

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



Modelação Numérica da Produção de Biogás em Aterros

Joel Pereira Fernandes

Dezembro de 2012

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



Modelação Numérica da Produção de Biogás em Aterros

Joel Pereira Fernandes

Dezembro de 2012

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 Professor Amadeu Duarte da Silva Borges do Departamento de Engenharias da Escola de Ciências e Tecnologia da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

*Aos meus pais, aos meus irmãos
e à minha namorada*

RESUMO

O aproveitamento energético através dos resíduos sólidos urbanos tem vindo a aumentar. Para que seja possível este aproveitamento é necessário compreender as diferentes fases do processo de decomposição de resíduos. Este é composto por cinco fases sendo elas a hidrólise, a fermentação, a acetogénese, a metanogénese e a oxidação. O presente trabalho foca-se na compreensão destas fases de decomposição para poder implementar em modelos numéricos. Os modelos numéricos têm como objectivo estimar a produção de metano que um aterro produz em m^3 /ano. A modelação numérica permite obter resultados com rapidez e eficiência, podendo analisar-se os parâmetros mais relevantes possibilitando o controlo destes mesmos parâmetros de forma a melhorar o processo de decomposição.

Para a modelação do processo de decomposição de resíduos nos aterros, no presente trabalho, utilizaram-se dois modelos, o modelo triangular e o modelo de Scholl e Canyon.

O modelo triangular estima a produção de metano utilizando uma equação de decaimento de primeira ordem, onde o decaimento considerado é nulo. Neste modelo é possível distinguir os resíduos que são rapidamente biodegradáveis dos resíduos que são lentamente biodegradáveis, no entanto é limitado pois opera somente com dois parâmetros, a quantidade de resíduos depositados e o potencial da capacidade de geração de metano.

O modelo de Scholl e Canyon estima de igual modo a produção de metano utilizando também a equação de decaimento de primeira ordem. No entanto, contrariamente ao modelo triangular, é possível definir vários gases/poluentes e podemos trabalhar com mais parâmetros. Além dos parâmetros referidos no triangular podemos também definir a taxa de produção de metano e a percentagem em volume de metano.

Ao analisar-se os casos de estudo, podemos constatar que o modelo triangular apresenta valores mais elevados que o modelo de Scholl e Canyon, desta forma afastando-se mais dos valores reais. Contudo, todos os valores apresentados pelos dois modelos são elevados. Isto deve-se ao facto de se considerarem condições ideais no processo de decomposição de resíduos, tais como condições anaeróbias bem desenvolvidas, o refugo apresentar-se maduro e os resíduos apresentarem uma fracção

biodegradável perto de 100%. Estes parâmetros podem ser corrigidos com o fornecimento de dados rigorosos.

Podemos verificar neste trabalho que o potencial de geração de metano é o factor mais importante para estimar a produção de metano no aterro, pois caso este se apresente errado, a modelação posterior apresentará resultados errados. Quanto maior for este dado, maior é a produção de metano.

ABSTRACT

The energy recovery for municipal solid waste has been growing. To make it possible this recovery is necessary understanding the different phases of the waste decomposition process. This process has five phases which are hydrolysis, fermentation, acetogenesis, methanogenesis and oxidation. The present work focuses of the comprehension of those phases to implement the numeric models. The numeric models have as purpose estimate the methane generation that a landfill can produces in $m^3/year$. The numeric modeling allows obtain results with quickness and efficiency, enabling the analysis of the parameters more relevant and their control to improve the decomposition process.

To modeling the decomposition process of waste in landfills, in the present work, has used two models, the triangular model and the Scholl and Canyon model.

The triangular model predicts the methane generation using a first order decay equation, where the decay is considered zero. In this model is possible distinguish the waste as rapidly biodegradable and as slowly biodegradable, however is limited because works only with two parameters, the amount of waste deposited and the potential of methane generation capacity.

The Scholl and Canyon model predicts likewise the methane generation using the first order decay equation. However, contrary to triangular model, is possible define different gases/pollutants and may also work with more parameters. Further on the said parameters, its possible defines the rate of methane production and the percentage of methane volume.

In the cases of study, it's possible watch that triangular model presents higher values that Scholl and Canyon model, so distancing themselves from reality values. Nevertheless, all the presented values for the two models are elevated. This is because the conditions considerate are ideal in the decomposition process, such as anaerobic conditions well developed, the refuse presents mature and the waste is all biodegradable. These parameters can be corrected with the purveyance of rigorous data.

It is possible, in this work, verificate that the potential of methane generation is the most important factor to estimate the methane production in the landfill, because if this value presents wrong, the posterior modeling will show wrong results. The higher this data, higher is the methane generation.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Amadeu Duarte da Silva Borges, que me orientou e ajudou ao longo deste tempo de trabalho, pela disponibilidade apresentada e pela paciência.

À BRAVAL por ter disponibilizado tempo e dados para a elaboração dos casos de estudo.

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

Aos amigos de laboratório, das Tourinhas, do campeão e do resto que sabem quem são.

ÍNDICE

RESUMO	v
ABSTRACT	vii
AGRADECIMENTOS.....	viii
ÍNDICE DE TABELAS	xii
ÍNDICE DE FIGURAS	xiii
NOMENCLATURA	xv
1. Introdução.....	1
1.1 Objectivos	2
1.2 Estrutura e conteúdo da dissertação.....	2
1.3 Enquadramento legal	2
2. Processo de decomposição de resíduos em aterros	6
2.1 Mecanismos de geração de gás de aterro.....	6
2.1.1 Hidrólise/degradação aeróbia.....	8
2.1.2 Hidrólise e fermentação	8
2.1.3 Acetogénese	9
2.1.4 Metanosénese	9
2.1.5 Oxidação.....	10
2.2 Factores que influenciam a produção de gás de aterro	12
2.2.1 Características do local.....	12
2.2.2 Características dos resíduos	12
2.2.3 A idade dos resíduos	13
2.2.4 Temperatura	14
2.2.5 Pressão.....	15
2.2.6 Teor de humidade e mistura.....	15
2.2.7 Condições atmosféricas.....	16

2.2.8	Concentração de oxigénio	16
2.2.9	Concentração de hidrogénio.....	17
2.2.10	Precipitação	17
2.2.11	Massa volúmica dos resíduos	18
2.2.12	Nutrientes e metais	18
2.2.13	Acidez.....	18
2.2.14	Inibidores.....	19
2.3	Tipos de aterros.....	19
2.3.1	Aterros com bioreactor anaeróbio	20
2.3.2	Aterros com bioreactor aeróbio.....	21
2.3.3	Aterros com bioreactor aeróbio-anaeróbio.....	23
3.	Modelos numéricos na degradação dos resíduos	24
3.1	Modelo padrão	24
3.2	Modelos baseados no decaimento de primeira ordem	25
3.2.1	Modelo triangular.....	27
3.2.2	Modelo de Scholl Canyon.....	29
4.	Implementação dos modelos numéricos para previsão de produção de biogás em aterros	32
4.1	Implementação do modelo triangular	34
4.2	Implementação do modelo de Scholl e Canyon.....	40
5.	Casos de estudo	50
5.1	Dados	50
5.2	Resultados obtidos pelo modelo triangular.....	54
5.3	Resultados obtidos pelo modelo de Scholl e Canyon	55
5.4	Comparação dos dois modelos	56
5.5	Discussão de resultados	58
6.	Conclusões e trabalho futuro.....	61

6.1	Conclusões	61
6.2	Trabalho futuro	62
	BIBLIOGRAFIA	63
	Anexos	

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 4.1 Propriedades para a determinação dos resultados.	47
Tabela 5.1 Composição elementar em percentagem de massa seca por Tchobanoglous et al. (1993).....	51
Tabela 5.2 Quantidade de resíduos depositados em t para três aterros.	51
Tabela 5.3 Dados de Entrada referentes a Vila Real.	52
Tabela 5.4 Dados de Entrada referentes a TRAJOUCE.....	52
Tabela 5.5 Dados de Entrada referentes a BRAVAL.....	53
Tabela 5.6 Dados para a determinação de k para a BRAVAL.....	53
Tabela 5.7 Resultados obtidos no modelo triangular	54
Tabela 5.8 Produção média anual de metano para BRAVAL e TRAJOUCE.....	59
Tabela 5.9 Resultados reais e modelados com respectivo erro.	59
Tabela A.1 Gases/Poluentes.	i
Tabela B.1 Simulação do Modelo Scholl e Canyon.....	iii
Tabela B.2 Simulação do Modelo Triangular.	vi
Tabela B.3 Simulação Scholl e Canyon para comparação.	vii
Tabela B.4 Simulação Triangular para comparação.....	x

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 Processo de degradação dos resíduos num aterro (adaptado de Elagroudy et al. 2009).....	7
Figura 2.2 Composição dos gases produzidos durante o processo (Adaptado de Elagroudy et al. 2009).	11
Figura 2.3 Comportamento típico da produção de gás no aterro ao longo do tempo (adaptado de Elagroudy et al. 2009).....	14
Figura 2.4 Aterro com bioreactor anaeróbio (adaptado de U.S.EPA 2004).....	21
Figura 2.5 Aterro com bioreactor aeróbio (adaptado de U.S.EPA 2004).....	22
Figura 2.6 Aterro com bioreactor aeróbio-anaeróbio (adaptado de U.S.EPA 2004).....	23
Figura 3.1 Esquematização do Modelo Triangular. (Adaptado de Lombardi, L. (2009))	27
Figura 3.2 Esquema teórico do total de produção pela estimativa triangular.(Adaptado de Lombardi, L. (2009))	28
Figura 4.1:Diagrama de blocos do Menu Principal.....	33
Figura 4.2 Aspecto do Menu Principal.....	34
Figura 4.3 Modelo Triangular: Dados de Entrada.	35
Figura 4.4 Modelo Triangular: Formulação Química.	37
Figura 4.5 Modelo Triangular: Resultados.....	38
Figura 4.6 Modelo Triangular: Gráficos.	39
Figura 4.7 Modelo Scholl e Canyon: Dados de Entrada.	41
Figura 4.8 Modelo de Scholl e Canyon: Determinação de k.....	42
Figura 4.9 Modelo de Scholl e Canyon: Determinação de L_0	44
Figura 4.10 Modelo de Scholl e Canyon: Determinação de NMOC.....	45
Figura 4.11 Modelo de Scholl e Canyon: Metano.....	46
Figura 4.12 Modelo de Scholl Canyon: Resultados.	47
Figura 4.13 Modelo de Scholl e Canyon: Representação gráfica.....	49
Figura 5.1 Resultados obtidos através do modelo triangular em m^3 /ano.	54
Figura 5.2 Resultados obtidos através do modelo de Scholl e Canyon em m^3 /ano.....	55
Figura 5.3 Comparação dos valores obtidos pelos modelos Triangular e Scholl e Canyon - Vila Real.....	56
Figura 5.4 Comparação dos valores obtidos pelos modelos Triangular e Scholl e Canyon – TRAJOUCE.....	57

Figura 5.5 Comparação dos valores obtidos pelos modelos Triangular e Scholl e Canyon
- TRAJOUCE. 57

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	
$R_{i,T}$	Total de resíduos gerados	(ton)
$R_{i,F}$	Fracção de resíduos disposta para aterros	(ton)
fc	Factor de correcção	(m)
COD	Carbono orgânico degradável	
COD_F	Fracção de COD dissimilado	
f	Fracção de metano no gás de aterro	(%)
R	Metano recuperado	
OX	Factor de oxidação	
COD_i	Fracção de carbono orgânico degradável	
W_i	Fracção 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 que demora a produção de gás a iniciar	(anos)
$t_{0,i}$	Tempo para o qual a produção de gás no aterro começa para um volume de resíduos	(anos)

$t_{\max,i}$	Tempo para o qual a produção de gás 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}	É a secção de idade j da massa de resíduo M_i aceite no ano i .	
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 N ₂	(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

DA	Digestão Anaeróbia
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
ppmv	Partes por milhão por volume
<i>et al.</i>	E outros (do latim: <i>et alia</i>)
LandGEM	Modelo de previsão de biogás da USEPA
RB	Rapidamente Biodegradáveis
LB	Lentamente Biodegradáveis
COD	Chemical Oxygen Demand (exigência química de oxigénio)
TAV	Total de Ácidos Voláteis
EPA	Environment Protection Agency

CAPÍTULO 1

Introdução

No âmbito da actual crise energética e da ameaça da extinção dos combustíveis fósseis, têm-se vindo a desenvolver, nos últimos anos, novas formas de produção de energia, tanto térmica como eléctrica. Dentro das inúmeras formas de energia renovável existentes, o presente trabalho foca-se na produção de metano a partir de resíduos sólidos urbanos, através da digestão anaeróbia. O biogás obtido através do processo de digestão anaeróbia é considerado uma fonte de energia renovável pois trata-se de um aproveitamento daquilo que à partida é considerado um resíduo para a produção de energia, além de que se trata de um conjunto de sucessivas etapas ecologicamente “amigas do ambiente”.

Os aterros sanitários consistem numa técnica de deposição final de resíduos, quando bem construídos, estes podem evitar a contaminação do solo e os líquidos gerados no processo de decomposição são aproveitados e podem receber o tratamento adequado.

Após a disposição num aterro, inicia-se a decomposição biológica dos resíduos. A decomposição inicia-se de modo aeróbio, e após o consumo do oxigénio presente, esta decomposição continua a ocorrer num ambiente anaeróbio, que passará a liberar gases e líquidos poluentes para o meio. Os gases gerados pela decomposição biológica são o metano, dióxido de carbono, sulfato de hidrogénio e outros compostos residuais. O metano é um gás de efeito estufa com um potencial de aquecimento global 21 vezes maior que o dióxido de carbono, como também responsável por 25% do aquecimento terrestre (Filho L. F. B, 2005).

No entanto, este processo de decomposição demora alguns anos a estabilizar, pelo que existe uma necessidade de prever as emissões de um determinado aterro. Neste sentido entra a modelação numérica, em que é possível obter resultados que

possibilitem, com alguma rapidez, a análise da produção de gases com interesse convencional e ambiental. Existem vários modelos capazes de estimar as emissões de gases num aterro, no entanto, neste trabalho apenas se focam dois: o Modelo Triangular e o Modelo de Scholl e Canyon.

