétrica através de um gerador elétrico, bem como, a produção de águas quentes ou

vapor de baixa pressão (Deublein et Steinhauser, 2008).

4.2 Microturbinas

Uma solução alternativa para instalações de baixa potência são as microturbinas. Apesar de serem equipamentos tecnológicos mais recentes e menos utilizadas, a sua aplicação recai sobre projetos de potência instalada inferior a 1000kW, permitindo assim, a produção de energia elétrica para consumo próprio do aterro sanitário (Deublein et Steinhauser, 2008).

Uma vantagem associada às microturbinas é a possibilidade de operarem em grupos ao invés de funcionarem individualmente. Isto permite um aumento da potência instalada no aterro sanitário, usando equipamentos de potência individual inferior, na ordem dos 30kW a 100kW, que representam um custo unitário igualmente inferior, bem como, adaptar os equipamentos perante as necessidades energéticas do aterro sanitário a cada momento e perante o biogás disponível para ser consumido. Isto representa um benefício caso se verifique escassez de fluxo de biogás, uma vez que, tanto os motores de combustão interna como as turbinas de gás de elevada potência não apresentam uma flexibilidade de operação tão patente (Deublein et Steinhauser, 2008).

Além disto, caso surja a necessidade de transferir a sala das máquinas para outro local, as microturbinas permitem esse processo graças ao seu pequeno porte e infraestruturas reduzidas.

Porém, apresentam uma baixa eficiência quando comparadas com as turbinas de grande potência ou os motores de combustão interna, verificando-se um consumo de combustível superior por kWh produzido (Seara de Britto, 2006).

4.3 Turbinas a gás

O recurso às turbinas a gás é exigido quando são necessárias elevadas potências, o que permite observar que estas turbinas são utilizadas em grandes instalações produtoras de energia elétrica, com caudais elevados de biogás e necessidades energéticas externas significativas.

Contudo, o recurso a um ciclo combinado com regeneração ou reaquecimento,

isto é, ciclos a gás combinados com ciclos a vapor onde ocorre recuperação de calor ou reaquecimento de fluidos de trabalho, admite uma eficiência energética superior. (Deublein et Steinhauser, 2008).

Tal como foi referido anteriormente, estes equipamentos foram concebidos para operar à capacidade máxima com potências elevadas, pelo que a sua utilização em capacidade parcial representa uma eficiência muito reduzida, pelo que nesses casos não é rentável a sua implementação. Por outro lado, apresentam custos iniciais avultados, pelo que a sua escolha requer de estudo prévio aprofundado. Todavia, os seus custos de operação e de manutenção são aceitáveis quando comparados com as restantes tecnologias disponíveis (Deublein et Steinhauser, 2008).

4.4 Caldeiras

A aplicação de caldeiras permite a geração de vapor para turbinar e produzir energia elétrica. Por outro lado, o recurso a este tipo de tecnologia permite assegurar a geração de calor remanescente que pode ser aproveitado para aquecimento ou aplicação em processos industriais. Todavia, a combustão direta do biogás apresenta limitações, por força da constituição do combustível. A presença de dióxido de carbono, de gás sulfídrico, de óxidos nitrosos, entre outros gases presentes, requer considerações especiais, pequenas adaptações, a fim de se obter um funcionamento adequado do equipamento (Deublein et Steinhauser, 2008).

Neste sentido, o teor de humidade é um dos fatores a ter em conta, isto porque, na constituição do biogás pode existir vapor de água. Este elemento pode condensar nas tubagens de alimentação de combustível à caldeira, o que implica complicações de operação da própria caldeira, podendo mesmo surgir danos a nível estrutural. Para tal, o recurso a válvulas de purga de condensado revela-se essencial (Deublein et Steinhauser, 2008). Por outro lado, o biogás apresenta uma percentagem de metano inferior ao gás natural, o que implica um aumento no caudal de entrada na caldeira para cumprir as necessidades térmicas, bem como para permitir uma chama mais estável. Outro ponto a observar é a corrosão decorrente do uso do biogás. A combustão acarreta formação de depósitos de sílica, ferro, enxofre e cloro, que reduz a eficiência da caldeira e a capacidade de resistência estrutural dos equipamentos (Deublein et Steinhauser, 2008).

4.5 Injeção de biometano na rede de gás natural

As entidades responsáveis pelos aterros sanitários em diversos países europeus têm recorrido ao biogás como alternativa viável ao aproveitamento energético deste recurso produzido nos aterros sanitários. Além das tecnologias afirmadas anteriormente, que permitem a produção de energia elétrica ou de calor graças à combustão do gás, a limpeza e purificação do biogás permite gerar biometano, gás este quimicamente semelhante ao gás natural. O biometano é injetado na rede de gás natural, viabilizando o aumento de gás disponível na rede, bem como reduzir a volume de gás natural importado para cada país.

Neste sentido, Seisler (2010) afirma que países europeus como a Holanda, a Suécia, a Suíça, a Alemanha registam aumentos significativos no desenvolvimento da injeção de biometano na rede. A Suécia é o país que possui o maior número de instalações que promovem a limpeza e purificação de biogás em biometano, enquanto a Alemanha é o país que regista maior capacidade de injeção de biometano na rede de gás natural, iniciando esta atividade no início dos anos noventa do século passado.

Atualmente, analisando a produção de biogás a nível europeu, registam-se poucos países que usam o biogás como recurso a uma escala considerável, tendo em conta as potencialidades, nomeadamente, Alemanha, Reino Unido, França, Áustria, Holanda, Noruega, Luxemburgo e Suécia. Através destes dados expostos na Tabela 4.1, é possível observar que Portugal ainda não apostou fortemente neste recurso energético viável e com diversas fontes de produção. A potencialidade existe. Contudo os aterros sanitários quando foram construídos não foram preparados para a produção e captação do biogás e seu aproveitamento energético. Este grupo restrito de nações possui sessenta e sete instalações com capacidade de alimentação da rede já em operação, dezoito estão em fase de construção e trinta e três novas instalações planeadas ainda sem data conhecida de início, sendo a Alemanha e o Reino Unido dois dos países que mais fortemente estão a apostar na produção e injeção de biogás na rede nacional.

Tabela 4.1 Panorama europeu atual das instalações de injeção de biogás (Seisler, 2010).

País	Operação	Construção	Planeamento
Áustria	4	2	

França	2		
Alemanha	37	14	27
Luxemburgo		2	
Holanda	6		
Noruega	1		
Suécia	8		
Suíça	9		1
Reino Unido			5
Total	**67**	**18**	**33**

Noutros casos, a par da injeção direta na rede através do local de produção, o biometano pode ser comprimido e transformado em GNL (gás natural liquefeito), permitindo o seu transporte por cisterna para outras redes de gás, principalmente as redes locais de gás sem acesso às condutas principais de transporte.

Injetar o biometano na rede de gás natural requer regulamentação por forma a este mercado ser competitivo, sendo que, tradicionalmente, este mercado se aproxima do mercado de gás natural e sua consequente regulamentação. Assim, é imperioso encontrar politicas que permite a regulamentação deste nicho de mercado. Apesar disso, o aspeto crítico é a promoção de um acesso não discriminatório à rede de gás natural, que ainda não se encontra completamente definido na grande maioria dos países. Este parâmetro legal está referido no enquadramento legal desta dissertação.

Todavia, para que esse acordo legal seja completo é necessário ter em conta alguns aspetos relativos ao próprio gás que será injetado na rede, nomeadamente, a qualidade, pressão e estado físico do gás. O desenvolvimento destas normas estão salvaguardadas pelo PNAEE 2016 e pelo PNAER 2013-2020. Infelizmente, ainda não existe uma tarifa para o gás verde (biometano), pelo que o seu aproveitamento económico em regime bonificado seria revelante para potenciar o seu uso.

4.6 Benefícios do aproveitamento do biogás e biometano

O incremento da disponibilidade de biogás e de biometano reflete um novo potencial de mercado para a indústria do gás natural, uma vez que, este recurso energético diversificado apresenta larga margem de investimento e desenvolvimento. Analisando os aterros a nível nacional como exemplo, a VALORSUL entende que existe a possibilidade de aumentar a rentabilidade destes recursos nestas infraestruturas tendo por objetivo a valorização energética. Neste sentido, o biogás corresponde a uma parte de uma estratégia maior no âmbito da energia, que inclui igualmente a energia solar, energia eólica, energia hídrica.

O maior foco para as energias renováveis, quer a nível nacional como europeu, tem sido a produção de energia renovável e a substituição do petróleo e carvão para produção de energia elétrica. No entanto, o biometano apresenta o potencial de substituir cerca de 20% a 30% do total de energia consumida (Seisler, 2010). A mesma fonte no seu estudo afirma que um exemplo deste potencial reside no sector europeu de transportes, onde se estima essa substituição e onde os veículos movidos a biometano permite reduzir as emissões de dióxido de carbono na ordem dos 20% a 25% em comparação com carros movidos a derivados de combustíveis fosseis convencionais (Seisler, 2010).

Por outro lado, o biometano injetado e misturado com a rede de gasodutos existente recebe a designação de um "gás verde" ambiental, visto tratar-se de um recurso renovável, além de que, pode complementar o abastecimento de gás para todo o tipo de clientes, sendo eles, residenciais, comerciais ou industriais.

Analisando a Figura 4.1 e segundo Seisler (2010), atualmente, pelo menos 27 países da União Europeia são produtores de biogás. Desde 1997 até 2008, registou-se um aumento da produção de biogás na ordem dos 411%, de 1483 mil toneladas equivalentes de petróleo (tep) para 7585 tep. Como nota regista-se que 1 tep equivale a 1125 m^3 de gás natural. Especificamente, entre 2006 e 2008, a produção de biogás nestes 27 países europeus assinalou um aumento de 56%, sendo este facto um reflexo de novas políticas direcionadas para o desenvolvimento de energia renovável.

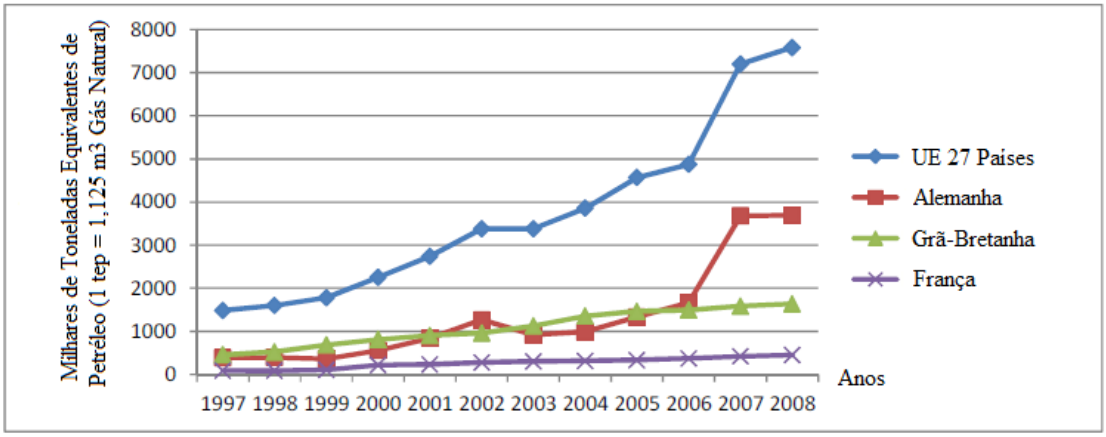

Figura 4.1 Produção de biogás dos Estados Membros da UE em toneladas equivalentes de petróleo (Seisler, 2010).