Para a modelação computacional foi utilizada a linguagem de programação visual C#. O objectivo do programa é ser compreensível, de fácil utilização e de fornecer resultados de interesse para posterior utilização.

1.1 Objectivos

O objectivo do trabalho é a modelação numérica do processo de digestão em aterros com o objectivo de obter informação sobre a produção de biogás. Para cumprir o objectivo estabelecido, vai analisar-se o processo de decomposição a que os resíduos são sujeitos quando colocados em aterros. Serão também estudados os factores que influenciam este processo. Posteriormente serão discutidos os modelos numéricos para melhor compreensão e de seguida os mesmos serão implementados. Finalmente serão estudados três casos de estudo, cujos resultados serão comparados e discutidos através da utilização dos resultados obtidos pelos modelos numéricos e por valores experimentais.

1.2 Estrutura e conteúdo da dissertação

A presente dissertação está dividida em seis capítulos, correspondendo este à introdução e o último às conclusões.

No Capítulo 2 estuda-se todo o processo de decomposição de resíduos, os factores que a influenciam e os tipos de aterros em que esta pode ser processada.

O Capítulo 3 apresenta os modelos numéricos utilizados na previsão da produção de biogás em aterros, dividindo-se estes no modelo padrão e no modelo de decaimento de primeira ordem, tendo como objectivo a apresentação destes para posterior implementação. No Capítulo 5 implementam-se dois modelos de decaimento de primeira ordem, o modelo triangular e o modelo de Scholl e Canyon. Após implementação dos modelos, são apresentados os resultados numéricos para três casos

de estudo com a consequente análise e discussão. A partir destes resultados retirar-se-ão as conclusões.

1.3 Enquadramento legal

De forma a justificar o aproveitamento energético através de resíduos foram definidas estratégias para a utilização de resíduos e metas energéticas de forma a impulsionar estas estratégias.

O plano estratégico para os resíduos sólidos urbanos (RSU) 2007 – 2016 (PERSU II) promove a diversificação de soluções técnica e infra-estruturas de tratamento de resíduos urbanos, de que se destaca o aumento da capacidade de valorização orgânica e de tratamento mecânico/mecânico e biológico, para desvio de bio-resíduos e de outros recicláveis de aterro, permitindo assim potenciar a quantidade de resíduos a valorizar. Dos referidos processos de tratamento podem resultar a produção de rejeitados e refugos com potencial de valorização, designadamente através da produção de combustíveis derivados de resíduos (CDR), que podem substituir os combustíveis fósseis com mais valias ambientais, económicas e energéticas.

Esta estratégia abrange o período compreendido entre 2009 e 2020 e é vinculativa para Portugal Continental. O potencial de resíduos urbanos para a produção de CDR é estimado entre 950 mil e 1,2 milhões de toneladas, em 2013, ano em que se prevê que se encontrem em pleno funcionamento as diversas unidades de tratamento mecânico e biológico (TMB) previstas no PERSU II. Admite-se que o sector de gestão de resíduos, numa perspectiva de auto-suficiência, possa vir a garantir o escoamento de parte significativa dos CDR produzidos a partir de resíduos urbanos, em unidades centralizadas, podendo o quantitativo remanescente ser encaminhado para outros sectores de actividade económica.

Também, a estratégia para a Energia 2020 (ENE 2020), aprovada pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 29/2010, de 15 de Abril, estabelece, no “Eixo 2 – Aposta nas energias renováveis”, e no domínio do biogás e resíduos designadamente, que dará o impulso ao aproveitamento do potencial dos CDR, dando atenção ao potencial energético da valorização de resíduos e efluentes.

Segundo a Estratégia para os CDR, é de elevada importância fazer um enquadramento inerente à estratégia para a energia, a nível nacional e comunitário,

destacando os aspectos relativos ao aproveitamento energético endógeno e com potencial renovável associado à gestão de resíduos, e de CDR em particular. No âmbito europeu para o aumento da produção de energias através de fontes renováveis, na redução de gases de efeito de estufa e o aumento de eficiência energética estabeleceram-se metas. Assim, para 2020 a União Europeia pretende aumentar em 20% a produção de energia por fontes renováveis, melhorar a eficiência energética em 20% e reduzir os gases de efeito de estufa em 20%. Foi igualmente fixado, no contexto do processo de revisão da Directiva Renováveis, o objectivo, para 2020, de que 31% do consumo bruto de energia final venha a ser suportado com recurso à utilização de energia de fontes renováveis. Neste âmbito, a directiva relativa às renováveis só considera renovável a fracção biogénica dos resíduos. Contudo, pese embora esta distinção, a qual se justifica pelo facto de parte dos resíduos ter uma componente fóssil ainda relevante, a valorização energética destes resíduos, caso não haja possibilidade do seu aproveitamento para reutilização ou reciclagem, é uma opção de grande valia, quer na óptica da política de gestão de resíduos, quer pelo seu contributo para a diminuição da dependência energética externa.

O enquadramento legal da produção de energia eléctrica a partir de fontes de energias renováveis (FER) e por processo de cogeração está vertido, a nível nacional, no Decreto-Lei n.º 189/88, de 27 de Maio, com a redacção dada pelo Decreto-Lei n.º 168/99, de 18 de Maio, e no Decreto-Lei n.º 538/99, de 13 de Dezembro.

O Decreto-Lei n.º 225/2007, de 31 de Maio, aprova um conjunto de medidas ligadas às energias renováveis previstas na Estratégia Nacional para a Energia. Das medidas aprovadas salienta-se a revisão dos critérios de remuneração da electricidade produzida a partir do biogás e da valorização energética de RSU, tendo em consideração a efectiva componente renovável em cada tecnologia e dando prioridade àquelas tecnologias que contribuem para a implementação de uma estratégia nacional de redução dos resíduos urbanos biodegradáveis destinados aos aterros.

Neste contexto, o Decreto-Lei n.º 225/2007, de 31 de Maio, introduz uma clara diferenciação entre resíduos sólidos urbanos indiferenciados e combustíveis derivados de resíduos, ao nível da remuneração da energia produzida em centrais de valorização energética, na vertente de queima, até ao limite de uma potência instalada, a nível nacional, de 150 MW.

A Estratégia para os CDR e a ENE constituem assim de um instrumento da

política de ambiente e energia, enquadrando-se como um importante contributo para a gestão sustentada de resíduos e recursos, designadamente, através da diversificação das fontes de energia e do aproveitamento dos recursos endógenos.

CAPÍTULO 2

Processo de decomposição de resíduos em aterros

As três principais causas para a formação de gás num aterro são a volatilização, decomposição biológica e as reacções químicas.

A volatilização é devido à transformação da fase química de equilíbrio que existe dentro do aterro. Os compostos orgânicos no aterro volatilizam enquanto o equilíbrio da concentração de vapor é atingida. O processo pode ser acelerado quando a actividade biológica aumenta a temperatura da massa do resíduo. A taxa à qual os compostos volatilizam depende das suas propriedades físicas e químicas.

Na decomposição biológica, a composição do gás no aterro varia de acordo com a estabilização dos diferentes estágios dos RSU. De acordo com Elagroudy et al. (2009), cinco estágios principais da degradação dos resíduos biodegradáveis podem ser identificados.

Durante o processo de degradação, devido à natureza heterogénea dos resíduos, todos os diferentes estágios podem ser processados simultaneamente até que os resíduos atinjam a fase V e, desta forma, atingindo a estabilização do aterro. Na seguinte Figura (2.1) é ilustrado o processo detalhado com os diferentes estágios do processo de digestão anaeróbio, são eles a hidrólise, a acidogénese ou fermentação, a acetogénese, a metanogénese e a oxidação. Sendo que o primeiro e o último estágio processam-se em condições aeróbias ao passo que os estágios II, III e IV se processam em condições anaeróbias.

2.1 Mecanismos de geração de gás de aterro

De seguida serão expostos em detalhe cada um dos estágios, referindo os compostos formados, bem como as condições para a respectiva ocorrência.

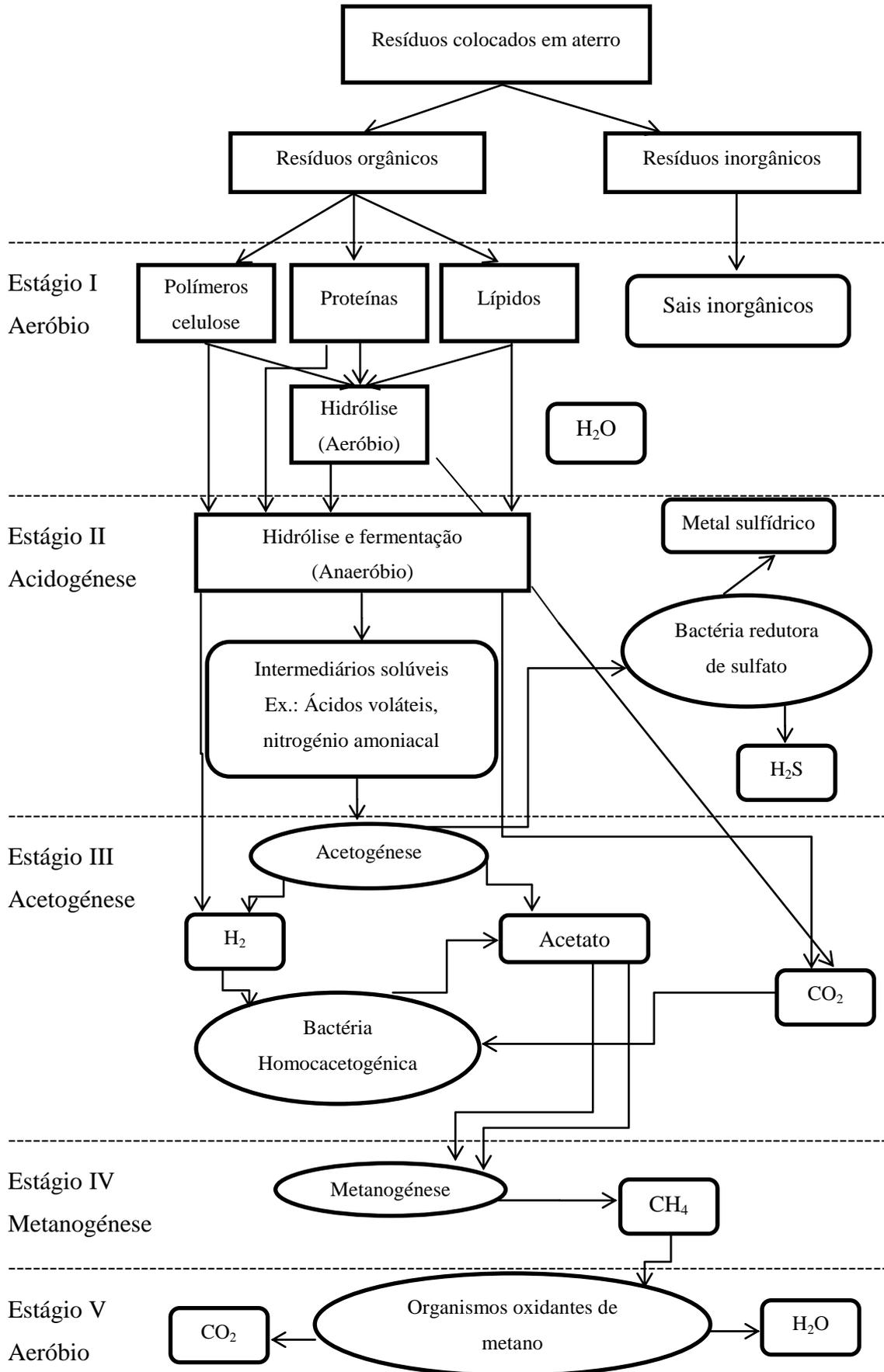


Figura 2.1 Processo de degradação dos resíduos num aterro (adaptado de Elagroudy et al. 2009).

2.1.1 Hidrólise/degradação aeróbia

A hidrólise/degradação aeróbia ocorre sob condições aeróbias (na presença de oxigénio). Isto ocorre durante a colocação dos resíduos e por um período seguinte que depende da disponibilidade de oxigénio no ar que está aprisionado nos resíduos. Os microorganismos são do tipo aeróbios, ou seja, requerem oxigénio e metabolizam o oxigénio disponível e uma proporção da fracção orgânica de resíduos para produzir hidrocarbonetos simples, dióxido de carbono, água e calor. O calor gerado pela reacção de degradação exotérmica pode elevar a temperatura dos resíduos acima dos 70-90°C (McBean et al. 1995). No entanto, os resíduos compactados atingem temperaturas baixas devido à baixa disponibilidade de oxigénio. Água e dióxido de carbono são os principais produtos desta fase, com o dióxido de carbono a ser libertado como gás ou a ser absorvido na água para formar ácido carbónico, o que dá acidez ao lixiviado.

O estado aeróbio dura apenas uns dias ou semanas dependendo da disponibilidade do oxigénio no processo, que por sua vez depende da quantidade de oxigénio que os resíduos contêm, do grau de compactação dos resíduos e da rapidez com que os resíduos são cobertos.

2.1.2 Hidrólise e fermentação

Após o estágio I, todo o oxigénio foi consumido da massa dos resíduos e o processo torna-se anaeróbio. Diferentes microorganismos, e os anaeróbios facultativos, que conseguem tolerar as condições de redução de oxigénio, tornam-se dominantes. Hidrocarbonetos, proteínas e lípidos são hidrolisados para açúcares que posteriormente vão ser decompostos em dióxido de carbono, hidrogénio, amónia e ácidos orgânicos. As proteínas decompõem-se via desaminação (remover um ou mais grupos de aminos de uma molécula) para amónia e também para ácido carboxílico e para dióxido de carbono. A amónia é largamente formada da desaminação das proteínas, que também forma ácidos carboxílicos e dióxido de carbono. O lixiviado resultante contém uma elevada concentração de nitrogénio amoniacal. Os ácidos orgânicos são maioritariamente ácido acético, mas também propionato, butirico, láctico e ácidos fórmicos e produtos derivados do ácido, e a sua formação depende da composição inicial dos resíduos. A

temperatura no aterro diminui para os 30 e 50°C durante este estágio. As concentrações de gás nos resíduos no estágio II de decomposição podem elevar-se para níveis de 80% de dióxido de carbono e 20% no hidrogénio (Waste Management Paper 26, 1986).

2.1.3 Acetogénese

Os ácidos orgânicos formados no estágio II são convertidos por microorganismos acetogénicos para ácido acético, derivados de ácido acético, dióxido de carbono e hidrogénio em condições anaeróbias. Outros organismos convertem hidrocarbonetos directamente em ácido acético na presença de dióxido de carbono e hidrogénio. Os níveis de hidrogénio e de dióxido de carbono começam a decrescer durante o estágio III. Os baixos níveis de hidrogénio promovem a geração de microorganismos de metano, o que gera metano e dióxido de carbono através de ácidos orgânicos e os seus derivados gerados nos estágios anteriores. As condições ácidas do estágio acetogénico aumentam a solubilidade dos iões metálicos e conseqüentemente aumenta a sua concentração no lixiviado. Em consequência, ácidos orgânicos, iões clorídricos, iões de amónio e iões fosfato, todos em elevadas concentrações no lixiviado, preparam a formação de complexos com os iões metálicos, causando futuramente um aumento na solubilização dos iões metálicos. Sulfito de hidrogénio pode também ser produzido durante os estágios anaeróbios enquanto os compostos de sulfato nos resíduos são reduzidos para sulfito de hidrogénio pelos microorganismos redutores de sulfato. Sulfitos de metal podem ser um produto de reacção do sulfito de hidrogénio e iões metálicos na solução. A presença de ácidos orgânicos produz uma solução muito ácida que pode ter um pH de nível 4 ou ainda menor.

2.1.4 Metanosénese

O estágio da metanogénese é o estágio principal para a produção do gás de aterro com interesse convencional e ambiental, com uma composição do biogás formado no aterro típica de aproximadamente 60% em metano e 40% em dióxido de carbono. As reacções são relativamente demoradas e demora alguns anos para complementação. As condições mantêm-se anaeróbias, em ambiente de reduzido oxigénio como nos estágios

II e III. Baixos níveis de hidrogénio são requeridos para promover os organismos que produzem dióxido de carbono e metano através dos ácidos orgânicos e seus derivados como os acetatos e formiatos produzidos anteriormente. O metano pode ser também formado da conversão directa de microorganismos de hidrogénio e dióxido de carbono para formarem metano e água. As concentrações de hidrogénio produzidas durante os estágios II e III decrescem para níveis mais baixos durante este estágio. Existem duas classes de microorganismos que podem activar o estágio da metanogénese, a bactéria mesofílica que é activada a uma temperatura que ronda os 30-35°C e a bactéria termofílica que se torna activa no intervalo de temperaturas de 45-65°C. Assim, o gás formado pode ser produzido durante o estágio metanogénico num intervalo de temperatura dos 30-65°C. Considera-se que a produção de gás no aterro é favorecida se este estiver num intervalo de temperaturas entre os 30 e 45°C.

Os ácidos orgânicos formados nos estágios II e III são degradados por microorganismos metanogénicos, e à medida que a concentração se torna pobre, o pH aumenta até 7-8 durante a metanogénese. As condições ideais para os microorganismos metanogénicos ocorrem com um pH entre os 6,8 a 7,5, mas pode haver alguma actividade no intervalo de pH de 5 a 9. O estágio IV é o mais longo da degradação dos resíduos mas pode não começar até aos seis meses ou mesmo anos depois de os resíduos terem sido depositados no aterro, dependendo do nível do conteúdo de água e da circulação da mesma. Concentrações significantes de metano são verificadas após 3 a 12 meses, dependendo do desenvolvimento dos microorganismos anaeróbios e os produtos da degradação dos resíduos. O gás de aterro continuará a ser gerado por períodos entre os 15 a 30 anos após a última deposição de resíduos, dependendo dos resíduos e das características do poço.

2.1.5 Oxidação

O estágio final da degradação dos resíduos resulta no fim das reacções de degradação, quando os ácidos são usados para produção de gases no aterro. Novos microorganismos aeróbios substituem lentamente as formas anaeróbias e estabilizam as condições aeróbias. Microorganismos que convertem metano residual para dióxido de carbono e água podem também estabilizar.

A Figura 2.2 apresenta as mudanças de composição de gás de aterro e lixiviado no decorrer dos cinco estágios de degradação dos resíduos ao longo do tempo. Inicialmente verifica-se a formação de hidrogénio e dióxido de carbono na hidrólise/degradação aeróbia, a hidrólise e fermentação e acetogénese são os seguintes estágios seguindo-se o principal estágio para a formação de gás no aterro, a metanogénese. As características do gás no aterro têm como composição o metano e o dióxido de carbono com outros menores componentes e vapor de água. O estágio final marca o fim das reacções e o retorno das condições aeróbias.

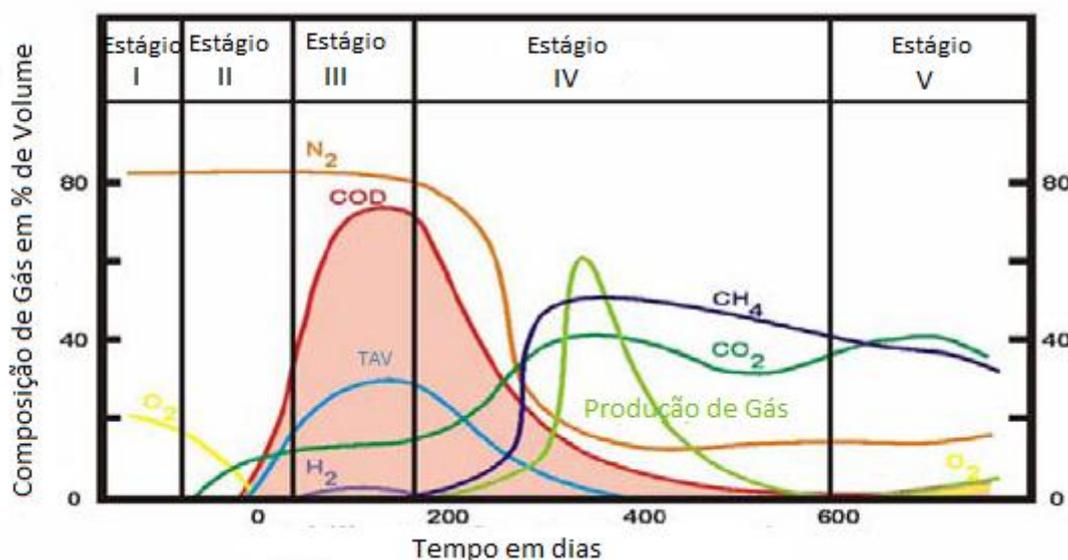


Figura 2.2 Composição dos gases produzidos durante o processo (Adaptado de Elagroudy et al. 2009).

2.2 Factores que influenciam a produção de gás de aterro

Os locais de deposição dos resíduos sólidos são por natureza heterogéneos. Alguns estudos a nível microbiológico das características de aterros têm mostrado que existem diferenças consideráveis entre diferentes resíduos sólidos e também diferentes regiões do aterro com os mesmos resíduos sólidos. Isto torna muito difícil a previsão de emissões de gases num aterro. No entanto, uma melhor compreensão dos factores que influenciam, de forma mais significativa, a produção de metano no aterro através da disposição de resíduos pode reduzir as incertezas associadas às emissões estimadas.

2.2.1 Características do local

Aterros em que os resíduos nos poços excedam os 5m de profundidade tendem a desenvolver condições anaeróbias e a produzir maiores quantidades de gás de aterro. Poços que se encontrem mais rasos permitem a troca de ar e uma baixa actividade anaeróbia e conseqüentemente uma mais baixa produção de gás. No entanto, se o poço for bem selado, as condições anaeróbias vão ser desenvolvidas. Da mesma forma, uma rápida cobertura dos resíduos reduz a fase aeróbia, e dado que é a fase que ocorre a temperatura mais elevada, isto fará com que as temperaturas dos resíduos tendem a ficar baixas. Em adição, uma rápida cobertura dos resíduos reduz a possibilidade de infiltração de chuvas aumentando o teor de humidade nos resíduos o que fará reduzir a taxa inicial de biodegradação pelo que o processo torna-se mais demorado e menos eficiente.

2.2.2 Características dos resíduos

Os principais componentes dos RSU constituem uma fracção biodegradável que são o papel e cartão, alimentos e restos de podas de jardins, e componentes não-biodegradáveis tais como os plásticos, os vidros e os têxteis. A quantidade de gás produzida vai depender na proporção dos componentes biodegradáveis incluídos nos resíduos. Esta fracção tem-se demonstrado muito dependente de determinados factores, por exemplo, concentrações elevadas de resíduos de jardins são produzidas na

Primavera e no Outono, ao passo que os países mais desenvolvidos produzem mais papel. Há que ter em conta também que a bactéria que degrada os resíduos requer pequenas quantidades de determinados minerais como o cálcio, potássio e magnésio e outros micronutrientes. Se estes componentes estiverem presentes a bactéria cresce e o gás é produzido rapidamente. Por outro lado, se estes componentes faltarem ou se as substâncias que inibem o crescimento bacteriano estiverem presentes, a produção de gás processa-se de forma mais lenta e em circunstâncias extremas poderá estagnar. Em adição, a composição dos compostos orgânicos, isto é, a proporção de celulose, proteínas e lípidos, vai influenciar da mesma forma a degradação. A taxa a que cada gás é produzido depende das proporções de cada tipo de resíduo depositado no aterro.

Segundo Elagroudy et al. (2009) um retalhamento ou pulverização dos resíduos antes de serem colocados em aterro resulta num aumento da área de superfície disponível e consequentemente, o aumento da homogeneidade, aumentando a taxa de degradação biológica. A densidade e grau de compactação dos resíduos no aterro vão aumentar a quantidade de material biodegradável disponível para degradação e posteriormente aumentam a produção de gás por unidade de volume do espaço disponível no aterro. No entanto, se o grau de compactação for demasiadamente elevado pode limitar a filtração da água pelo poço, o que é necessário para o fluxo livre de nutrientes para os microorganismos.

2.2.3 A idade dos resíduos

A produção de gás em aterro começa logo quando são depositados os resíduos, mas a produção de metano anaeróbio só ocorre quando todo o oxigénio disponível é absorvido. O pico da produção de gás num aterro geralmente ocorre passado um ano após a deposição e a partir daí decresce gradualmente. Uma produção de gás significativa é geralmente completa com 20 anos de deposição, mas cada poço é diferente. Onde a produção de gás ocorre lentamente, o período de produção de gás significativa pode ampliar-se para 40 ou 50 anos. Ainda, os poços dos aterros mais antigos têm vindo mostrado que contêm proporções menores de resíduos biodegradáveis que os poços modernos devido à mudança da natureza dos resíduos com o passar das décadas.

O padrão da produção de gás para um poço é o somatório de todos os componentes individuais dos resíduos. Alguns vão rapidamente entrar no estágio da geração de gás, outros vão ser mais lentos, particularmente onde o período de deposição dos resíduos ocorreu em alguns anos. Da mesma forma, o período de produção significativa de gás vai variar, que para um poço inteiro este pode estender-se por algumas décadas. Na Figura 2.3 podemos analisar uma sequência típica da produção de gás de aterro, embora as durações reais variem de poço para poço.

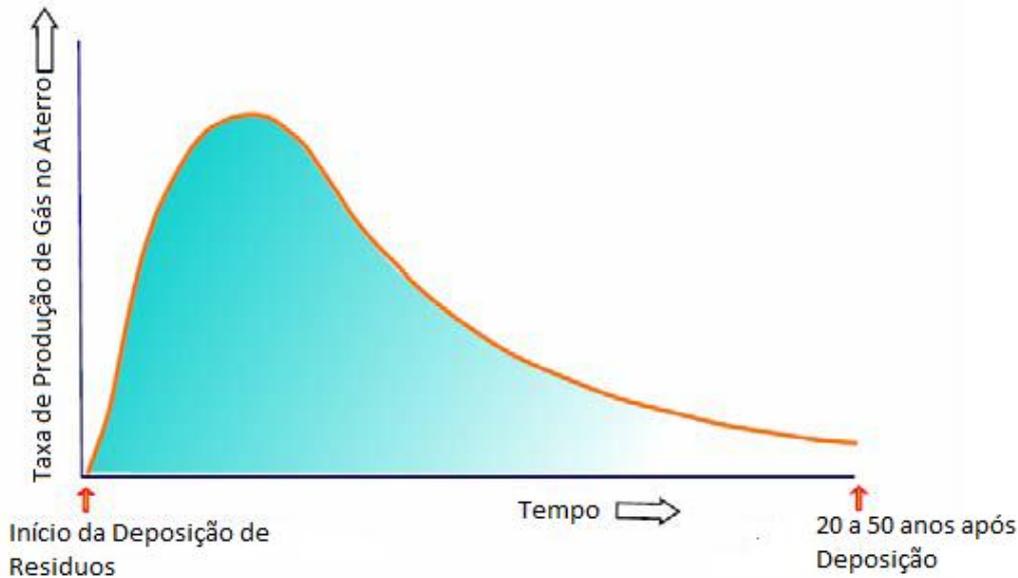


Figura 2.3 Comportamento típico da produção de gás no aterro ao longo do tempo (adaptado de Elagroudy et al. 2009).

2.2.4 Temperatura

Como na maioria dos processos microbianos, a taxa de degradação dos microorganismos envolvidos na decomposição dos resíduos sólidos urbanos é fortemente afectada pela temperatura. A produção de metano aumenta com o aumento da temperatura. Uma temperatura óptima para a produção de metano numa decomposição de resíduos mesofílica está numa variação de 30 a 40°C, enquanto 60°C é a temperatura óptima para a decomposição dos resíduos em decomposição termofílica (Ham et al. 1989; Barlaz et al. 1990). Hartz et al. (1982) recomendou que a temperatura óptima para a geração de metano está numa variação de temperaturas entre os 36 a 41°C. Ham e Barlaz (1989) concluíram que as taxas de produção de gás a 30, 35, e 40°C são muito mais altas que as taxas a 20 e 25°C.