Seisler (2010) afirma que tanto o biogás como o biometano apresentam diversas aplicações potenciais, como por exemplo, a produção de energia elétrica, abastecimento de veículos movidos a gás natural (GNV) ou injeção na rede de gás natural. Esta solução de injeção na rede permite um aumento na disponibilidade e distribuição de gás a clientes de gás natural para aplicações residenciais, comerciais, industriais ou de transporte. Como tal, o biogás representa uma solução ambientalmente mais favorável relativamente a problemas associados com a qualidade do ar, às mudanças climáticas e qualidade da água (Teixeira, 2010). A par disso, os resíduos restantes do processo de biodigestão no aterro sanitário pode ser utilizada como fertilizante de alta qualidade a fim de auxiliar a produção agrícola, apresentando igualmente um impacte ambiental menor do que o uso dos habituais fertilizantes à base de fosfato (Teixeira, 2010).

Desta forma, seguidamente são apresentadas algumas dos principais benefícios do uso do biogás como recurso energético com diferentes e variadas aplicações.

- Recurso renovável e sustentável: ao contrário dos biocombustíveis líquidos que apresentam algum impacte ambiental relativamente ao uso dos solos e da cadeia de produção de alimentos, o biogás é totalmente sustentável, uma vez que a sua origem provém de um desperdício da sociedade, os nossos resíduos (Teixeira, 2010).
- Recurso ambientalmente benéfico: o gás natural é considerado um combustível fóssil, apesar de ser o mais limpo disponível. Contudo, o biogás é um gás mais limpo, graças à sua origem nos resíduos sólidos urbanos, além de que o seu

aproveitamento impede a emissão de metano para a atmosfera (Teixeira, 2010). Por exemplo, utilizar o biogás num veículo GNV comparado com o mesmo veículo movido a gasolina pode reduzir a produção de dióxido de carbono de 100% a 187% (Seisler, 2010).

- Energia eficiente: digestão anaeróbia dos resíduos depositados em aterro e uso do gás representa 50% a 70% de eficiência energética, ao contrário da produção de um biocombustível líquido, que é cerca de 30% a 40% de energia eficiente. Contudo, têm sido realizados estudos com o intuito de alcançar uma eficiência energética de 50% para os biocombustíveis líquidos de segunda geração (Seisler, 2010).
- Segurança energética: o biogás é um combustível que pode substancialmente substituir os produtos petrolíferos importados, permitindo assim a dependência energética nacional. Além disso, facilita o acesso a energia a nível local, podendo mesmo gerar postos de trabalho e proporcionar uma nova fonte de receita para as entidades locais.
- Resíduos e gestão da água: como o biogás utiliza resíduos agrícolas e urbanos, e esgotos das populações nas ETAR, isto permite resolver um problema para os agricultores e para a população urbana.
- Apoio à produção agrícola: biofertilizantes de elevada qualidade podem obtidos após o processo de produção de biogás, o que revela ser um benefício para a indústria agrícola (Seisler, 2010).

No mesmo sentido e segundo USEPA (2003), estima-se que uma tonelada de metano emitida para a atmosfera apresente um impacte no aquecimento global do planeta equivalente a vinte e uma toneladas de dióxido de carbono por um período temporal de cem anos.

Por outro lado, os resíduos sólidos urbanos foram considerados uma fonte energética endógena e renovável, pelo que a sua inclusão no PNAEE 2008, e posterior PNAEE 2016 e PNAER 2013-2020 visam relevar o potencial energético dos RSU e do consequente biogás produzido nos aterros sanitários.

CAPÍTULO 5

Modelação Numérica da previsão da capacidade de produção de bioenergia em aterros sanitários

Neste Capítulo será abordado o principal objetivo desta dissertação, a modelação numérica e simulação computacional. Assim, foram implementados quatro modelos numéricos de previsão, nomeadamente, a Aproximação Simples, o Emission Factor for Documention AP-42, o Modelo de Primeira Ordem do IPCC e o Modelo Scholl Canyon. Para a modelação aplicou-se a linguagem visual C#, visto que, o desenvolvimento desta linguagem permite uma aplicação desktop, utilizando recursos do ambiente Windows, ou seja, a manipulação de dados e visualização dos mesmos demonstra-se interativa. Por forma a ser compatível com todos os sistemas informáticos, adotou-se a resolução de 800x600 pixels para o desenvolvimento do software.

O objetivo da implementação dos modelos numéricos a nível informático é a obtenção de resultados para posterior estudo de forma interativa e rápida, pelo que diversas simulações podem ser feitas num curto espaço de tempo.

5.1 Introdução de dados

O código computacional desenvolvido contém uma janela inicial no qual constam as variáveis em consideração, referentes ao aterro, aos modelos numéricos e à componente financeira relevantes para a simulação. O aspeto visual da janela inicial é o ilustrado na Figura 5.1.

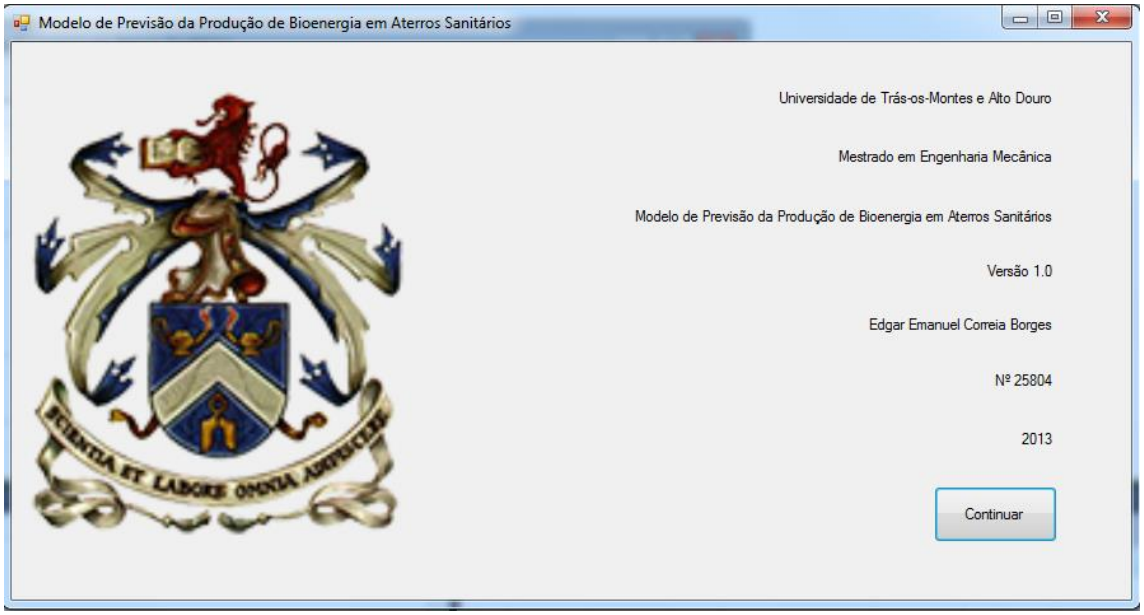

Figura 5.1 Apresentação do software.

5.2 Aterro

Na vertente do aterro são consideradas diversas variáveis em diferentes áreas. O tempo de vida do aterro pode ser analisado de três formas, em fase de projeto, em funcionamento e após encerramento. Na fase de projeto é considerado um tempo de vida de funcionamento estipulado e espectável para o aterro sanitário durante a sua fase operacional. O tempo de vida na fase de funcionamento inclui o ano de abertura de aterro e o ano espectável para o aterro atingir a sua capacidade máxima de deposição de resíduos. Por fim, a fase pós encerramento inclui a data de abertura e a data de encerramento do aterro ou seja, o número de anos em que este esteve operacional.

A função dos aterros sanitários é a deposição de resíduos, pelo que são consideradas duas formas distintas de introdução das massas anuais de RSU. Na primeira são consideradas as massas de RSU depositados ano após ano, sendo que esta opção é utilizada para aterros em funcionamento ou após encerramento. No caso de aterros em fase de projeto ou no caso de dados relativos à quantidade de resíduos depositados no aterro sanitário ao longo dos anos ser de difícil acesso ou determinação é considerado um valor médio anual, podendo ainda ser considerada uma taxa de incremento anual, derivado do crescimento demográfico.

Além disso, são consideradas as características do biogás produzido e extraído

relativamente à sua constituição química percentual, sendo que o biogás com uma percentagem maior de metano apresenta um PCI superior. Por fim, são apresentados dois valores relativos ao aproveitamento energético do biogás, nomeadamente, o rendimento dos motores de combustão interna, no caso do biogás ser valorizado e o número de horas anuais de operação dos mesmos motores.

5.3 Métodos

Na aba dos métodos são tidos em conta todos os parâmetros relativos a cada modelo numérico de previsão, sendo que grande parte dos valores apresentados é considerada padrão. Nesta aba deve ser introduzida a pluviosidade média anual da região onde se localiza o aterro sanitário, bem como, a população que é abrangida. Por outro lado, o tipo de biodegradabilidade dos resíduos é relevante. No caso de haver dúvidas relativas a este parâmetro deve ser analisada a percentagem de matéria orgânica que constitui os resíduos sólidos urbanos que são depositados. No caso de aterros em fase de projecto ou em operação, deve ser nulo o valor de anos após encerramento.

Relativamente ao método de primeira ordem do IPCC de 1996 existem vários factores a ter em atenção. Atente-se que a temperatura da zona anaeróbia é tendencialmente os 35ºC em condições paramétricas normais. O valor correspondente à produção de resíduos por habitante por ano (Taxa RSU) pode ser denominado igualmente de taxa de capitação. Este valor pode ser encontrado junto das entidades responsáveis pela gestão dos aterros sanitários ou então junto das Câmaras Municipais. A taxa de resíduos coletados e depositados (RSUF) corresponde à percentagem de resíduos sólidos urbanos que é recolhida e aterrada tendo em consideração a massa total de resíduos depositados. A fração de metano corresponde à percentagem de metano que é expectável encontrar-se no volume de biogás, dependendo da especificação de cada modelo numérico.