A bactéria anaeróbia produz somente pequenas quantidades de calor e pode não ser capaz de manter a temperatura de um aterro raso quanto as temperaturas externas caem e assim a geração de gás no aterro pode mostrar variações pronunciadas diurnas e sazonais. Da mesma forma, aterros encharcados podem não atingir temperaturas ótimas por que a bactéria não gera calor suficiente para elevar a temperatura da água em excesso. Temperaturas elevadas promovem a volatilização e as reacções químicas dentro dos resíduos e assim o componente de traço do gás do aterro tende a aumentar com temperaturas do aterro superiores.

Chaiampo et al. (1996) monitorizou as mudanças de temperatura com a profundidade até 20m de um aterro de RSU em Itália. Este autor mostrou que em primeiro, a 1-2m de profundidade as temperaturas variam entre 10-15°C, mas a temperatura aumentava para 35-40°C a 3-5m de profundidade e para 45-65°C nos 5-20m de profundidade. Assim ele concluiu que as regiões de 1-5m de profundidade actua a bactéria mesofílica e que a bactéria termofílica para camadas mais profundas onde a temperatura é superior.

2.2.5 Pressão

A pressão atmosférica pode ter um efeito menor na taxa ao qual o gás de aterro é libertado para a atmosfera. Pode também influenciar as operações dos sistemas de extracção de gás. Um decréscimo na pressão barométrica resulta num aumento temporário de fluxo de gás no aterro e um aumento na pressão barométrica vai provocar uma diminuição desse mesmo fluxo. Isto deve-se ao facto de que a pressão dentro do aterro muda a uma taxa menor que a atmosférica e o gradiente de pressão temporariamente desenvolve-se entre o interior e o exterior do aterro até que se atinge o equilíbrio de pressões.

2.2.6 Teor de humidade e mistura

A humidade é essencial para a actividade de todos os microorganismos no aterro. O teor de humidade é portanto um dos factores mais críticos para o controlo da biodegradação dos RSU.

Muitos autores demonstraram que a taxa de produção de metano aumenta aumentando o teor de humidade aos RSU. Rees (1980) demonstrou que aumentando o teor de água de 25% para 60%, a taxa de produção de gás e a percentagem de metano no gás aumentavam. Baldwin et al. (1998) estudou o teor de humidade em três aterros durante 1-6 anos e encontrou que resíduos com um teor de humidade elevado são mais rapidamente decompostos. O aumento do teor de humidade afecta a limitação da difusão do oxigénio para a atmosfera dentro do aterro, a troca de substrato, nutrientes e microorganismos, e a diluição dos inibidores e melhora a distribuição das enzimas e microorganismos dentro do aterro. Posteriormente, Klink et al. (1982) concluiu que a mistura através dos RSU aumenta a taxa de produção de metano de 25% a 50% comparada à obtida em outros RSU sem mistura com os mesmos níveis de teor de humidade. A compactação dos resíduos e a presença de camadas de material pouco permeável, como a argila usada para coberturas, tendem a reduzir a produção de gás, pois estes obstruem a passagem de humidade. A recirculação do lixiviado para dentro dos resíduos tende a aumentar a taxa de produção de gás.

2.2.7 Condições atmosféricas

As condições atmosféricas afectam a temperatura, pressão e o teor de humidade no interior de um aterro. Os cobertos e forros dos aterros ajudam ao isolamento dos resíduos das condições atmosféricas limitando desta forma a difusão de oxigénio, limitando a infiltração de precipitação e reduzindo os efeitos das mudanças de temperatura.

2.2.8 Concentração de oxigénio

A actividade dos microorganismos anaeróbios é afectada pela presença de oxigénio. Assim, a ausência da concentração de oxigénio livre no aterro é requerida em ordem de desenvolvimento e degradação dos RSU em metano e dióxido de carbono. Na realidade, o oxigénio que difunde da atmosfera para dentro do aterro é consumido pela bactéria aeróbia nas camadas superiores do aterro (zona aeróbia).

Se houver oxigénio, a biodegradação aeróbia vai proceder-se rapidamente e o gás

resultante incluirá maioritariamente dióxido de carbono. Actualmente, alguns aterros modernos estão concebidos para funcionar aerobicamente, no entanto, nos aterros típicos onde os resíduos são rapidamente compactados e cobertos, a degradação aeróbia só ocorre enquanto há entrada de oxigénio devido à deposição de novos resíduos. Onde o oxigénio não está disponível, os resíduos degradam-se pela bactéria anaeróbia que produz o gás de aterro típico, contendo quantidades aproximadamente iguais de metano e dióxido de carbono. Em aterros descontrolados, onde os resíduos ficam soltos e descobertos, a decomposição dos resíduos pode ser inteiramente aeróbica e em casos como estes a produção de metano não é possível.

2.2.9 Concentração de hidrogénio

As bactérias fermentativas e acidogénicas produzem hidrogénio durante a biodegradação dos RSU, enquanto a bactéria metanogénica usa esse hidrogénio como substrato para a produção de metano. Uma pressão parcial baixa de hidrogénio é requerida para o processo de acidogénese (bactéria produtora de hidrogénio) e para o processo de metanogénese.

Um aumento da pressão parcial do hidrogénio leva à geração de propónio e ácidos butíricos sem conversão futura, resultando na acumulação de ácidos orgânicos voláteis que reduzem o pH e inibem a bactéria metanogénica. Segundo Christensen et al. (1989) a conversão do ácido propónio requer uma pressão do hidrogénio inferior a 9×10^{-5} atmosferas.

2.2.10 Precipitação

A precipitação afecta de forma dramática o processo de geração de gás ao fornecer água para o processo e transportar O_2 dissolvido para o interior dos resíduos com a água. Altas taxas de precipitação podem também inundar secções do aterro, o que obstrói o fluxo de gás. A quantidade de precipitação que atinge os resíduos depende fortemente no tipo de sistema de cobertura existente no aterro.

2.2.11 Massa volúmica dos resíduos

A massa volúmica dos RSU é extremamente variável. Uma estimativa da densidade dos resíduos é frequentemente requerida para estimar as taxas de geração de gás no aterro. Vários investigadores reportaram alguns valores de densidade; Stecker (1989) afirma que os RSU têm uma densidade de 474 a 711 kg/m³ e Landva et al. (1990) afirma que a densidade varia entre 387 a 1662 kg/m³.

2.2.12 Nutrientes e metais

Os microorganismos nos aterros requerem uma variedade de nutrientes para sua actividade, como o azoto e o fósforo, bem como vestígios de metais pesados como o zinco, ferro, cobre, potássio, cálcio, cobalto e molibdénio. Rees (1980) e Christensen et al. (1996) afirmam que todos os nutrientes necessários e vestígios de metais pesados estão disponíveis na maioria dos aterros existentes, no entanto, segundo McCarty (1964), uma mistura insuficiente dos resíduos pode resultar em ambientes limitados de nutrientes.

2.2.13 Acidez

A acidez nos poços dos aterros influencia a actividade de vários microorganismos e posteriormente determina a taxa de biodegradação. O pH do lixiviado produzido por um aterro pode ter efeitos significantes na estabilização da produção de metano. O pH de um poço típico de um aterro inicialmente deve ser neutro, seguindo-se as fases ácidas. Nos estágios II e III os ácidos orgânicos são produzidos pela degradação dos resíduos pelos microorganismos acetogénicos fazendo com que o pH caia para 4. Os ácidos orgânicos resultantes fornecem nutrientes para a bactéria metanogénica e enquanto os ácidos são consumidos, o pH sobe. Os microorganismos fermentativos e acetogénicos têm uma variação maior de pH quando comparado com a bactéria metanogénica. A bactéria metanogénica tem uma actividade ideal quando nas condições ambientais têm o pH entre 6,8 a 8,0 (Warith 2003). Qualquer valor abaixo dos 6,8 vai fazer com que a actividade e desenvolvimento dos microorganismos

metanogénicos se torne mais lenta. Num processo metanogénico estabilizado, se a actividade metanogénica é inibida por outros factores (O_2 , H_2 , etc.), a conversão de ácido acético para metano e dióxido de carbono diminui, o que leva a uma acumulação de ácidos que conseqüentemente vão fazer diminuir o pH o que poderá suspender a geração de metano.

2.2.14 Inibidores

Existe um número de elementos e compostos que podem inibir a biodegradação dos RSU além do O_2 , H_2 , pH (acidez) e altas concentrações de metais pesados. Esses inibidores são o dióxido de carbono, sulfato e elevadas concentrações de catiões como o sódio, potássio, cálcio, magnésio e amónia. O dióxido de carbono actua como um inibidor ao elevar o potencial redox o que tem efeito na conversão de ácido acético para metano (Christensen et al. 1996).

Rees (1980) afirmou que concentrações elevadas de sulfato inibem a bactéria metanogénica por duas razões: redução do SO_4^{2-} para S^{2-} , que é tóxico; competição pelo mesmo substrato entre a bactéria metanogénica e a bactéria redutora de sulfato.

Esses catiões referidos acima referidos são requeridos no processo de biodegradação mas em baixas concentrações. Em elevadas concentrações podem inibir o desenvolvimento da bactéria metanogénica.

2.3 Tipos de aterros

Segundo Elagroudy et al. (2009) podemos considerar três tipos de aterros consoante a tecnologia do bioreactor:

- Aterros com o bioreactor anaeróbio;
- Aterros com o bioreactor aeróbio;
- Aterros com o bioreactor aeróbio-anaeróbio.

2.3.1 Aterros com bioreactor anaeróbio

Os bioreactores anaeróbios procuram acelerar a degradação dos resíduos otimizando as condições para a bactéria anaeróbia. Nos aterros, os responsáveis pela bactéria anaeróbia são também responsáveis pela conversão dos resíduos orgânicos em ácidos orgânicos e por último em metano e dióxido de carbono. As condições anaeróbias desenvolvem-se naturalmente e aproximadamente em todos os aterros sem qualquer tipo de intervenção. Os resíduos nos aterros apresentam tipicamente uma percentagem de água entre os 10 e 25%. Para otimizar as condições de degradação anaeróbia é necessário uma percentagem de humidade a rondar os 35 a 45%. A humidade é adicionada, tipicamente, sob a forma de lixiviados através de diversos sistemas.

No entanto, a quantidade de lixiviado produzida em muitos poços é insuficiente para atingir condições óptimas de humidade nos resíduos. Fontes adicionais de humidade como lodo de esgoto, águas pluviais e outros resíduos líquidos não perigosos podem posteriormente ser necessários para aumentar o lixiviado disponível para recirculação. À medida que o teor de humidade nos resíduos se aproxima dos níveis óptimos, a taxa de degradação dos resíduos aumenta, o que leva a um aumento da quantidade de gás de aterro que é produzido. Verifica-se também um aumento da massa volúmica dos resíduos. Enquanto que a taxa de produção de gás num bioreactor anaeróbio pode ser duas vezes maior que um aterro normal, o intervalo de tempo em que o gás é produzido é consideravelmente mais pequeno. Devido a esta produção acelerada, os sistemas colectores de gás nos bioreactores dos aterros devem ser capazes de suportar um pico de volume alto mas precisando de o fazer num curto período de tempo.

Na Figura 2.4 é mostrada uma vista em corte de um bioreactor anaeróbio com elevados níveis de amónia no lixiviado.

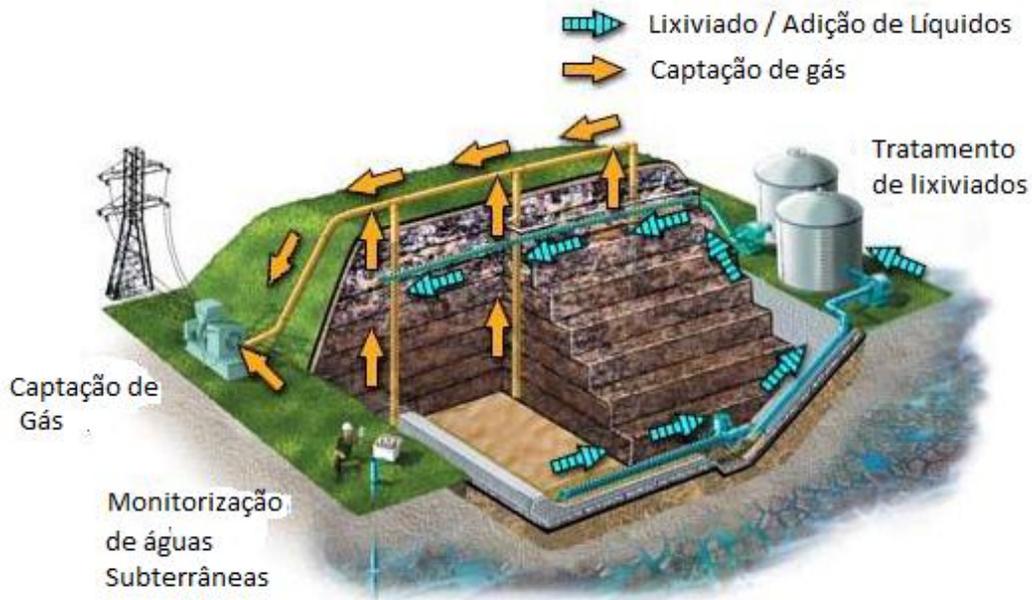


Figura 2.4 Aterro com bioreactor anaeróbico (adaptado de U.S.EPA 2004).

O lixiviado é removido por tubos desde do fundo do aterro e canalizado para uma instalação local de tratamento biológico de lixiviados. O lixiviado tratado e outros líquidos são posteriormente injectados novamente para dentro do aterro. Ao mesmo tempo, o gás produzido pela decomposição dos resíduos aumenta no aterro e é recolhido através de tubagens embutidas dos resíduos e no topo do aterro. O gás de aterro que é recolhido é usado para geração de energia.