5.4 Análise Financeira

Na vertente financeira é considerada toda a envolvente de custos, nomeadamente, investimento, manutenção, operação, limpeza e purificação. Neste sentido, por forma a efetuar-se um cálculo adequado, deve ser inserido o valor do investimento corpóreo a

que a entidade promotora se compromete, o custo do pessoal que considera relevante para a atividade, o preço do propano que poderá ser comprado no caso de o biogás ser convertido em biometano. A aquisição de propano e posterior injeção no volume de metano purificado é importante para o biometano poder cumprir o poder calorifico exigido pela ERSE.

Por outro lado, existem valores de referência que entram para o cálculo financeiro no caso de venda de eletricidade produzida através da conversão de biogás em energia elétrica, mediante o Decreto-Lei 225/2007 e consequente Decreto-Lei 33-A. Nesta aba existem diversos valores variáveis ao longo do tempo. Uma fonte responsável pela sua obtenção e definição é a Entidade Reguladora dos Serviços Energéticos (ERSE), nomeadamente, o custo de aquisição de gás natural evitado, a tarifa de receção, a tarifa de armazenamento subterrâneo e emissões evitadas pelo consumo de biogás ao invés de gás natural. Outra fonte é a SENDOCO$_2$, que fornece o valor da remuneração unitária por emissão de CO_2. De salientar que todos estes valores apresentados no programa estão atualizadas à data da realização desta dissertação, pelo que a utilização deste software a data posterior estará sujeita a alterações destes valores, tendo em conta a sua volatilidade em função do tempo.

Por outro lado, existem outros parâmetros iniciais a considerar. Ao longo do software serão estudados e comparados três cenários distintos, nomeadamente, a produção de eletricidade *in loco*, a distribuição de biometano e um cenário misto de produção de eletricidade e injeção de biometano na rede de gás natural. Neste sentido, e num cenário misto são apresentadas duas percentagens relativamente à percentagem de biogás que será valorizada para eletricidade e a percentagem de biogás que será convertida para biometano.

Além disso, é sugerida indicação dos consumos energéticos próprios do aterro, a taxa de incremento dos mesmos bem como a taxa de interesse deste projeto para uma posterior análise financeira.

Por fim, é avaliada a venda do dióxido de carbono proveniente da limpeza e purificação do biogás, sendo que o preço sugerido é inserido num plano potencial de negócios com uma entidade intermediária, empresa GASIN, que é uma empresa comercializadora de gases, pelo que custos de limpeza/purificação são da sua valia.

5.5 Biogás gerado

Após introdução e verificação dos dados iniciais na janela anterior, a simulação computacional gera-se automaticamente sem que seja necessária a adição ou alteração de parâmetros, já que todos os valores e condicionantes foram abordados na janela anterior. Neste sentido, o programa segue um guia apresentador de dados e resultados a um nível de tempo anual. Seguindo esse guia de apresentação de valores, inicialmente são exibidas duas tabelas. A primeira tabela apresenta os anos, os resíduos disponíveis, o biogás gerado, o biogás extraído do aterro, o metano produzido e o metano extraído. A segunda tabela, sugere o caudal médio, a energia e potência disponíveis. As Equações 5.12, 5.13 e 5.14 refletem a forma de cálculo dos valores apresentados nas duas tabelas para cada um dos quatro métodos. O cálculo do biogás anual produzido é efetuado pelos métodos numéricos de previsão. A percentagem de metano é considerada tendo em conta a percentagem de metano sugerida pelos métodos numéricos.

$$\text{Biogás anual extraído} = \text{biogás produzido} \times \%\text{biogás extraído} \tag{5.12}$$

$$\text{Metano anual produzido} = \text{biogás extraído} \times \%\text{metano} \tag{5.13}$$

$$\text{Metano anual extraído} = \text{Metano produzido} \times \%\text{metano extraído} \tag{5.14}$$

Nesta primeira janela após a definição inicial paramétrica, é realizada a primeira fase de cálculo para cada método numérico em estudo, nomeadamente, o modelo de aproximação simples, o modelo emission factor for documentation for AP-42, o modelo de primeira ordem do IPCC e o modelo Scholl Canyon. Ao longo de todo o programa esta comparação de valores entre métodos estará presente e será analisada no relatório final.

5.6 Valorização Energética

Após a previsão de biogás produzido por cada um dos métodos em estudo são sugeridos os três cenários potenciais de valorização já anteriormente referidos, produção de eletricidade *in loco,* distribuição de biometano e cenário misto de produção de eletricidade e distribuição de biometano. Estes três cenários em estudo são analisados para os quatro modelos numéricos de previsão.

Para cada um dos métodos e na mesma janela é possível observar os três cenários de análise. O primeiro cenário é a produção de eletricidade *in loco*. Neste caso é aplicada a energia disponível calculada na janela anterior e o consumo de energia do próprio aterro sanitário, sendo que a diferença entre os dois permite obter a eletricidade disponível para injetar na rede, como se encontra descrito na Equação 5.15.

Eletricidade injetada rede = Eletricidade disponível - Consumos próprios (5.15)

O segundo cenário em estudo é a distribuição de biometano para injeção na rede de gás natural. Ao contrário do primeiro cenário em que o ponto de partida é a energia disponível através da valorização energética do biogás, neste segundo panorama o ponto de partida é o biogás produzido e metano extraído do aterro sanitário. Através do conhecimento da percentagem de metano que constitui o biogás, é possível determinar a correspondente percentagem de dióxido de carbono que posteriormente será vendido a outras entidades intermediárias. O biogás após limpeza e purificação é convertido em biometano. Contudo, este não possui um poder calorifico inferior (PCI) suficiente para permitir uma injeção direta na rede de gás natural. Para que tal seja possível, injetar gás propano ao volume de biometano obtido é a solução requerida. Neste seguimento, é necessário determinar o volume de gás propano. Tal cálculo é requerido por forma a obter-se biometano com PCI que respeite os mínimos exigidos pela legislação imposta pela ERSE. Ou seja, o biometano final acaba por ser a mistura entre o biogás limpo e purificado e o propano necessário a atingir o PCI adequado.

%CO2=100%-%Metano (5.16)

$$\text{Dióxido de carbono } (CO2) = \text{Biogás produzido} \times \%CO2 \quad (5.17)$$

$$\%\text{Propano} = \frac{\text{PCIgásnatural-}(\%\text{Metano} \times \text{PCImetano})}{\text{PCIpropano}} \quad (5.18)$$

onde, o PCI de metano considerado é 23 MJ/Nm^3, o PCI de gás natural considerado é 45,1 MJ/Nm^3 e o PCI de propano considerado é 46,3 MJ/Nm^3.

$$\text{Propano Injetado} = \%\text{Propano} \times \text{Metano Extraído} \quad (5.19)$$

$$\text{Biometano} = \text{Metano Extraído} + \text{Propano Injetado} \quad (5.20)$$

O terceiro caso em análise concentra-se num cenário misto e simultâneo de produção de eletricidade e distribuição de biometano à rede de gás natural. O primeiro parâmetro a ter em conta para o cálculo, são as percentagens definidas na primeira janela relativamente à percentagem de biogás para produção de eletricidade e à percentagem de biogás para limpeza, purificação e sua consequente conversão em biometano. Após essa definição inicial, este caso em análise é dividido em dois cálculos distintos. No primeiro cálculo é efetuada uma simulação semelhante ao cenário de produção de eletricidade *in loco*, em que o único parâmetro que entra de novo no cálculo é a percentagem de biogás para eletricidade, como foi referido. Todavia, o volume de biogás disponível para este primeiro cálculo corresponde à percentagem de biogás selecionada inicialmente. O segundo cálculo corresponde à modelação da distribuição de biometano para injeção na rede de gás natural tendo em conta o volume de biogás considerado para limpeza e purificação.

5.7 Remuneração dos produtos gerados

Após o cálculo dos produtos gerados no aterro sanitário e, com a intenção de gerar proveitos, são determinadas as remunerações potenciais para cada um dos três cenários

previstos, sendo que tal contabilidade é realizada igualmente para cada um dos quatro modelos numéricos de previsão da produção de biogás em aterros sanitários.

A remuneração da eletricidade gerada no aterro e que se encontra disponível para injetar na rede corresponde aos proveitos que este recurso pode gerar para a entidade responsável pelo aterro sanitário. A determinação desta remuneração é efetuada recorrendo aos Decretos-Lei que regem esta medida, nomeadamente, o Decreto-Lei 225/2007 e o Decreto-Lei 33-A. A formulação matemática lá sugerida corresponde à formulação de cálculo utilizada no código computacional, sendo que alguns valores tiveram de sofrer análise tendo em conta a tipologia de recurso. Essa formulação matemática pode ser analisada nas equações seguintes.

$$\text{ECRm} = \text{eletricidade disponível à rede} / 12 \text{ meses} \tag{5.21}$$

$$\text{ECRpcm} = \frac{\text{ECRm} \times 14\text{h}}{24\text{h}} \tag{5.22}$$

$$\text{ECRvm} = \frac{\text{ECRm} \times 10\text{h}}{24\text{h}} \tag{5.23}$$

onde, ECRm corresponde à eletricidade produzida pela central no mês m em kWh, ECRpcm é a eletricidade produzida nas horas de ponta e cheias do mês m em kWh, ECRvm é a eletricidade produzida nas horas de vazio do mês m em kWh, 14h/24h é o rácio de horas de ponta e cheias por dia e 10h/24h – é o rácio de horas de vazio por dia;

$$\text{POTmed} = \text{mínimo}\left(\text{POTdec}; \frac{\text{ECRm}}{24 \times \text{Nºdias mês}}\right) \tag{5.24}$$

$$COEFpotm = \frac{ECRm}{576 \times POTdec} \quad (5.25)$$

$$PF(VRD)m = PF(U)ref \times COEFpotm \times POTmed \quad (5.26)$$

onde, POTmed corresponde à potência média disponível pela central à rede pública no mês m em kWh, POTdec é a potência máxima disponível, COEFpotm é o coeficiente que traduz a contribuição da central no mês m para a garantia de potência proporcionada pela rede pública, PF(U)ref é o valor unitário de referência, tendo como valor 5,44 €/kWh.mês e PF(VRD)m corresponde à parcela fixa de remuneração aplicável a centrais renováveis no mês m.

$$PV(VRD)m = PV(U)ref \times ECRm \quad (5.27)$$

onde, PV(U)ref é o valor unitário de referência com o valor de 0,036 €/kWh.mês e PV(VRD)m é a parcela variável da remuneração aplicável a centrais renováveis no mês m.

$$PA(VRD)m = ECE(U)ref \times CCRref \times ECRm \quad (5.28)$$

onde, ECE(U)ref é valor unitário de referência para as emissões de dióxido de carbono evitadas pela central renovável, CCRref é o montante unitário das emissões de dióxido de carbono da central referência e PA(VRD)m é a parcela ambiental de remuneração aplicável a centrais renováveis no mês m.

$$VRDm = \frac{KMHOpc \times ECRpcm + KMHOv \times ECRvm}{ECRm} \quad (5.29)$$

onde, VRDm corresponde à remuneração relativa à eletricidade, KMHOpc é o fator que representa a modulação correspondente a horas de cheia e ponta com o valor de 1,25, KMHOvm é o fator que representa a modulação correspondente a horas de vazio com o valor de 0,65, ECRpcm é a eletricidade produzida nas horas de ponta e cheias do mês m em kWh, ECRvm é a eletricidade produzida nas horas de vazio do mês m em kWh e ECRm corresponde à eletricidade produzida pela central no mês m em kWh.