2.3.2 Aterros com bioreactor aeróbico

Os bioreactores aeróbios procuram acelerar a degradação dos resíduos otimizando as condições aeróbias. As bactérias aeróbias são organismos que requerem oxigénio para a respiração celular. Na respiração aeróbia, a energia é derivada de moléculas orgânicas num processo consumidor de oxigénio e produtor de dióxido de carbono. Nestas condições, as quantidades de água requeridas para funcionamento destas bactérias são semelhantes às necessárias para as bactérias anaeróbias. No entanto, os organismos aeróbios podem crescer mais rapidamente que as bactérias anaeróbias pois a respiração aeróbia é mais eficiente a gerar energia que a respiração anaeróbia.

Uma consequência disto é que a degradação aeróbica pode proceder-se mais rapidamente que a degradação anaeróbica. Outra consequência é que a respiração aeróbica pode gerar grandes quantidades de calor metabólico, o que requer quantidades significantes de água. Nos aterros a actividade aeróbica é promovida através da injeção de ar ou oxigénio dentro da massa de resíduos. Normalmente são adicionados líquidos através do lixiviado de recirculação, de acordo com as necessidades adicionais de humidade. O processo aeróbio não produz metano.

A Figura 2.5 mostra uma vista em corte de um bioreactor aeróbio.



Figura 2.5 Aterro com bioreactor aeróbio (adaptado de U.S.EPA 2004).

O lixiviado é removido da camada inferior do aterro e canalizado para um tanque de armazenamento de líquidos. Depois do tanque, o lixiviado é canalizado para a camada superior onde é libertado, sendo filtrado no movimento descendente para o fecho do aterro para ser colectado novamente. Um ventilador força a entrada de ar para o interior da massa de resíduos através de poços verticais ou horizontais localizados na camada superior do aterro. A monitorização das águas subterrâneas ocorre em poços situados em todo o perímetro do aterro.

2.3.3 Aterros com bioreactor aeróbio-anaeróbio

Os bioreactores aeróbios-anaeróbios são concebidos para acelerar a degradação dos resíduos combinando os atributos dos bioreactores anteriormente referidos. O objectivo de um tratamento sequencial aeróbio-anaeróbio é o de causar uma rápida biodegradação dos resíduos facilmente degradáveis no estágio aeróbio de modo a reduzir a produção de ácidos orgânicos no estágio anaeróbio resultando num início prematuro da metanogénese. A Figura 2.6 demonstra em vista de corte um aterro deste género.



Figura 2.6 Aterro com bioreactor aeróbio-anaeróbio (adaptado de U.S.EPA 2004).

Neste tipo de sistemas a camada superior do aterro é arejada, ao passo que a camada imediatamente abaixo aceita os líquidos de circulação. O gás de aterro é extraído através de cada camada inferior à camada que recebe o líquido. São instalados poços horizontais em cada camada durante a construção do aterro que são usados para a convecção ao ar, circulação de líquidos e extracção do gás de aterro.

A principal vantagem de uma aproximação híbrida é que combina a simplicidade operacional do processo anaeróbio com a eficiência do tratamento do processo aeróbio. Adicionalmente obtém-se um potencial expandido para destruição de compostos orgânicos voláteis na massa dos resíduos.

CAPÍTULO 3

Modelos numéricos na degradação dos resíduos

No presente capítulo deste trabalho vão ser abordados três modelos para estimar a produção de gás com interesse económico e ambiental num aterro. Os modelos que vão ser abordados são: O modelo padrão; o modelo triangular e o modelo baseado na equação de Scholl e Canyon, sendo que estes se baseiam em um modelo de decaimento de primeira ordem. O modelo mais simples é o modelo padrão, razão pela qual este modelo não será incluído posteriormente no desenvolvimento do código computacional. O mais complexo é o baseado na equação de Scholl e Canyon.

3.1 Modelo padrão

Segundo Chakraborty M. et al. (2011), esta metodologia, baseada numa aproximação de balanço de massa, foi desenvolvida por Bingemer e Crutzen (1987) e foi recomendado pelo IPCC (1996) como sendo o modelo padrão para estimar a produção de metano em aterros. O total de metano produzido dos resíduos depositados num ano em particular é determinado através da Equação (4.1).

$$Q_{CH_4} = R_{i,T} \times R_{i,F} \times fc \times COD \times COD_F \times f \times \left(\frac{16}{12} - R \right) \times (1 - OX) \quad (3.1)$$

onde $R_{i,T}$ é o total de resíduos gerados, $R_{i,F}$ é a fracção de resíduos disposta para aterros (80%), fc é o factor de correcção (0,4 se <5m de profundidade), COD é o carbono orgânico degradável, COD_F é a fracção de COD dissimilado (0,77), f é a fracção de metano no gás de aterro (50%), R é o metano recuperado (0,0 por padrão) e OX é o factor de oxidação (0,0 por padrão).

Um número de constantes empíricas como o factor de correcção de metano e a fracção orgânica dissimilada convertida em gás de aterro foram usadas como indicados pelo IPCC (1996).

Para a determinação do COD é utilizada a seguinte expressão:

$$COD = \sum (COD_i \times W_i) \quad (3.2)$$

onde COD_i é a fracção de carbono orgânico degradável e W_i é a fracção do tipo de resíduo por categoria de resíduo.

3.2 Modelos baseados no decaimento de primeira ordem

Muitos modelos foram já abordados para descrever a formação de gás nos aterros (Augenstein e Pacey, 1991; Popov e Power, 1999). No geral, os modelos de precisão da formação de gás nos aterros não são baseados em princípios microbiológicos ou bioquímicos, mas mais na descrição prática de formação, como observado em laboratórios experimentais ou em projectos de recuperação de grande escala. (S. Mor et al., 2006).

O gás de aterro é formado como um resultado da biodegradação do carbono orgânico nos resíduos: a estequiometria mostra que, por quilograma de carbono (83,3mol) que se degrada, cerca de 1,87m³ de gás de aterro normalizado a 1atm e 0°C é produzido (Oonk et al., 1994).

Assim, a formação de gás num aterro, $Q_{Gás}$, no tempo é proporcional ao decaimento do material orgânico nesse mesmo tempo:

$$Q_{Gás} = -1,87R_i \frac{dC}{dt} \quad (3.3)$$

onde $Q_{Gás}$ é a formação de gás no aterro para um determinado tempo (m³/ano), R_i é a quantidade de resíduos depositados em toneladas e dC/dt é a taxa de degradação de carbono, onde C (kg/ton) é a quantidade de carbono orgânico que pode ser convertido

em gás por tonelada de resíduos.

Assume-se que o carbono orgânico nos resíduos decai exponencialmente com o tempo. A degradação do material orgânico pode ser descrita como uma equação de reacção de ordem n :

$$-\frac{dC}{dt} = kC^n \quad (3.4)$$

Para um modelo de primeira ordem, $n=1$ e k é a taxa de degradação anual dos resíduos. Neste caso, a taxa de perda de matéria decomposta é proporcional à quantidade de matéria decomposta.

O modelo assume que o factor limite da taxa de produção de metano no aterro é a quantidade de carbono restante no aterro. Assume-se no modelo que outros factores que afectam o processo de decomposição não limitam a taxa de produção de metano. No entanto, a taxa de produção de metano é mais baixa de que a determinada na disponibilidade considerando apenas o substrato. Devido à heterogeneidade da composição dos resíduos, a decomposição anaeróbia pode ser dificultada em micro ambientes específicos devido a condições ambientais inadequadas. Isto é, assumindo que somente uma fracção (f) de resíduos é convertida em gás de aterro. Contando com f , e resolvendo a Equação diferencial (4.4), a descrição de C como função de C_0 e tempo é obtida. Substituindo essas soluções e relacionando a Equação (4.4) com a Equação (4.3) resulta num modelo de primeira ordem:

$$Q_{Gás} = f \times R_i \times C_0 \times k \times e^{-kt} \quad (3.5)$$

onde $Q_{Gás}$ é a formação de gás durante um período de tempo (m^3/ano), f é o factor de formação, k é a constante de taxa de degradação (ano^{-1}), R_i é a quantidade de resíduos depositados (ton), C_0 é a quantidade de carbono orgânico degradável nos resíduos (kg/ton) no tempo de deposição, t é o tempo decorrido em anos desde a deposição e o factor 1,87 na Equação (4.3) foi dimensionado para $m^3 kg^{-1}$.

O modelo do decaimento de primeira ordem é largamente usado para a previsão da produção de gás de aterro pois, contabiliza os efeitos da idade dos resíduos.

3.2.1 Modelo triangular

No modelo triangular, a taxa de produção do gás no aterro assume-se de crescimento linear até atingir o pico de produção onde depois um decréscimo linear começa como é demonstrado na Figura 4.1. Na versão original assume-se que a produção de gases de aterro começa ao fim do primeiro ano de funcionamento do aterro e que acaba num tempo finito t_{fim} . A área interior do triângulo é igual a metade da base (o qual representa o tempo de produção de gás no aterro) multiplicado pela altura (que representa o pico da produção do gás no aterro), portanto, a quantidade total de gás produzido no aterro para uma quantidade R_i de resíduos colocados no aterro no ano i é obtido pela Expressão (4.6):

$$R_i \times L_0 = \frac{1}{2} (t_{fim,i} - t_{0,i}) \times Q_{Gás,max,i} \quad (3.6)$$

onde L_0 é o potencial dos resíduos para produção de gás em m^3/ton , o $t_{fim,i}$ 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 gás 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.

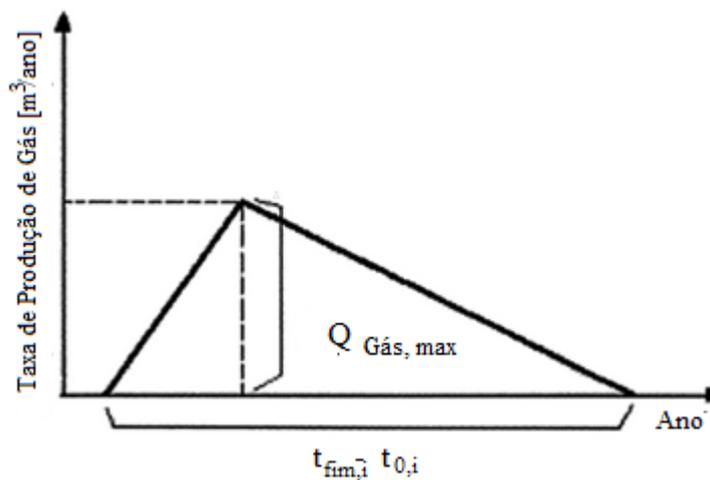


Figura 3.1 Esquematização do Modelo Triangular. (Adaptado de Lombardi, L. (2009))

No modelo triangular a formação dos gases no aterro é baseada numa equação de decaimento de primeira ordem, (Kumar S. 2004). Em condições normais, a taxa de decomposição, medida como a produção de gás, atinge o pico de produção nos primeiros 3-6 anos e depois lentamente decai continuando a produção por períodos de tempo de 25 anos ou mais.

A primeira parte do triângulo diz respeito às fases I, II e III do processo de digestão anaeróbia em aterros (Capítulo. 2) e a segunda parte do triângulo consiste nas fases IV e V no processo de geração de gás de aterro.

O volume do gás produzido por um aterro corresponde à área do triângulo que é equivalente à quantidade de gás libertado durante um período de deposição de resíduos sólidos.

O modelo triangular, na sua versão original (Tchobanoglous et al. 1993), considera dois diferentes comportamentos na taxa de biodegradação, distinguindo os resíduos como rapidamente biodegradáveis, aqueles que se degradam em cinco anos ou menos, e os lentamente biodegradáveis, que são aqueles que requerem para cima de quinze anos para se degradarem. Para cada uma destas duas categorias é assumida uma distribuição triangular de produção de gás no aterro, caracterizadas pelo diferente pico de produção no tempo. A taxa total de produção de gás no aterro em operação para um dado intervalo de tempo é obtido graficamente – como é demonstrado na Figura 4.2, em suma a produção de gás no aterro pelas porções de resíduos rapidamente e lentamente biodegradáveis depositados cada ano.

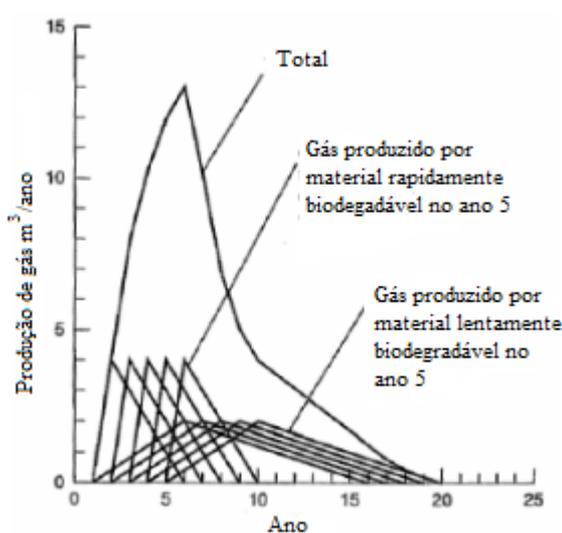


Figura 3.2 Esquema teórico do total de produção pela estimativa triangular. (Adaptado de Lombardi, L. (2009))

Analicamente, a taxa de produção de gás num aterro no modelo triangular pode ser descrita como função de tempo da seguinte forma:

$$Q_{Gás,t,i} = 0, t_i \leq t_{o,i} \quad (3.7)$$

Fase de crescimento:

$$Q_{Gás,t,i} = Q_{Gás,max,i} \frac{t_i - t_{0,i}}{t_{max,i} - t_{0,i}}, t_{0,i} \leq t_i \leq t_{max,i} \quad (3.8)$$

Fase de decaimento:

$$Q_{Gás,t,i} = Q_{Gás,max,i} \frac{t_{max,i} - t_i}{t_{fim,i} - t_{max,i}}, t_{max,i} \leq t_i \leq t_{fim,i} \quad (3.9)$$

$$Q_{Gás,t,i} = 0, t_i \leq t_{fim,i} \quad (3.10)$$

onde, $Q_{Gás,t,i}$ é a taxa de produção de gás no aterro no ano i para os resíduos depositados nesse ano i em $m^3/(\text{ton.ano})$, $t_{max,i}$ é o tempo para o qual a produção de gás no aterro atinge o pico para os resíduos depositados no ano i . Para estimar as emissões de correntes da deposição dos resíduos em todos os anos, as equações anteriores podem ser resolvidas para todos os valores de R_i , fazendo posteriormente o somatório dos resultados:

$$Q_{Gás,t} = \sum_{i=ano\text{inicial}}^t Q_{Gás,t,i} \quad (3.11)$$

3.2.2 Modelo de Scholl Canyon

Segundo Lombardi, L. (2009), o modelo de Scholl Canyon é um modelo que assume a geração de gás de aterro como função cinética de primeira ordem. Este modelo ignora os dois primeiros estágios da actividade das bactérias e é simplesmente baseado na observação de características do crescimento das bactérias no limite do

substrato. Assume-se que para a taxa de produção de gás no aterro, que o pico de produção é após a colocação inicial, após um tempo de defasamento negligenciável – na sua versão original – onde durante as condições anaeróbias estão estabilizadas e decresce exponencialmente (decaimento de primeira ordem) enquanto o conteúdo de resíduos orgânicos é consumido. A taxa de deposição média anual é usada, e o tempo é trabalhado em anos. A equação do modelo toma a seguinte forma:

$$Q_{LFG} = R_i \times L_0 \times (e^{-kc} - e^{-kT}) \quad (3.12)$$

onde $Q_{Gás}$ é a taxa de geração de gás no aterro no tempo T em m^3 / ano , L_0 é o potencial de resíduos com capacidade de geração de gás de aterro em m^3 / t , R_i é a taxa média de aceitação anual de resíduos em t / ano , k é a constante da taxa de geração de gás de aterro em ano^{-1} , c é o tempo após o encerramento do aterro em anos ($c=0$ para aterros activos) e T é o tempo desde de que é iniciada a deposição de resíduos em anos.