A par da remuneração da eletricidade, a remuneração do gás corresponde aos potenciais proveitos que a venda do biometano pode gerar para a entidade promotora do aterro sanitário. Contudo, ao contrário da componente elétrica não existe legislação que abranja os casos de venda de biogás ou biometano gerado em aterros sanitários. Este facto obrigou a criar uma formulação matemática que permite encontrar valores credíveis para a remuneração do gás. Assim, a formulação matemática gerada encontra expressa na Equação 5.30.

$$VRGás = TR + (30 \times TA) + (EE \times RE) - LP \quad (5.30)$$

onde, VRGás corresponde ao valor de remuneração do gás, TR é a tarifa de receção de gás com o valor de 0,0021486 €/Nm^3 (ERSE, 2012), TA é a tarifa de armazenamento do gás com o valor de 0,0002863 €/Nm^3.dia (ERSE, 2012), EE corresponde às emissões evitadas pelo consumo de gás natural renovável ou biometano em substituição ao consumo de gás natural, com o valor de 3,981611 kg.CO_2/Nm^3 (ERSE, 2013), RE corresponde à remuneração unitária por emissão de CO_2, com o valor de 0,00637 €/kg.CO_2 (SENDECO2, 2013) e LP são os custos relativos à limpeza e purificação do biogás gerado em aterro.

5.8 Receitas e Despesas

Após a determinação das remunerações potenciais das vendas de eletricidade produzida bem como do biogás e biometano gerados, é efetuado um balanço geral das receitas e despesas ao longo dos anos. De salientar que este balanço não inclui uma

análise financeira completa, sendo essa matéria assunto para o passo seguinte. As receitas correspondem ao somatório das remunerações de eletricidade e gás para cada cenário e para cada método.

$$\text{Receitas} = \text{Remuneração Eletricidade} + \text{Remuneração Gás} + \text{Venda } CO_2 \quad (5.31)$$

No mesmo sentido, as despesas são determinadas de acordo com os custos previstos pela limpeza e purificação do biogás (limpeza do dióxido de carbono e do sulfureto de hidrogénio), bem como, os custos assumidos inicialmente, nomeadamente, o investimento corpóreo, a manutenção dos equipamentos (corresponde a 10% do investimento corpóreo), o custo do pessoal e custos em gás propano.

$$\text{Despesas} = \text{Limpeza } H_2S + \text{Limpeza } CO_2 + \text{Propano Injetado} + \text{Custos inerentes à instalação} \quad (5.32)$$

onde, os custos inerentes à instalação podem ser analisados no Anexo A;

5.9 Análise financeira

O estudo de viabilidade de um projeto implica uma análise financeira de todo o projecto, nomeadamente, o cálculo dos Cash Flows, do Valor Actual Líquido (VAL), da Taxa Interna de Rentabilidade (TIR) e o tempo de retorno (Payback).

O Cash Flow corresponde ao movimento financeiro, isto é, corresponde à diferença entre os proveitos ou benefícios das remunerações anteriormente calculadas e os custos inerentes à exploração.

$$\text{Cash Flow} = \text{Receitas} - \text{Despesas} \quad (5.33)$$

Contudo, é necessário ter em conta que o tempo provoca alterações nos interesses que uma tecnologia pode provocar no público-alvo. Neste sentido, é introduzida uma

taxa de atualização, que tem em conta a evolução e interesse anteriormente referido. Através destas taxas são calculados os custos atualizados e benefícios atualizados, e consequentemente o valor atual liquido, que corresponde à diferença entre os valores atualizados.

$$\text{Taxa atualização} = \frac{1}{(1 + \text{taxa interesse})^{\text{ano}}} \tag{5.34}$$

$$\text{Custos atualizados} = \text{despesas} \times \text{taxa atualização} \tag{5.35}$$

$$\text{Benefícios atualizados} = \text{receitas} \times \text{taxa atualização} \tag{5.36}$$

Outro fator importante na análise financeira é a taxa interna de rentabilidade ou simplesmente TIR. Este valor tem por objetivo encontrar o ponto limite de viabilidade de um projeto. Isto é, a TIR é a taxa necessária para igualar o valor de um investimento presente com os seus respetivos retornos futuros, significando na prática a taxa de retorno de um projeto.

$$\text{TIR} = i_1 + (i_2 - i_1) \times \frac{\text{VAL}_1}{\text{VAL}_1 + |\text{VAL}_2|} \tag{5.37}$$

onde, i_1 é a taxa de atualização que origina um VAL>0, i_2 é a taxa de atualização que origina um VAL<0, VAL_1 é o VAL positivo correspondente a i_1 e VAL_2 é o VAL negativo correspondente a i_2.

Além da taxa de retorno de um projeto também se determina o tempo de retorno do projeto. Esse tempo de retorno denomina-se Payback ou Período de Recuperação do Investimento (PRI), sendo este o quociente entre o investimento e os proveitos do projeto.

$$\text{Payback} = \frac{\text{Investimento}}{\text{Retorno Anual}} \tag{5.38}$$

CAPÍTULO 6

Caso de estudo

A validação do software desenvolvido neste trabalho implica a realização de um caso de estudo concreto. Neste Capítulo é apresentado o exemplo de um aterro sanitário com o intuito do utilizador poder compreender melhor o que estará a analisar aquando da execução do programa.

Os resultados são calculados quatro vezes nas mesmas condições e em três cenários passiveis de aplicação, sendo simulados os modelos Aproximação Simples, Emission Factor for documentation AP-42, Modelo de Primeira Ordem do IPCC 1996 e o Modelo Scholl Canyon. Os cenários passíveis de posterior aplicação são a produção de eletricidade *in loco*, a distribuição de biometano à rede de gás natural e um cenário misto de produção de eletricidade *in loco* e distribuição de biometano à rede de gás natural.

Como foi explicado no Capítulo anterior, a simulação numérica sugere termos de comparação entre os modelos e cenários ao longo da simulação, aplicando o conjunto de dados considerados inicialmente, relativamente aos aterros, às características e circunstâncias de potencial de geração de metano (L_0), volume de resíduos, factor de correção de metano (FCM), fração de metano, população abrangida, área abrangida, pluviosidade média, capitação ou taxa média de resíduos produzidos por habitante, anos após encerramento do aterro (nos casos em que o aterro já encerrou), investimento, custos de aquisição de propano, custos de limpeza de dióxido de carbono e limpeza de sulfureto de hidrogénio, custos relativos ao cálculo da remuneração elétrica. Por último, serão apresentados os resultados obtidos pelos modelos, comparados entre eles mediante o cenário em estudo e comparados com os valores que se verificam na realidade.

6.1 Dados

Antes de proceder à obtenção dos resultados, apresentam-se neste subcapítulo os dados introduzidos inicialmente. Neste sentido, é imperioso considerar e avaliar todos os dados necessários à simulação computacional em várias áreas. O caso de estudo considerado analisa o Aterro Sanitário de Mato Cruz da entidade VALORSUL. A área correspondente à deposição dos resíduos engloba 34,8 hectares e são abrangidos 824.757 habitantes pela infraestrutura. Relativamente à pluviosidade média da região onde se localiza o aterro sanitário ronda os 800mm por ano. Tendo em conta a população abrangida e a capitação de 1,02 kg/habitante.dia foram consideradas 300 mil toneladas depositadas por ano com um incremento anual de um porcento. O tempo de vida do aterro, isto é, o número de anos em que o aterro sanitário se encontra operacional é de 20 anos, tendo que o aterro iniciou atividade em 1992. O consumo próprio do aterro ronda um 1 milhão de quilowatt-hora. Tendo em conta a componente financeira, não foram fornecidos dados que permitissem avaliar o investimento inicial, pelo que os valores considerados correspondem a uma estimativa desse investimento. Essa estimativa pode ser analisada no Anexo A que correspondem a um aterro sanitário com uma estrutura semelhante às instalações da VALORSUL (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009), sendo de salientar na simulação o investimento corpóreo e custos operacionais.

6.2 Análise de Resultados

Os resultados apresentados na secção seguinte são relativos à simulação dos dados relativos ao aterro, comparando com os dados reais fornecidos pela VALORSUL. A mudança do modelo numérico utilizado para o cálculo da quantidade de biogás gerado no aterro sanitário influencia o resultado obtido tendo em conta as equações aplicadas. Neste sentido, o anexo B apresenta os dados de forma mais detalhados relativamente ao aterro sanitário.

Inicialmente foi analisado o biogás e o metano extraídos do aterro sanitário a nível computacional recorrendo aos modelos numéricos em estudo e a nível real. A simulação apresentou um aumento linear da produção de biogás e do metano, tal como se verificou nos dados fornecidos pela entidade. Tendo em conta que os dados da

VALORSUL relativamente à quantidade de metano extraído do aterro sanitário apenas serão considerados os anos de 2009 a 2012. De salientar, que o biogás produzido no aterro sanitário apresentou uma percentagem média de 46,3% de metano. Neste sentido, as Tabelas 6.1 e 6.2 apresentam os valores relativos aos modelos numéricos em comparação com os dados reais.

Tabela 6.1 Comparação do metano extraído entre o caso real e a simulação segundo os modelos Aproximação Simples e Emission Factor.

Anos	Real (m^3/ano)	APs (m^3/ano)	DR (%)	EMs (m^3/ano)	DR(%)
2009	1488,545	3884,09	61,68%	2242,36	33,62%
2010	1693,654	4126,84	58,96%	2245,36	24,57%
2011	1868,205	4369,60	57,25%	2173,95	14,06%
2012	1394,556	4612,36	69,76%	2048,39	31,92%
		Erro Médio	**61,91%**	Erro Médio	**26,04%**

Tabela 6.2 Comparação do metano extraído entre o caso real e a simulação segundo os modelos Primeira Ordem do IPCC e Scholl & Canyon.

Anos	Real (m^3/ano)	POs (m^3/ano)	DR (%)	SCs (m^3/ano)	DR (%)
2009	1488,545	2248,33	33,79%	2016,83	26,19%
2010	1693,654	2320,56	27,02%	2071,93	18,26%
2011	1868,205	2373,34	21,28%	2123,78	12,03%
2012	1394,556	2345,10	40,53%	2156,65	35,34%
		Erro Médio	**30,66%**	Erro Médio	**22,96%**

Onde, APs é o volume de metano extraído simulado segundo o modelo numérico Aproximação Simples, EMs é o volume de metano extraído simulado segundo o modelo numérico Emission Factor, POs é o volume de metano extraído simulado segundo o modelo numérico Primeira Ordem do IPCC, SCs é o volume de metano extraído simulado segundo o modelo numérico Scholl & Canyon e DR é a diferença relativa, sendo que a diferença relativa calcula-se pela Equação 5.38.

$$\text{Diferença relativa (\%)} = \frac{\text{valor simulado} - \text{valor real}}{\text{valor simulado}} \times 100 \qquad (5.38)$$

Analisando as duas tabelas, constata-se que a linearidade e simplicidade do modelo numérico Aproximação Simples é extremamente relevante nos resultados simulados, visto apresentar um erro médio de 61,91% em comparação com os dados

reais do aterro. O modelo Scholl Canyon demonstra um erro médio de 22,96% em comparação com os dados reais. Os modelos Emission Factor e Primeira Ordem apresentam diferenças relativas médias ou erros médios de 26,04% e 30,66% respetivamente. Estes resultados devem-se ao facto dos modelos mostrarem diferentes fatores iniciais. Os gráficos relativos a estes resultados estão remetidos na Figura B.5 e Figura B.6 no Anexo B.

Após a análise do metano extraído do aterro sanitário, é importante analisar os diferentes cenários que foram considerados na simulação, nomeadamente a produção de eletricidade *in loco*, a distribuição de biometano na rede de gás natural. Relativamente ao primeiro cenário, produção de eletricidade *in loco* o programa sugere uma produção de eletricidade significativamente elevada quando comparada com a real. Uma das possíveis explicações deste facto ocorrer poderá ser a não contabilização de perdas de energia durante o processo de produção da energia elétrica, como por exemplo, perdas de calor ou perdas de carga. Nas Tabelas 6.3 e 6.4 é possível comparar e analisar as estas diferenças referidas. Por exemplo, o menor erro médio é de 38,96%, o que significa uma diferença de mais de dois terços tendo em conta a realidade. Tal condição revela-se bastante significativa numa possível hipótese de transposição de dados para um caso real, sendo os dados reais foram fornecidos pela entidade do aterro.

Tabela 6.3 Comparação da eletricidade produzida in loco entre o caso real e a simulação segundo os modelos Aproximação Simples e Emission Factor.

Anos	Real (MWh/ano)	APs (MWh/ano)	DR (%)	EMs (MWh/ano)	DR(%)
2009	0,985	2,061	52,21%	1,796	45,16%
2010	1,126	2,650	57,51%	1,793	37,20%
2011	1,543	2,875	46,33%	2,264	31,85%
2012	0,958	2,004	52,20%	1,932	50,41%
		Erro Médio	**52,06%**	Erro Médio	**41,15%**

Tabela 6.4 Comparação da eletricidade produzida in loco entre o caso real e a simulação segundo os modelos Primeira Ordem e Scholl & Canyon.

Anos	Real (MWh/ano)	POs (MWh/ano)	DR (%)	SCs (MWh/ano)	DR (%)
2009	0,985	1,887	47,80%	1,875	47,47%
2010	1,126	2,098	46,33%	1,896	40,61%
2011	1,543	2,213	30,28%	2,136	27,76%
2012	0,958	1,697	43,55%	1,597	40,01%
		Erro Médio	**41,99%**	Erro Médio	**38,96%**

Tendo em conta um cenário de injeção de biometano na rede de gás natural, a comparação com dados reais não é possível, visto que, o aterro sanitário de Mato Cruz não procede a esse tipo de solução para o biogás produzido, sendo a componente de combustão e consequente produção elétrica como a aplicação atribuída. Ao mesmo tempo, a venda de dióxido de carbono derivada da limpeza e purificação do biogás também não se verifica. Contudo, foi realizada uma extrapolação de potenciais valores que poderiam ser encontrados num cenário de injeção de biometano recorrendo ao volume real de metano extraído. A extrapolação é feita recorrendo a percentagem de metano existente no biogás extraído no aterro, estimando assim o volume de dióxido de carbono potencialmente disponível. A Tabela 6.5 apresenta o volume total de dióxido de carbono disponível para venda, bem como, os valores extrapolados, sendo que as Tabelas 6.6 e 6.7 apresenta o biometano disponível para injetar na rede de gás natural. Mais uma vez foi realizada uma extrapolação do biometano potencialmente gerado nas instalações do aterro sanitário.

Uma observação que é possível fazer reside no facto de a extrapolação não gerar valores exatos, visto não estarem a ser tidos em conta todas as condições operacionais do aterro sanitário e consequentes perdas de volume ou matéria durante o processo de limpeza e purificação do biogás.

Tabela 6.5 Extrapolação e volumes de dióxido de carbono disponíveis.

	CO_2 1993-2012 (m^3)	CO_2 2009-2012 (m^3)
Extrapolação Realidade		7377,60
Aproximação Simples	52798,02	19451,90
Emission Factor	27461,67	9970,48
Primeira Ordem	30394,86	10631,27
Scholl Canyon	27445,52	9580,28

Tabela 6.6 Comparação do biometano extrapolado e simulado segundo os modelos Aproximação Simples e Emission Factor.

Anos	Extrap. (m^3/ano)	APs (m^3/ano)	DR (%)	EMs (m^3/ano)	DR(%)
2009	1562,97	4389,02	64,39%	2533,87	38,32%
2010	1768,08	4663,33	62,09%	2537,25	30,32%
2011	1942,63	4937,65	60,66%	2456,56	20,92%
2012	1468,98	5211,96	71,82%	2314,68	36,54%
		Erro Médio	**64,74%**	Erro Médio	**31,52%**

Tabela 6.7 Comparação do biometano extrapolado e simulado simulação segundo os modelos Primeira Ordem do IPCC e Scholl & Canyon.

Anos	Real (m^3/ano)	POs (m^3/ano)	DR (%)	SCs (m^3/ano)	DR (%)
2009	1562,97	2540,61	38,48%	2279,02	31,42%
2010	1768,08	2622,23	32,57%	2341,28	24,48%
2011	1942,63	2681,87	27,56%	2399,87	19,05%
2012	1468,98	2649,96	44,57%	2437,02	39,72%
		Erro Médio	**35,80%**	Erro Médio	**28,67%**

De salientar que as extrapolações dos valores reais devem-se ao facto de ser adicionado propano por forma ao biometano cumprir valores mínimos de PCI requeridos pela Entidade Reguladora de Recursos Energéticos (ERSE).

Por fim, as remunerações tanto da componente elétrica como de gás e a análise financeira são determinadas recorrendo aos valores simulados. Um dos valores correspondentes à análise financeira é o Payback ou Tempo de Retorno do Investimento. No caso de estudo, os tempos de retorno do investimento calculados ultrapassaram o tempo de vida do aterro sanitário, 20 anos. O melhor cenário obtido foi um cenário de produção de energia elétrica para injetar na rede elétrica nacional, apresentando um Payback a rondar os 22 anos. Contudo, após o encerramento do aterro sanitário, os resíduos depositados continuam o seu processo de degradação graças a resíduos com uma biodegradabilidade mais lenta. Este facto permite que o aterro sanitário após o encerramento continue a gerar biogás e assim consequentemente seja possível continuar a produzir eletricidade para injetar na rede elétrica nacional, purificar biogás em biometano para injetar na rede de gás natural e vender o dióxido de carbono remanescente. De referir que as receitas da exploração são apenas provenientes da venda de eletricidade e biometano.

Por outro lado, as taxas internas de rentabilidade (TIR) não apresentam valores muito elevados, pelo que a viabilidade de um aterro sanitário fica comprometida, sendo necessário maximizar os recursos obtidos por forma a gerar proveitos e assim amortizar o investimento. Não foram encontrados quais os montantes envolvidos na construção e implementação do aterro sanitário, pelo que os custos aplicados não correspondem na exatidão aos valores do aterro sanitário de Mato Cruz da VALORSUL, desconhecendo-se igualmente qual o tempo de amortização do investimento, qual a taxa interna de rentabilidade e valor atual líquido à taxa considerada. De referir ainda neste ponto, que foram determinadas taxas internas de rentabilidade na ordem dos 17,51% com um valor

atual líquido (VAL) à taxa considerada de 10% na ordem dos 191.000€ para uma solução de produção de eletricidade in loco, consumindo todo o biogás gerado neste processo. Numa solução de distribuição de biometano para injeção na rede de gás natural, o valor obtido apresenta pior resultado, na ordem dos 15,43% com um valor atual líquido à taxa de 168.000€.

CAPÍTULO 7

Conclusões e trabalho futuro

Para finalizar a presente dissertação são apresentadas algumas conclusões referentes ao trabalho realizado, bem como são sugeridas propostas para trabalho futuro de forma a desenvolver o tema da modelação numérica para a produção de biogás.

7.1 Conclusões

O processo de degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos ocorrida nos aterros sanitários revela-se adequado ambientalmente, bem como, rentável no âmbito do aproveitamento energético. Como foi possível observar ao longo do trabalho, a produção de metano (principal elemento compositor do biogás) envolve cinco estágios, o que implica necessariamente tempo para obter uma produção rentável. No entanto, para que se verifique uma eficaz produção de biogás através desses estágios, o aterro necessita de possuir condições favoráveis, nomeadamente, de maturidade dos resíduos, de temperatura, de pressão e de teor de humidade adequado, entre muitos outros já referenciados anteriormente.

Por outro lado, conclui-se que os modelos de decaimento de primeira ordem são os mais relevantes para análise, dado que a seu favor apresentam a idade e a quantidade de resíduos sólidos urbanos depositados ao longo do tempo no aterro sanitário. Os modelos implementados em visual C# possibilitam ao utilizador uma estimativa da produção de biogás e correspondente metano num aterro ao longo do tempo, considerando como escala temporal os anos.

Analisando o caso de estudo sugerido conclui-se que os modelos numéricos de previsão sugerem resultados algo díspares. Tal facto verifica-se graças ao diferente

conjunto de fatores e condicionantes que cada modelo numérico implica. No entanto, o modelo aproximação simples revelou-se menos flexível em comparação com os restantes modelos, o que sugere uma margem de erro maior tendo em conta o que se verifica na prática num aterro sanitário.

É possível então concluir, de uma forma geral, que o modelo de Scholl & Canyon é mais real que os restantes modelos numéricos computacionalmente aplicados. Este primeiro tem em conta mais fatores como a taxa de geração de metano (k) e possibilita a análise de mais gases e poluentes. No entanto, em condições em que a taxa de decaimento se aproxima de um valor nulo e a capacidade de geração de metano revela-se muito reduzida.

Como foi analisado ao longo do estudo, os resultados obtidos através dos modelos podem variar quando comparados com a realidade, como foi referido pontualmente. Conclui-se, desta maneira, que os valores considerados para a modelação nunca serão os mais apropriados tendo em conta a complexidade de reproduzir a realidade num modelo matemático. Desta forma, os parâmetros selecionados como dados de entrada da modelação numérica apresentam-se pouco flexíveis, o que influencia a obtenção dos resultados. Todavia, tal facto torna-se difícil de contornar ou apurar, sendo impressível os cenários a que um aterro pode estar sujeito durante o seu tempo de vida.