Para permitir variações de taxas de aceitação anuais, a derivada da anterior equação em ordem ao tempo pode ser usada para estimar a geração de gás no aterro proveniente dos resíduos depositados no aterro num único ano (R_i). Nesta equação, a variável T é substituída por $t-i$, o que representa o número de anos em que os resíduos estiveram no aterro. A equação resultante vem:

$$Q_{Gás,t,i} = L_0 \times k \times R_i \times e^{-k(t-i)} \quad (3.13)$$

onde $Q_{Gás,t,i}$ é a quantidade de gás de aterro gerada no ano corrente (t) pelos resíduos R_i em m^3 / ano , R_i é a quantidade de resíduos depositados no ano i em ton/ano , i indica o ano da deposição dos resíduos e t o ano corrente.

Em ordem a estimar as decorrentes emissões provenientes dos resíduos depositados em todos os anos, a equação anterior pode ser resolvida para todos os valores de R_i , resultando na Equação (4.14):

$$Q_{Gás} = \sum_{i=ano\,inicial}^t Q_{Gás,t,i} = \sum_{i=ano\,inicial}^t R_i \times L_0 \times k \times e^{-k(t-i)} \quad (3.14)$$

O tempo de atraso durante a estabilização das condições anaeróbias pode também ser incorporado no modelo pela substituição de “t” por “t+tempo de atraso”. O tempo de atraso antes que as condições anaeróbias estabilizem pode variar numa série de duzentos dias a vários anos:

$$Q_{Gás,t,i} = R_i \times L_0 \times k \times e^{-k(t-i-\text{atraso})} \quad (3.15)$$

onde o atraso é o tempo para atingir as condições anaeróbias em anos.

CAPÍTULO 4

Implementação dos modelos numéricos para previsão de produção de biogás em aterros

Neste capítulo vai ser abordado aquele que é o principal objectivo desta dissertação, a modelação numérica. Assim, os modelos implementados no presente trabalho foram: o modelo triangular e o modelo de Scholl e Canyon. Para a modelação utilizou-se o visual C#, a razão pela qual se utilizou esta linguagem é que no C# o desenvolvimento é muito semelhante a aplicação desktop, utilizando recursos do ambiente Windows, além disso a manipulação de dados é interactiva. Por forma a ser compatível com todos os sistemas informáticos, adoptou-se a resolução de 800x600 pixels para o desenvolvimento do software.

O objectivo da implementação dos modelos numéricos é a obtenção de resultados para posterior estudo. Desta forma, vai-se realizar no capítulo 7 casos de estudo para poder-se analisar e validar a implementação que é feita neste presente capítulo.

Para melhor compreensão do modelo apresenta-se de seguida um diagrama de blocos na Figura 4.1.

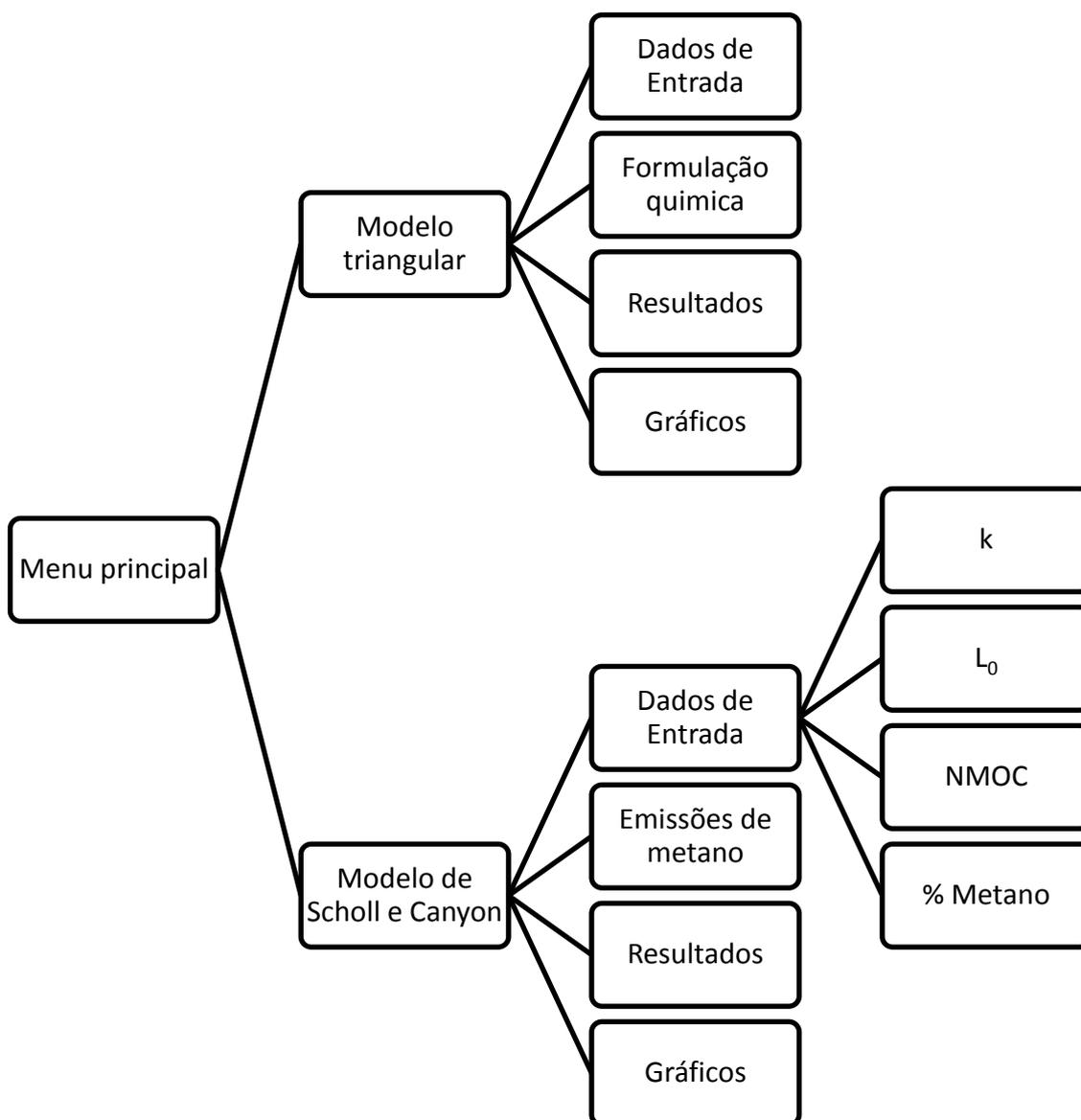


Figura 4.1:Diagrama de blocos do Menu Principal.

O código computacional desenvolvido no presente trabalho contém um menu principal no qual constam os modelos numéricos que foram implementados, são eles o Modelo Triangular e o Modelo de Scholl Canyon. O aspecto do menu principal é o ilustrado na Figura 4.2.



Figura 4.2 Aspecto do Menu Principal.

4.1 Implementação do modelo triangular

Este modelo é constituído por quatro partes, nomeadamente: dados de entrada, formulação química, resultados e gráficos. Constitui também uma quinta aba que diz respeito à informação na qual é baseada o modelo. Assim, e tendo em conta a metodologia triangular, necessitamos da composição elementar dos resíduos em percentagem de massa na base seca bem como o teor de humidade e o peso húmido dos

mesmos. Estes valores são de difícil obtenção, pelo que no programa já apresenta valores estudados por Tchobanoglous et al. (1993) que estimou as percentagens de Carbono, Hidrogénio, Oxigénio, Azoto, Enxofre e Cinzas para os principais constituintes dos resíduos depositados em aterro como o Material Fermentável, Papel e Cartão, Têxteis, Outros e Finos. Para estes mesmos constituintes Tchobanoglous et al. (1993) determinou o teor de humidade para um aterro convencional e o seu peso húmido. Todos estes valores constam na primeira parte do programa referente aos “Dados de Entrada”. Nesta primeira parte é necessária a introdução do ano de abertura do aterro bem como o ano de encerramento (ou caso ainda esteja em funcionamento, o ano corrente). Para cada ano será necessário colocar a quantidade de resíduos depositados (R_i). Na Figura 4.3 podemos observar o aspecto do programa na parte dos “Dados de Entrada”.

The screenshot shows the 'Modelo Triangular' software interface. It has a menu bar with 'Ficheiro', 'Dados de Entrada', 'Formulação Química', 'Resultados', 'Gráficos', and 'Info'. The 'Dados de Entrada' tab is active.

Input fields for 'Ano de abertura do aterro' (2000) and 'Ano de encerramento do aterro' (2003) are present. To the right is a table for annual waste input:

Anos	t/ano
2000	13000
2001	11000
2002	12000
2003	15000

Below this is a table for 'Composição Elemental Percentagem em Massa (Base Seca)':

Componentes	C	H	O	N	S	Cinzas
Material Fermentável	47,9	6,2	37,8	3	0,35	4,75
Papel e Cartão	43,75	5,95	44,3	0,3	0,2	5,5
Têxteis	55	6,6	31,2	4,6	0,15	2,5
Outros	62,5	8	27,15	4,07	0,25	7,17
Finos	26,3	3	2	0,5	0,2	68

At the bottom, there is a table for moisture and weight data:

Componentes	Teor Humidade	Peso Húmido	Peso Seco
Material Fermentável	65	55	19,25
Papel e Cartão	5,5	12	11,34
Têxteis	10	5	4,5
Outros	10,7	2	1,786
Finos	8	8	7,36

Figura 4.3 Modelo Triangular: Dados de Entrada.

De notar que os valores usados não correspondem a nenhuma simulação em concreto, servindo apenas para exemplificar o funcionamento do programa. Note-se também que existe um botão denominado de “Peso Seco”. Após a colocação de todos os

dados, deve premir-se esse botão para que o programa proceda à modelação. O primeiro cálculo realizado corresponde à determinação do peso seco dos resíduos, para tal utiliza a seguinte expressão:

$$\text{Peso Seco} = \text{Peso Humido} \times \frac{100 - \text{Teor Humidade}}{100} \quad (4.1)$$

A segunda parte do programa consiste em obter a formulação química através dos dados de entrada primeiramente introduzidos. O objectivo desta janela é obter uma expressão química do género $C_a H_b O_c N_d$ para $d = 1$. Para tal ser possível, requer-se à composição em $kg / 100kg.RSU$ discriminando aqueles que são considerados os constituintes orgânicos de rápida decomposição e aqueles que são os constituintes orgânicos de lenta decomposição. Assim, para os de rápida decomposição (RB) temos os materiais fermentáveis e o papel e cartão ao passo que nos resíduos de lenta decomposição (LB) temos os têxteis, outros e os finos. Por fim, determina-se a composição molar em g/mol. O aspecto desta parte do programa está ilustrado na Figura 4.4.

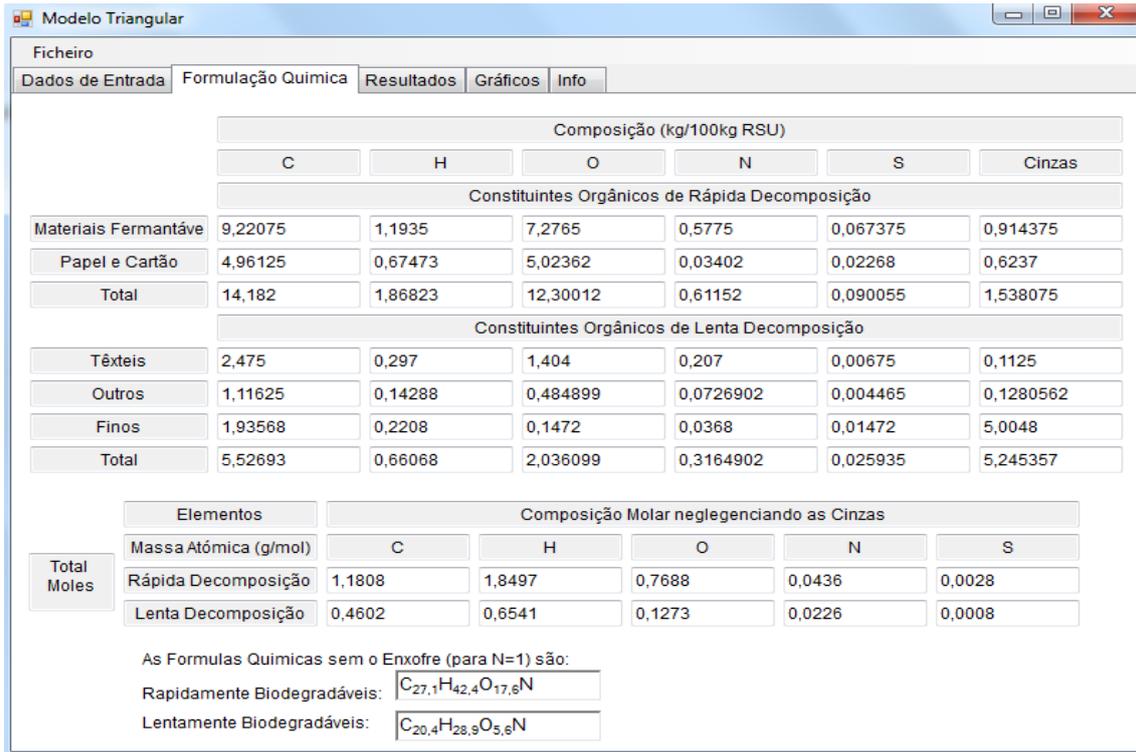


Figura 4.4 Modelo Triangular: Formulação Química.