Por último, e em jeito de conclusão deste trabalho, pode-se afirmar que o trabalho produzido é relevante, podendo este ser utilizado futuramente para a previsão da produção de gases bem como análise financeira com interesse económico e ambiental. Todavia, para uma rigorosa análise seria necessário realizar um trabalho exaustivo de medições *in loco* nos aterros sanitários como forma de obter adequados dados de entrada e esses dados obtidos poderem ser comparados com os dados obtidos na computação.

7.2 Trabalho futuro

O trabalho desenvolvido nesta dissertação permite uma expansão do programa, podendo ser adicionados mais modelos que estimem as emissões de gases em aterros, ser exploradas novas alternativas à rentabilidade do biogás gerado e outros modelos novos de cálculo económico-financeiro, além de estudar novas formas de rentabilizar os desperdícios no processo de tratamento do biogás.

BIBLIOGRAFIA

Action Plan for Energy Efficiency; 2006; Commission of the European Communities; Brussels.

AMBILITAL, Última consulta em Outubro de 2013. www.ambilital.pt

An Energy Policy for Europe; 2007; Commission of the European Communities; Brussels.

APA, Agência Portuguesa do Ambiente, Última consulta em Outubro de 2013, www.apambiente.pt

Audibert, J. L.; (2011); Avaliação Qualitativa e Quantitativa do Biogás do Aterro Controlado de Londrina; Universidade Estadual de Londrina; Paraná, pág. 38-50.

Baldwin, T., Stinson, J. & Ham, R. K. (1998). Decomposition of specific materials buried within sanitary landfills. Journal of Environmental Engineering, 124(12), pág. 1193-1202.

Christensen, T. H., Kjeldsen, P. & Lindhardt, B. (1996). Gas generating processes in landfills. In, Landfilling of Waste: Biogas, Christensen, T. H., Cossu, R., & Stegman, R. (Eds.), E & FN Spon, London.

Consórcio Etep, Enger, Maubertec (2009). Estudo Preliminar de Viabilidade de Implantação do Aterro Sanitário de São João de Baptista. Março, 2009.

CumprirQuioto, 2013; Estado de cumprimento do Protocolo de Quioto; Última consulta em Outubro de 2013. www.cumprirquioto.pt/quioto/List.action

Decisão da Comissão 2001/119/CE de 22 de Janeiro de 2001 estabelece a lista de resíduos perigosos.

Decisão da Comissão 2001/573/CE de 23 de Julho de 2001 estabelece a lista de resíduos.

Decreto-Lei Nº336-A/97 de 20 de Dezembro de 1997, Diário da República I Série-A, Nº293.

Decreto-Lei Nº 111/2001 de 6 de Abril de 2001, Diário da República I Série-A, Nº82.

Decreto-Lei Nº 152/2002 de 23 de Maio de 2002, Diário da República I Série-A, Nº119.

Decreto-Lei Nº 153/2003 de 11 de Julho de 2003, Diário da República I Série-A, Nº158.

Decreto-Lei Nº 190/2004 de 17 de Agosto de 2004, Diário da República I Série-A, Nº193.

Decreto-Lei Nº33-A/2005 de 16 de Fevereiro de 2005, Diário da República I Série-A, Nº33.

Decreto-Lei Nº140/2006 de 26 de Julho de 2006, Diário da República 1ª Série, Nº143.

Decreto-Lei Nº225/2007 de 31 de Maio de 2007, Diário da República 1ª Série, Nº105.

Decreto-Lei Nº 183/2009 de 10 de Agosto de 2009, Diário da República 1º Série, Nº153

Decreto-Lei nº118-A/2010 de 25 de Outubro de 2010, Diário da República 1ª Série, Nº207.

Decreto-Lei Nº35/2013 de 28 de Fevereiro de 2013, 1ª Série, Nº42.

Deublein, D.; Steinhauser, A.; (2008); Biogas from Waste and Renewable Resources; Wiley-VCH Verlag GmbH & KGaA, 2008, pág. 323-398.

DGEG, 2011; Balanço Energético Sintético. Direcção Geral de Energia e Geologia, 2011, Última consulta em Outubro de 2013. www.dgeg.pt

DGEG, 2012; Renováveis, Estatísticas Rápidas, Direcção Geral de Energia e Geologia, Julho 2012, Última consulta em Outubro de 2013. www.dgeg.pt

Directiva 2009/28/CE de 23 de Abril do Parlamento Europeu e Conselho Europeu relativa à promoção da utilização de energia proveniente de fontes renováveis

Directiva 2009/29/CE de 23 de Abril do Parlamento Europeu e Conselho Europeu a fim de melhorar e alargar o regime comunitário de comércio de licenças de emissão de gases com efeito de estufa.

Directiva 2009/73/CE de 13 de Julho do Parlamento Europeu e do Conselho Europeu que estabelece regras comuns para o mercado interno do gás natural.

Directiva 14/2012 de 16 de Julho, Tarifas e Preços de Gás Natural para o ano-gás 2012-2013, parte E, Entidade Reguladora dos Serviços Energéticos, Diário da República, 2ª Série, nº136.

DuBois, E., Mercier, A. (2009). Energy Recovery. Nova Science Publishers Inc, New York, pág. 6-60.

Elagroudy S. A. & Warith M. A. (2009). Biogas Recovery From Landfills.Nova Science Publishers, Canada.

ERSE, 2010; Regulamento da Qualidade de Serviço do Sector de Gás Natural. Entidade

Reguladora dos Serviços Energéticos, Fevereiro 2010. Última consulta em Outubro de 2013 www.erse.pt

ERSE, 2010; Regulamento Tarifário do Sector do Gás Natural, Entidade Reguladora dos Serviços Energéticos, Fevereiro 2010.Última consulta em Outubro de 2013 www.erse.pt

ERSE, 2012; Proveitos permitidos no ano gás 2012-2013 das empresas reguladas do sector do gás natural, Entidade Reguladora dos Serviços Energéticos, 2012. Última consulta em Outubro de 2013 www.erse.pt

Fernandes, J. M. (2010); Livro Verde da Comissão Europeia sobre a gestão dos bio-resíduos na União Europeia. Resolução do Parlamento Europeu, 2009/2153 (INI), 6 de Julho de 2010, pág. C 351 E/53 – C 351 E/55.

GASIN, 2013. Última consulta em Outubro de 2013. www.gasin.com

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 1996. Report of the Twelfth Season of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Mexico City, pág. 11e13 September 1996.

Jensen, J. K., Jensen, A. B. (2000). Biogas and Natural Gas, Fuel Mixture for Mixture for the Future. 1º World Conference and Exhibition on Biomass for Energy and Industry, Sevilla, pág. 3.

Klink, R. E. & Ham, R. K. (1982). Effects of moisture movement on methane production in solid-waste landfill samples. Resources and Conservation, 8(1), pág. 29-41.

Landva, Arvid O. & Clark, Jack I., (1990). Geotechnics of Waste Fill. *Geotechnics of Waste Fill – Theory and Practice*, ASTM STP 1070, ASTM, Philadelphia, PA

Machado, A. (2009). Viabilidade Técnico-Económica da Injecção de Biometano na rede

de Gás Natural. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, II-1, III-4, V, VI.

Montilha, F. (2005). Biogás, Energia Renovável. Universidade Anhemi Morumbi, São Paulo, pág. 31-34 e pág. 52.

PERSU II, 2007; Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos 2007-2016, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, 2007.

Portaria Nº209/2004 de 3 de Março de 2004, Diário da República I Série-B, Nº53.

Portaria Nº279/2011 de 17 de Outubro de 2011, Diário da República, 1ª Série, Nº199.

Portaria Nº237/2013 de 24 de Julho de 2013, 1ª Série, Nº141.

Portaria Nº243/2013 de 2 de Agosto de 2013, 1ª Série, Nº148.

Potocnik, J. (2012); European Comission Press Release, IP/12/18, 13 de Janeiro de 2012

SOER (2010); O Ambiente na Europa, Situação e Perspetivas 2010; publicado a 29 de Novembro de 2010.

Rees, J. F. (1980). The fate of carbon-compounds in the landfill disposal of organic-matter. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 30(4), pág. 161-175.

Resolução do Conselho de Ministros nº169/2005 de 24 de Outubro de 2005, Diário da República I Série-B, Nº204.

Resolução do Conselho de Ministros nº29/2010 de 15 de Abril de 2010, Diário da República, 1ª Série, Nº73.

Russo, M. A. T. (2003). Tratamento de Resíduos Sólidos. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra, pág. 42-47.

Russo, M. A. T. (2005). Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário. Escola de Engenharia, Universidade do Minho, pág. 29-67.

Seara de Britto, M. L. C. P. (2006). Taxa de Emissão de Biogás e Parâmetros de Biodegradação de Resíduos Sólidos Urbanos no Aterro Metropolitano Centro. Universidade Federal da Bahia, Salvador, pág. 63-102.

Seisler, J. M. (2010). Grid Injection of Biomethane: A Case for Portugal. Clean Fuels Consulting, 2010, pág. 3-13.

SENDECO2, (2013); Bolsa Europeia de Licenças de Emissão de Dióxido de Carbono e Créditos de Carbono. Última consulta em Outubro de 2013. www.sendeco2.com

Sousa, M. J. A. (2008). A Gestão Municipal de Resíduos Sólidos Urbanos: Contributo para uma Gestão Integrada. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, pág. 2-7.

Stecker, P. (1989). *Active landfill gas recovery systems*. University of Wisconsin Sanitary Landfill Leachate and Gas Management Seminar, Madison, WI, December pág. 4-7..

Sustainable agriculture and biogas: a need for review of EU-legislation, 2007/2107 (INI).

Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S., (1993), Integrated solid waste management – Engineering principles and management issues. McGraw-Hill, Inc.

Teixeira, C. D. (2010). Valorização Energética do Biogás produzido nos Aterros Sanitários de Resíduos Urbanos. ISCTE Business School, Instituto Universitário de Lisboa, Lisboa, pág 33-57.

Teixeira, S. (2008). Potencial de Biogás em Portugal: Metanização ou Electricidade. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, pág. 2-46.

USEPA, (2003). Supporting document for the determination of diffuse methane emissions from landfill sites. United States Environmental Protection Agency.

VALORSUL, Valorização e Tratamento de Resíduos Sólidos das Regiões de Lisboa e do Oeste, S.A. www.valorsul.pt , última consulta em Outubro de 2013.

Veloso e Silva, C. A. B. (2009). Limpeza e Purificação de Biogás. Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, pág. 51-84.

.

Anexos

Anexo A

Tabela A.1 Custos inerentes à construção e às instalações do aterro sanitário (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009).

INSTALAÇÕES			
Descrição	**Qtd**	**Custo (€)**	
		Unitário (€)	**Total (€)**
Despropriação da área (ha)	20	10 000,00 €	200 000,00 €
Levantamento topográfico da área (ha)	20	150,00 €	3 000,00 €
Sondagens Geotécnicas (m)	200	70,00 €	14 000,00 €
Testes Geotécnicos / Permeabilidade / etc	1	10 000,00 €	10 000,00 €
Elaboração Projecto Executivo	1	33 500,00 €	33 500,00 €
Limpeza e regularização da área (ha)	5	20 000,00 €	100 000,00 €
Drenagem geral (valas, poços, tubagens) (m)	2000	30,00 €	60 000,00 €
Pavimentação das vias de acesso (m^2)	7000	9,00 €	63 000,00 €
Armazéns (garagens, oficinas, serviços) (m^2)	350	170,00 €	59 500,00 €
Portaria (m^2)	20	80,00 €	1 600,00 €
Edificios de apoio (escritórios, balneários) (m^2)	150	200,00 €	30 000,00 €
Mobiliário de apoio (secretárias, armários)	1	6 000,00 €	6 000,00 €
Balança Rodoviária	1	10 000,00 €	10 000,00 €
Ligação Eléctrica à rede	1	10 000,00 €	10 000,00 €
Urbanização e iluminação da área (m2)	5000	9,00 €	45 000,00 €
Poço Profundo	1	10 000,00 €	10 000,00 €
Reservatórios	3	5 000,00 €	15 000,00 €
Rede Hidráulica (águas e esgotos)	1	15 000,00 €	15 000,00 €
Reservatorios de recolha de Lixiviados	30	170,00 €	5 100,00 €
Poços de Monitorização	4	700,00 €	2 800,00 €
Análises Laboratoriais de Lixiviados e Biogás	10	600,00 €	6 000,00 €
Estudos Ambientais	1	15 000,00 €	15 000,00 €
Sistemas de Informação (Publicidade, Informática)	1	5 000,00 €	5 000,00 €
Licenciamento	1	10 000,00 €	10 000,00 €
TOTAL			**729 500,00 €**

Tabela A.2 Custos inerentes aos veículos e equipamentos necessários ao funcionamento do aterro sanitário (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009).

VEÍCULOS E EQUIPAMENTOS			
Descrição	Qtd	Custo (€)	
		Unitário (€)	Total (€)
Bulldozer	1	200 000,00 €	200 000,00 €
Retroescavadora	1	60 000,00 €	60 000,00 €
Camião Basculante	1	70 000,00 €	70 000,00 €
Trator com Joper	1	10 000,00 €	10 000,00 €
Pick-up	2	20 000,00 €	40 000,00 €
Destruçadora	1	10 000,00 €	10 000,00 €
TOTAL	**7**		**390 000,00 €**

Tabela A.3 Custos inerentes ao aterro sanitário a nível estrutural (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009).

ATERRO SANITÁRIO			
Descrição	Qtd	Custo (€)	
		Unitário (€)	Total (€)
Terraplanagem (m^3)	110000	1,00 €	110 000,00 €
Drenagem superficial de 50mm (m)	2000	20,00 €	40 000,00 €
Fundações de base com manta PEAD 2mm (m^2)	80000	10,00 €	800 000,00 €
Drenagem horizontal de 20 mm (m)	1300	16,00 €	20 800,00 €
Drenagem vertical (m)	150	20,00 €	3 000,00 €
Encerramento das células e coberturas (m^3)	110000	1,00 €	110 000,00 €
Drenagem superficial de 30mm (m)	2000	10,00 €	20 000,00 €
Revegetação (m^2)	80000	3,00 €	240 000,00 €
Queimadores	20	1 200,00 €	24 000,00 €
Vias internas (m^2)	1250	4,50 €	5 625,00 €
TOTAL			**1 373 425,00 €**

Tabela A.4 Custos operacionais inerentes à atividade do aterro sanitário (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009).

CUSTOS OPERACIONAIS			
Descrição	Qtd	Custo (€)	
		Unitário (€)	Total (€)
Custos com pessoal	10	700,00 €	7 000,00 €
Custos com veículos e equipamentos	7	500,00 €	3 500,00 €
Energia Eléctrica	1	1 500,00 €	1 500,00 €
Comunicação	1	500,00 €	500,00 €
Limpeza e Manutenção Predial	1	1 000,00 €	1 000,00 €
Vigilância	1	1 500,00 €	1 500,00 €
TOTAL MÊS			**15 000,00 €**
TOTAL ANO			**180 000,00 €**

Tabela A.5 Custos totais inerentes (Consórcio Etep, Enger, Maubertec, 2009).

Descrição	Qtd	Custo (€)	
		Unitário (€)	Total (€)
Instalações	1	729 500,00 €	729 500,00 €
Veículos e equipamentos	1	390 000,00 €	390 000,00 €
Aterro Sanitário	1	1 373 425,00 €	1 373 425,00 €
Custos operacionais	20	180 000,00 €	3 600 000,00 €
TOTAL			**6 092 925,00 €**

Anexo B

Figura B.1 Biogás e metano extraídos segundo o modelo Aproximação Simples.

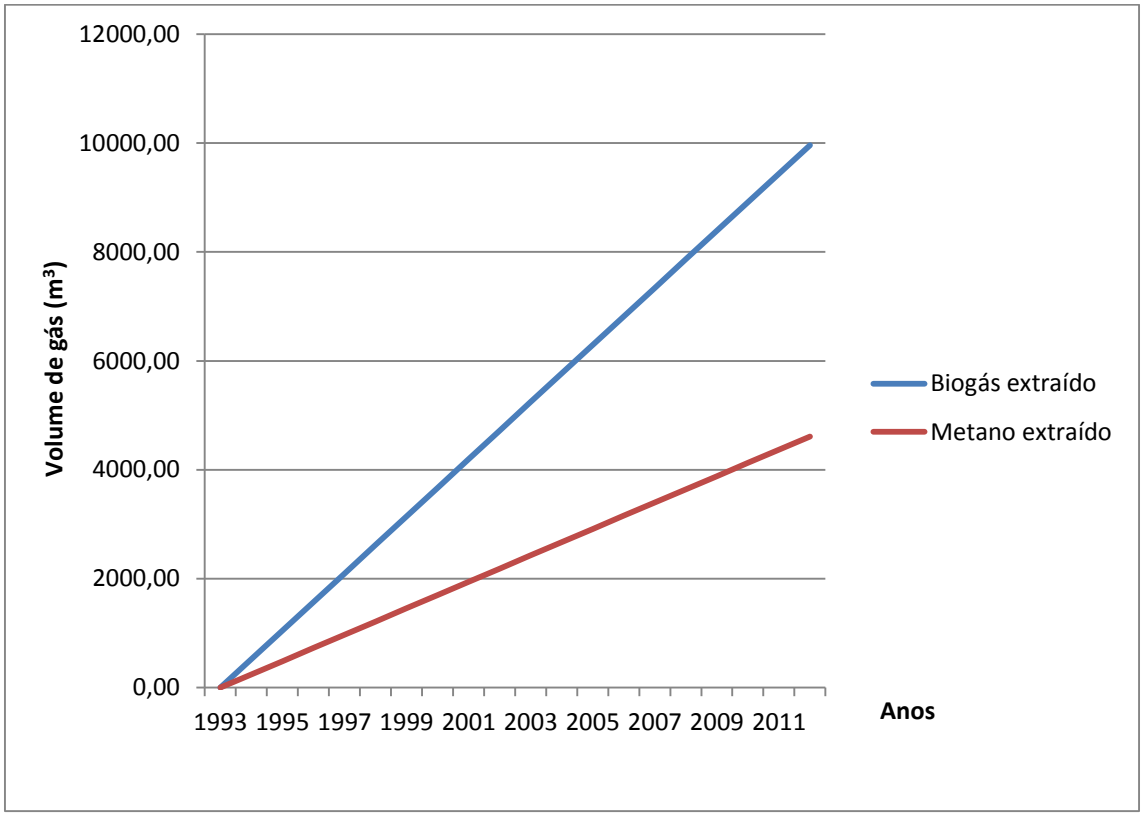

Figura B.2 Biogás e metano extraídos segundo o modelo Emission Factor.

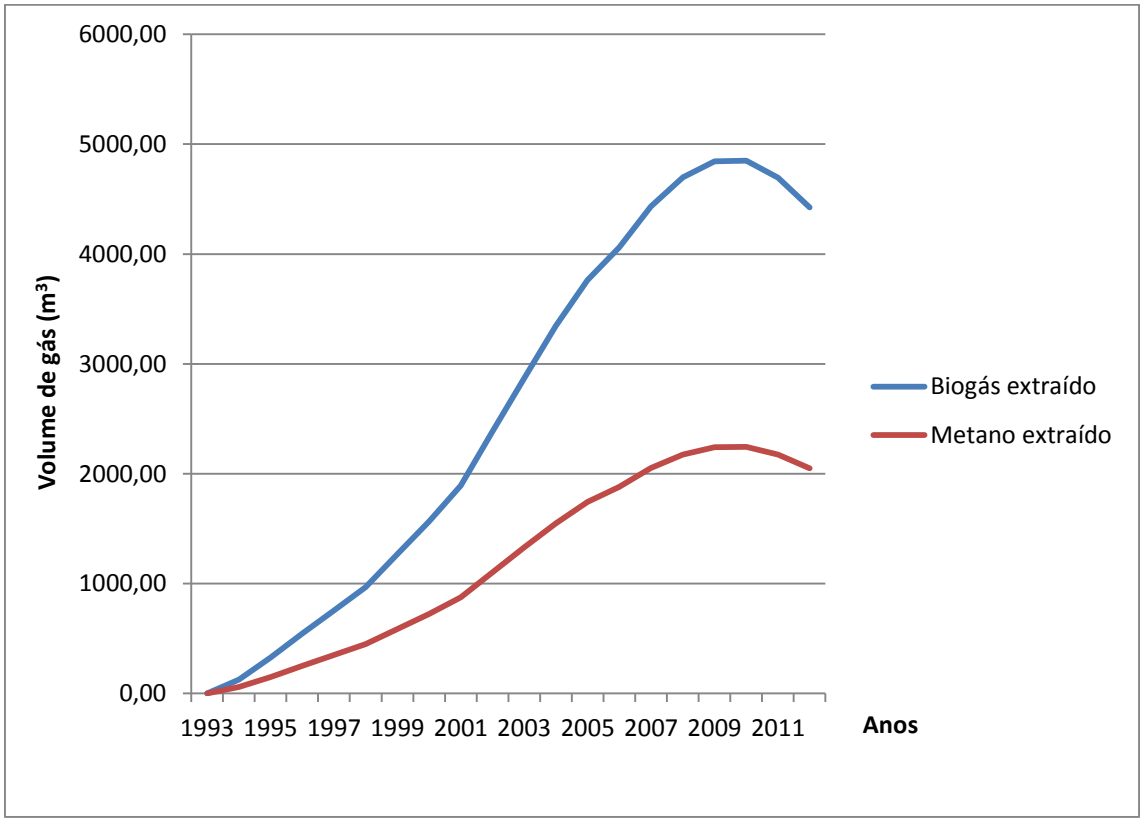

Figura B.3 Biogás e metano extraídos segundo o modelo Primeira Ordem do IPCC.