Uma vez mais, os valores apresentados na Figura 5.3 são apresentados a título exemplificativo. Os resultados são apresentados na terceira secção deste programa, onde são apresentadas as expressões da decomposição de resíduos, quer para os RB, quer para os LB. Para ambos os tipos de resíduos são determinados os volumes de CH_4 e de CO_2 em m^3/ton . As expressões que permitem determinar estes volumes estão expressas nas Equações (4.2) e (4.3) respectivamente.

$$V_{CH_4} = \frac{M_{CH_4} \times M_s}{M_{C_aH_bO_cN} \times \delta CH_4} \quad (4.2)$$

$$V_{CO_2} = \frac{M_{CO_2} \times M_s}{M_{C_aH_bO_cN} \times \delta CO_2} \quad (4.3)$$

onde M_{CH_4} e M_{CO_2} são as massas molares do metano e do dióxido de carbono, respectivamente, M_s é a massa seca dos resíduos, $M_{C_aH_bO_cN}$ é a massa molar dos resíduos e finalmente δCH_4 e δCO_2 é a massa volúmica do metano e do dióxido de

carbono, respectivamente, onde $\delta CH_4 = 0,7176 kg / m^3$ e $\delta CO_2 = 1,978 kg / m^3$.

Neste ponto do programa, já é possível determinar a produção de metano conhecendo todas as variáveis da Equação (3.6). A produção para os diferentes anos é também apresentada nesta secção do programa. Para uma melhor compreensão são apresentados, na Figura 4.5, todos os resultados discriminadamente para os resíduos RB e LB.

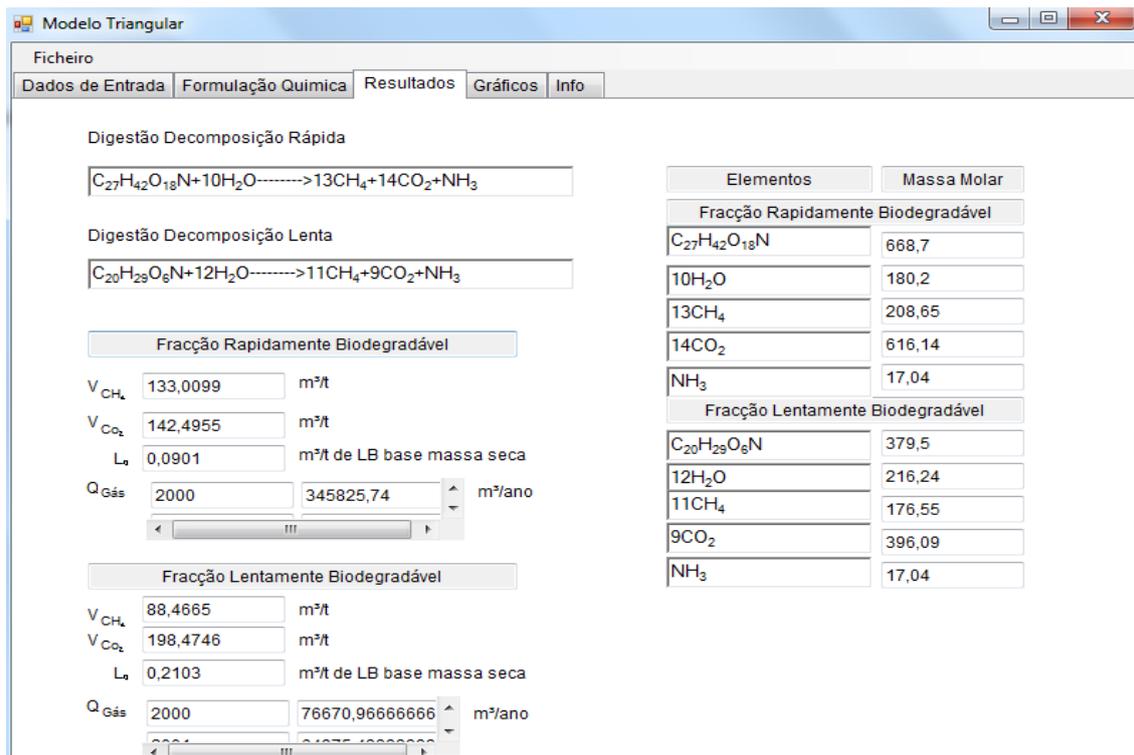


Figura 4.5 Modelo Triangular: Resultados.

Por último, este modelo tem uma aba dedicada à representação gráfica dos resultados. Nesta secção existem três botões, gráficos para resíduos RB, para resíduos LB e para o Total que será a soma destes últimos dois. Existem tantas distribuições triangulares como anos de deposição de resíduos. Deve notar-se neste exemplo que existem quatro anos pelo que vão existir quatro distribuições triangulares para cada tipo de resíduos (ver Figura 4.6).

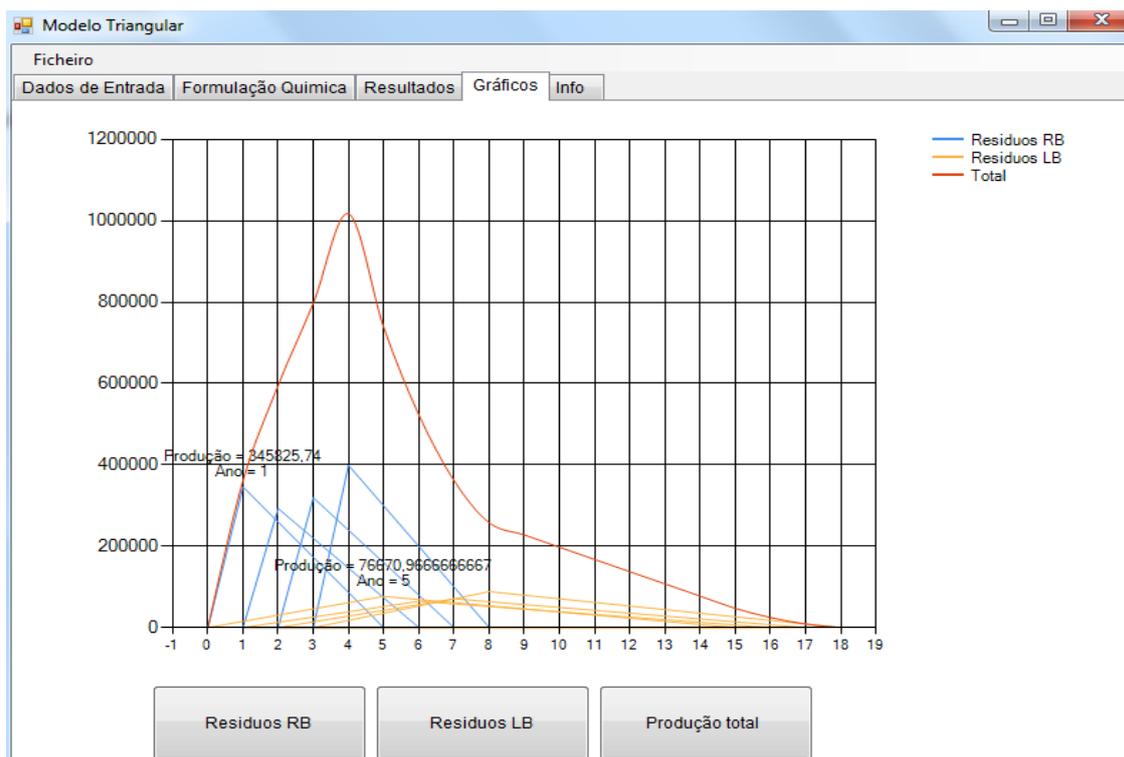


Figura 4.6 Modelo Triangular: Gráficos.

Como pode verificar-se através da Figura 5.5, as representações gráficas têm o aspecto da Figura 4.2 pelo que pode constatar-se facilmente que o modelo segue a metodologia triangular.

4.2 Implementação do modelo de Scholl e Canyon

A Environment Protection Agency (EPA) dos Estados Unidos desenvolveu o LandGEM (Landfill Gás Emissions Model), que é um modelo para quantificar as emissões de gases em aterro, baseada na aplicação do modelo de Scholl Canyon. No presente trabalho, a modelação de Scholl e Canyon é baseada no procedimento desenvolvido pela EPA. Os dados de entrada requeridos para estimar a quantidade de geração de gás no aterro são: o desenho da capacidade do aterro; quantidade de resíduos colocados ou a taxa de aceitação anual; a constante da taxa de geração de gás no aterro k e o potencial de geração de gás no aterro L_0 e o número de anos de aceitação de resíduos. Valores padrão para k e L_0 podem ser usados ou pode especificar-se valores, introduzindo-os manualmente. Representações gráficas e relatórios das emissões de gás estimado podem ser produzidos.

O modelo, no que diz respeito à produção anual de metano pode ser descrito pela a Equação (4.4).

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 kL_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}} \quad (4.4)$$

onde Q_{CH_4} é a produção anual de metano no ano de cálculo em m^3 / ano , i é o incremento de tempo (anos), n é a diferença entre o ano de cálculo e o ano inicial de aceitação de resíduo, j é o incremento de tempo do ano, k é a taxa de produção de metano em ano^{-1} , L_0 é a capacidade do potencial de produção de metano em m^3/ton , M_i é a massa de resíduo colocado no ano em toneladas, e t_{ij} é a secção de idade j da massa de resíduo M_i aceite no ano i .

Tendo em conta o referido, o programa está dividido em quatro partes onde a primeira parte diz respeito à introdução de dados. Os dados requeridos estão acima referidos, o aspecto do programa nesta fase está representado na Figura 4.6. Assim, para que o modelo funcione será necessário saber o ano de iniciação do aterro e o último ano de introdução de resíduos nesse mesmo aterro, para posteriormente o utilizador colocar os resíduos em ton/ano. Na Figura 4.7 apresenta-se o aspecto da primeira parte do

programa em que os valores apresentados, tal como na secção 4.1 são somente para exemplificação.

The screenshot shows the 'Modelo de Scholl Canyon' software interface. It has a menu bar with 'Ficheiro' and a tabbed interface with 'Dados de Entrada', 'Metano', 'Resultados', and 'Gráficos'. The 'Dados de Entrada' tab is active and contains four sections:

- 1: Fornecer dados do aterro**: Two input fields for 'Ano de abertura do aterro' (2000) and 'Ano de encerramento do aterro' (2003).
- 2: Determinar parâmetros do aterro**: A series of dropdown menus and input fields:
 - 'Taxa de Geração de Metano, k (ano⁻¹)': Dropdown set to 'CAA Convencional - 0.05', input field set to '0,05'.
 - 'Capacidade do potencial de geração de metano, L₀ (m³/t)': Dropdown set to 'Especificar Valor', input field set to '185' (highlighted in yellow).
 - 'Concentração dos NMOC (ppmv como hexano)': Dropdown set to 'CAA - 4000', input field set to '4000'.
 - 'Conteúdo de metano (% por volume)': Dropdown set to 'CAA - 50% por volume', input field set to '50'.
- 3: Seleção de gases/poluentes**: Four dropdown menus for 'Gas/Poluente #1' through '#4', with values: 'Total de gás no aterro', 'Metano', 'Dioxido de carbono', and 'NMOC'.
- 4: Colocar a taxa de aceitação de resíduos**: A table with two columns: 'Anos' and 't/ano'.

Anos	t/ano
2000	13000
2001	11000
2002	12000
2003	15000

Figura 4.7 Modelo Scholl e Canyon: Dados de Entrada.

De seguida, o utilizador do programa deve introduzir quatro parâmetros diferentes. O primeiro parâmetro é a taxa de geração de metano no qual existem seis opções diferentes, cinco delas de valores pré-definidos e uma última para especificação manual do valor. Caso o usuário escolha a sexta opção abrir-se-á uma nova janela (Figura 4.8) onde o valor de k é determinado através da metodologia EPA 2E.

Figura 4.8 Modelo de Scholl e Canyon: Determinação de k.

Como anteriormente referenciado neste capítulo, os valores de k e L_0 podem ser determinados dadas as condições específicas do aterro. Assim, para a determinação de k devem ter-se em conta quatro factores, são eles o conteúdo húmido da massa de resíduos, disponibilidade dos nutrientes para os microorganismos que consomem os resíduos transformando-os em metano e dióxido de carbono, o pH da massa dos resíduos e a temperatura da massa de resíduos. Sendo assim, para a determinação de k para um local específico usa-se o método EPA 2E que consiste na resolução Equação(4.5):

$$ke^{-k}A_{avg} - \frac{Q_f}{2L'_0 M_r} = 0 \quad (4.5)$$

onde A_{avg} é a idade média do refugo testado em anos que pode determinar-se através da Equação (4.6):

$$A_{avg} = \sum_{i=1}^N f_i \cdot A_i \quad (4.6)$$

em que A_i é a idade do refugo na primeira fracção em anos e f_i é a fracção do refugo na primeira secção e L'_0 é a produção potencial de metano revisto tendo em conta a quantidade de material não degradável no aterro em m³/ton:

$$L'_0 = f \cdot L_0 \quad (4.7)$$

onde f é a fracção degradável, k é a constante de produção do gás do aterro em ano⁻¹, Q_f é a taxa de fluxo final estabilizado de metano em m³/min e M_r é a massa do refugo degradável afectado pelo poço de teste em toneladas.