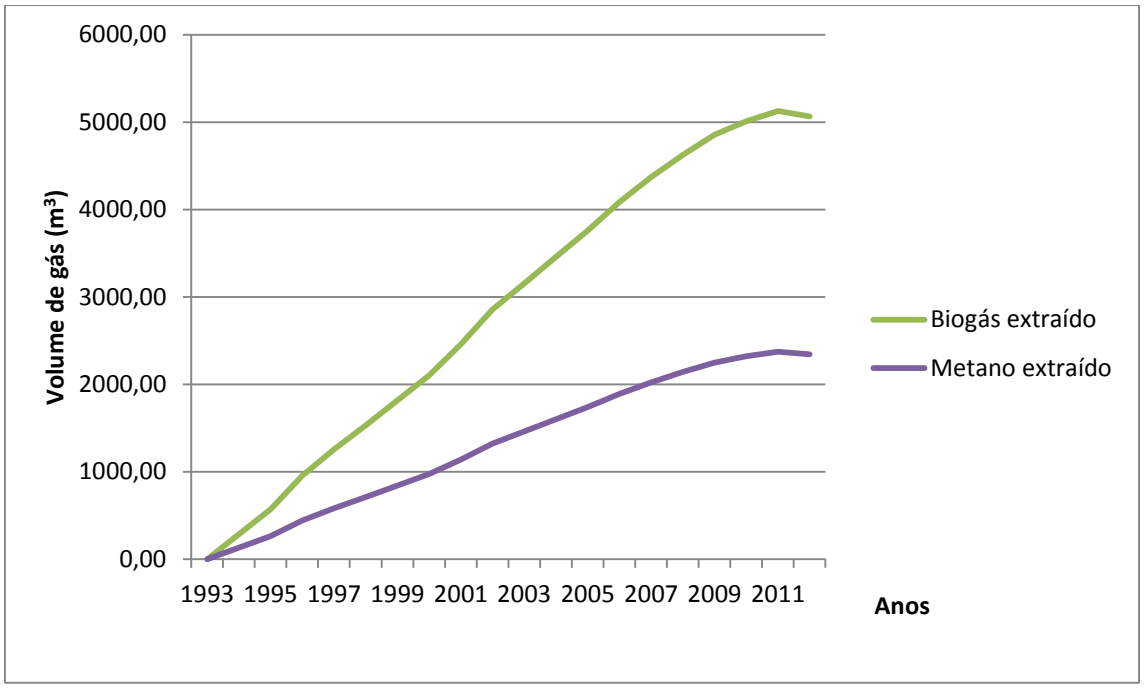

Figura B.4 Biogás e metano extraídos segundo o modelo Scholl & Canyon.

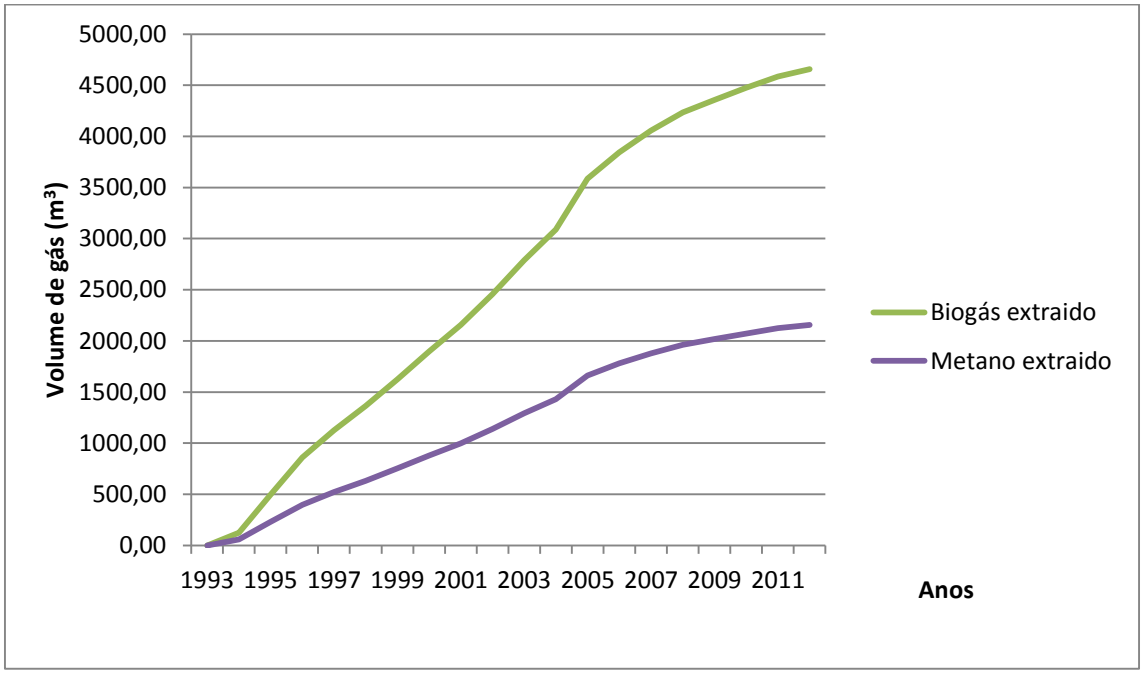

Figura B.5 Comparação do metano extraído comparado com os dados reais.

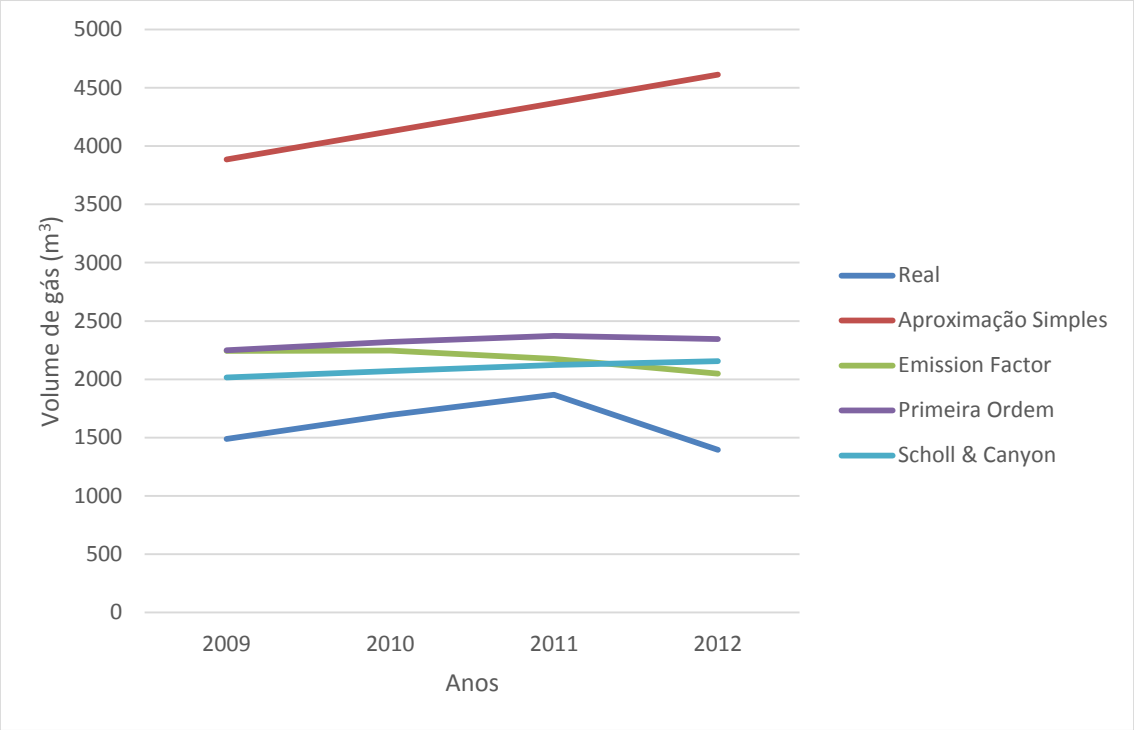
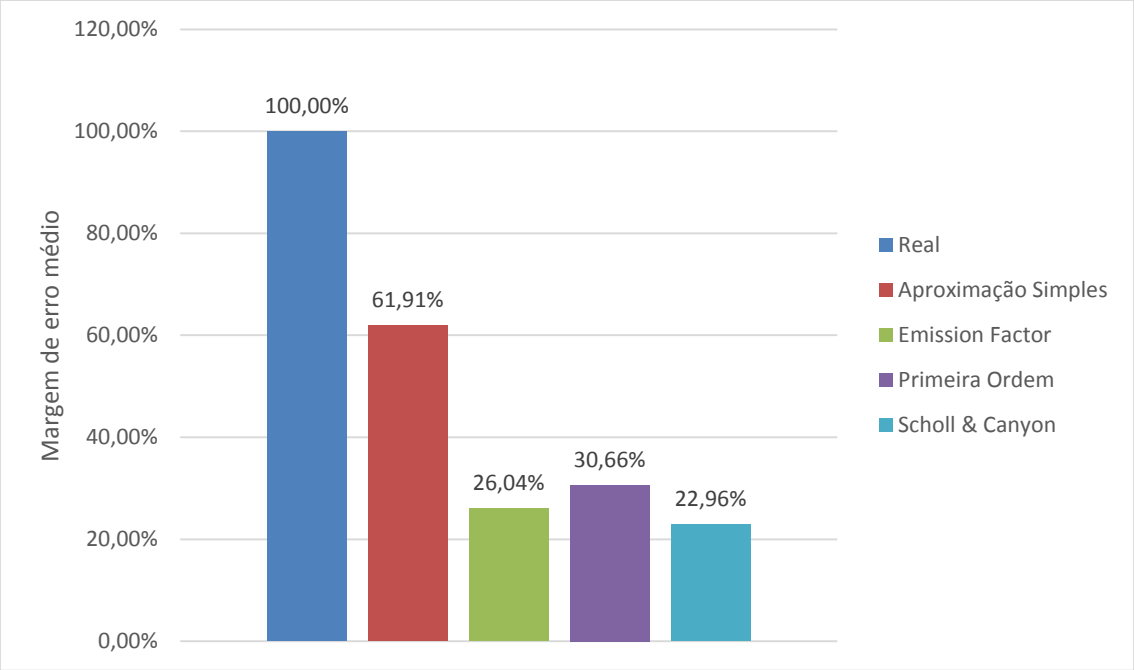
Figura B.6 Margens de erro médio entre os diferentes modelos numéricos.