O segundo parâmetro é a capacidade do potencial de geração de metano no aterro (L_0), no qual existem também seis opções em que a última é a especificação de um valor manualmente tendo em conta a Equação (4.5).

Para a determinação da capacidade potencial de produção de metano é necessário conhecer-se a composição dos resíduos confinados em aterro (ver Figura 4.9). Este valor torna-se mais expressivo com o aumento do conteúdo de celulose nos resíduos. O método adoptado nesta parte do programa é semelhante ao apresentado por Tchobanoglous et al. (1993) tal como foi feito no modelo triangular.

The screenshot shows a software window titled 'Form3'. It contains two tables for data entry and a button.

Componentes	C	H	O	N	S	Cinzas
Material Fermentável						
Papel e Cartão						
Têxteis						
Outros						
Finos						

Componentes	Teor Humidade	Peso Húmido	Peso Seco
Material Fermentável			
Papel e Cartão			
Têxteis			
Outros			
Finos			

Retomar valor de L0

L0 m3/t

Figura 4.9 Modelo de Scholl e Canyon: Determinação de L_0 .

O terceiro parâmetro a definir é a concentração dos compostos não-metânicos (NMOC) onde existem quatro opções em que a quarta opção é para especificação do valor tendo em conta o método de seguida apresentado (Equação (4.8))

A determinação da concentração de compostos orgânicos não-metânicos (NMOC) no gás é em função do tipo de resíduos do aterro e a extensão das reacções que produzem vários compostos da decomposição anaeróbia dos resíduos. Para um determinado local é recomendado o método EPA 25C. O método utiliza a seguinte Equação (4.8) para o cálculo dos NMOC.

$$C_t = \frac{\frac{P_{tf}}{T_{tf}}}{\frac{P_t}{T_t} - \frac{P_{ti}}{T_{ti}}} \times \frac{1}{\left(1 - \frac{99}{78} C_{N_2}\right) - B_w} \times \sum_{j=1}^r C_{tm}(j) \quad (4.8)$$

onde C_t é a concentração dos NMOC em ppmv, P_{tf} é a pressão da amostra de gás depois da tiragem amostras mas antes da pressurização em mm Hg absolutos, P_{ti} é

pressão da amostra de gás depois da evacuação em mm Hg absolutos, C_{N_2} é o valor medido da concentração de N_2 , r é o total amostras durante as análises e C_{tm} é o valor medido da concentração dos NMOC em ppmv e B_w é o conteúdo de mistura da amostra sendo este determinado através da seguinte razão:

$$B_w = \frac{P_w}{P_b} \quad (4.9)$$

em que P_w é a pressão de vapor de água em mm Hg e P_b é a pressão barométrica em mm Hg (consultar Tabela 25C-1 modelo 25C).

The screenshot shows a software window titled "Form4" with the following elements:

- Input Fields:** Ptf, Ttf, Pti, Tti, Pt, Tt, Pw, Pb, Bw, CN2, "Quantas amostras se fizeram?" (with a sub-field 'j'), and Ctm.
- Buttons:** "Determinar NMOC", "Determinar Ctm", and "Voltar para Dados de Entrada".
- Legend:**
 - Ct é a concentração NMOC em ppmv equivalente a c
 - Ptf é a pressão da amostra de gás depois, da tira de amostras, mas antes da pressurização em mm Hg absoluta
 - Pti é a pressão da amostra de gás depois da evacuação em mm Hg absoluta.
 - CN2 é a concentração medida de N2 em fracção
 - Bw é o conteúdo de mistura da amostra
 - Pw é a pressão de vapor de água em mm Hg
 - Pb é a pressão barométrica em mm Hg (ver Tabela 25C-1-modelo 25C)
 - r é o total de análises de amostras durante as análises
 - Ctm é a concentração medida do NMOC em ppmv equivalente a c

Figura 4.10 Modelo de Scholl e Canyon: Determinação de NMOC.

Por último, define-se a estimativa em percentagem do conteúdo de metano. Pode seleccionar-se um valor de 50% bem como especificar o valor, no entanto ao especificar o valor tem que se ter em conta que este deve estar compreendido entre 40-60%.

Ainda na introdução dos dados é oferecida a possibilidade de escolher quatro gases diferentes que se pretendem estimar a produção. A cada uma dessas quatro opções

são dadas várias hipóteses de gases/poluentes para analisar. Os gases/poluentes com maior relevância são o metano, o dióxido de carbono, os NMOC e o total de gás no aterro. No entanto o programa possibilita a selecção de 51 gases/poluentes.

Após a introdução dos dados de entrada, avança-se no programa para uma nova aba denominada de “Metano”. Nesta parte do programa são obtidos o acumulado de resíduos em cada ano no aterro e determina-se a produção de metano em m³/ano nos distintos anos. Para estimar a quantidade de CH₄ utiliza-se a Expressão (4.4). O total em cada ano corresponde ao metano produzido pela quantidade depositada nesse mesmo ano em conjunto com o metano que foi produzido nos anos anteriores mas com o respectivo decaimento. Na Figura 4.11 ilustra-se o aspecto desta aba onde contém também a Expressão (4.4) para o utilizador se enquadrar com o tipo de modelação com que está a trabalhar.

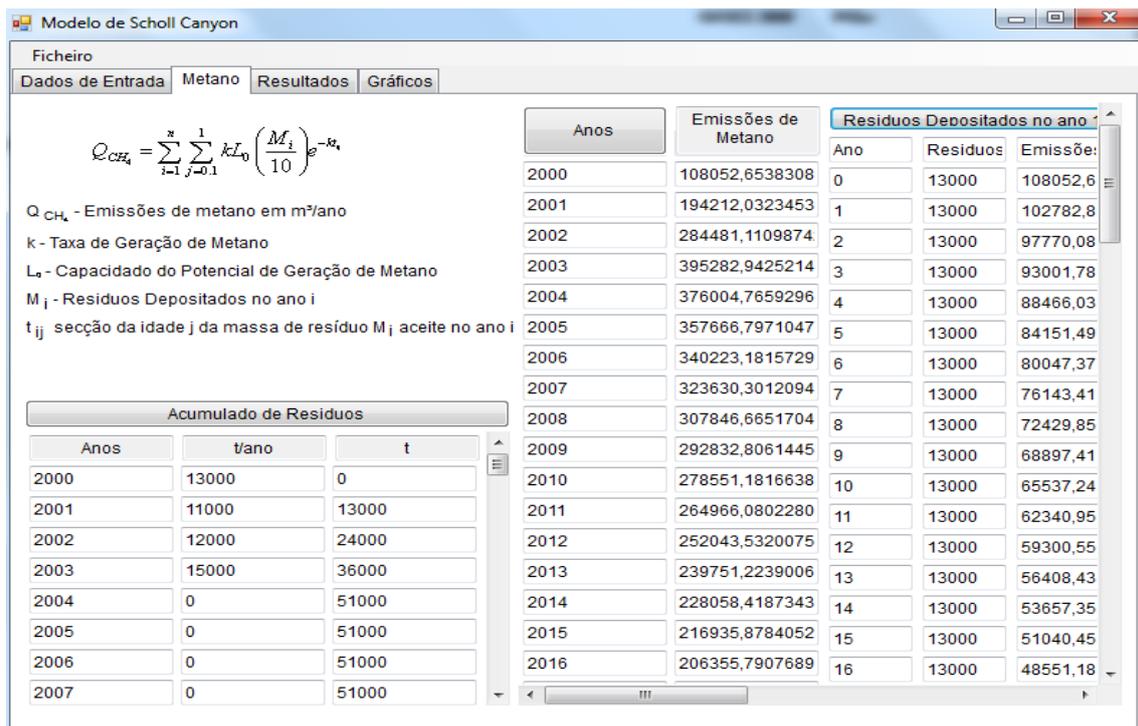


Figura 4.11 Modelo de Scholl e Canyon: Metano.

Deve notar-se que na Figura 4.11 que o espaço temporal de produção de metano é superior ao colocado nos dados de entrada, isto porque se estima, no presente trabalho, que os resíduos num aterro podem gerar metano até n+80 anos, onde n é a diferença entre o ano de encerramento e o ano de abertura do aterro.

De seguida são apresentados os resultados para os Gás/Poluente seleccionados nos dados de entrada. Nos dados de entrada, como referido anteriormente, podem ser seleccionados 51 Gases/Poluentes e para cada existe diferentes propriedades e resultados. Para entender o que o programa faz nesta fase será necessário perceber as condições às quais se estima as emissões e as propriedades do aterro que são assumidas.

Assim, os resultados podem ser apresentados em ton/ano e em m³/ano como se pode verificar na Figura 4.12.

Ano	Total de gás no aterro		Metano		Dioxido de carbono	
	t/ano	m³/ano	t/ano	m³/ano	t/ano	m³/ano
2000	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2001	269,9223979604	216105,3076616	72,08716722088	108052,6538308	197,7902886154	108031,0433000
2002	485,1540024691	388424,0646906	129,5682683916	194212,0323453	355,5049558552	194173,1899388
2003	710,6518991418	568962,2219748	189,7911498873	284481,1109874	520,7424255949	284424,2147652
2004	987,4419177646	790565,8850429	263,7124269221	395282,9425214	723,5650815987	395203,8859329
2005	939,2838071631	752009,5318592	250,8510200948	376004,7659296	688,2763961580	375929,5649764
2006	893,4743953306	715333,5942095	238,6168714802	357666,7971047	654,7087602148	357595,2637453
2007	849,8991348765	680446,3631459	226,9793893343	340223,1815729	622,7782371947	340155,1369366
2008	808,4490649522	647260,6024189	215,9094738900	323630,3012094	592,4049841583	323565,5751492
2009	769,0205387926	615693,3303409	205,3794445926	307846,6651704	563,5130521522	307785,0958374
2010	731,5149645449	585665,6122891	195,3629708841	292832,8061445	536,0301962974	292774,2395833
2011	695,8385587377	557102,3633276	185,8350063628	278551,1816638	509,8876951390	278495,4714275
2012	661,9021117735	529932,1604561	176,7717261546	264966,0802280	485,0201788070	264913,0870120
2013	629,6207648581	504087,0640151	168,1504673380	252043,5320075	461,3654655578	251993,1233011
2014	598,9137978097	479502,4478013	159,9496722755	239751,2239006	438,8644062871	239703,2736559
2015	569,7044272160	456116,8374687	152,1488347077	228058,4187343	417,4607366263	228012,8070506
2016	541,9196144362	433871,7568105	144,7284484774	216935,8784052	397,1009362527	216892,4912295
2017	515,4898829658	412711,5815379	137,6699587541	206355,7907689	377,7340950603	206314,5196108

Figura 4.12 Modelo de Scholl Canyon: Resultados.

Para determinar os resultados será necessário especificar as características do aterro especificadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 Propriedades para a determinação dos resultados.

Propriedade	Valor
Pressão	101,325 kPa
Temperatura	293 K
Constante dos Gases Perfeitos	8,3144 kPa.m ³ /kmol.K

Para a determinação do “Total de Gás no aterro” recorre-se às Expressões (4.10) e (4.11).

$$\text{Total Gás} = Q_{\text{Metano}} \times \frac{MP}{RT} \times \frac{1}{100 \times C_m} \left[\frac{\text{ton}}{\text{ano}} \right] \quad (4.10)$$

$$\text{Total Gás} = Q_{\text{Metano}} \times \frac{1}{100 \times C_m} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{ano}} \right] \quad (4.11)$$

onde M é a massa molar, P é a pressão atmosférica padrão, R é a constante dos gases perfeitos, T é a temperatura ambiente padrão, C_m é o conteúdo de metano em percentagem e Q_{Metano} é a produção de metano determinada pela Expressão (4.4).

Para obter os resultados para a produção de “Metano” são utilizadas as Equações (4.12) e (4.13).

$$\text{Metano} = Q_{\text{Metano}} \times \frac{MP}{RT} \times 1 \left[\frac{\text{ton}}{\text{ano}} \right] \quad (4.12)$$

$$\text{Metano} = Q_{\text{Metano}} \times 1 \left[\frac{\text{m}^3}{\text{ano}} \right] \quad (4.13)$$

Para a obtenção dos resultados de produção de “Dióxido de Carbono” recorre-se às Equações (4.14) e (4.15).

$$\text{Dióxido Carbono} = Q_{\text{Metano}} \times \frac{MP}{RT} \times \left(\frac{1}{100 \times C_m} - 1 \right) \left[\frac{\text{ton}}{\text{ano}} \right] \quad (4.14)$$

$$\text{Dióxido Carbono} = Q_{\text{Metano}} \times \left(\frac{1}{100 \times C_m} - 1 \right) \left[\frac{\text{m}^3}{\text{ano}} \right] \quad (4.15)$$

Para determinar os resultados para os “NMOC” e todos os outros restantes 47 gases/poluentes utilizam-se as Equações (4.16) e (4.17).

$$NMOC = Q_{Metano} \times \frac{MP}{RT} \times \left(\frac{100}{C_m} - \frac{ppmv}{1000000} \right) \left[\frac{t}{ano} \right] \quad (4.16)$$

$$NMOC = Q_{Metano} \times \left(\frac{100}{C_m} - \frac{ppmv}{1000000} \right) \left[\frac{m^3}{ano} \right] \quad (4.17)$$

onde ppmv é a concentração do gás/poluente.

Os 51 gases/poluentes com os respectivos pesos moleculares e concentrações encontram-se na Tabela A1 do anexo A.

Após a obtenção dos resultados, o programa possibilita a visualização dos resultados através de representações gráficas. Apesar de estas não se poderem transferir para futura utilização, possibilita analisar o comportamento das emissões, avaliar a importância do decaimento (k) e perceber-se mais facilmente onde se encontra a fase de crescimento e a fase de decrescimento e em que ano se atinge o pico de produção.

A termo de exemplificação, apresenta-se a Figura 4.13 para ilustrar o referido anteriormente.

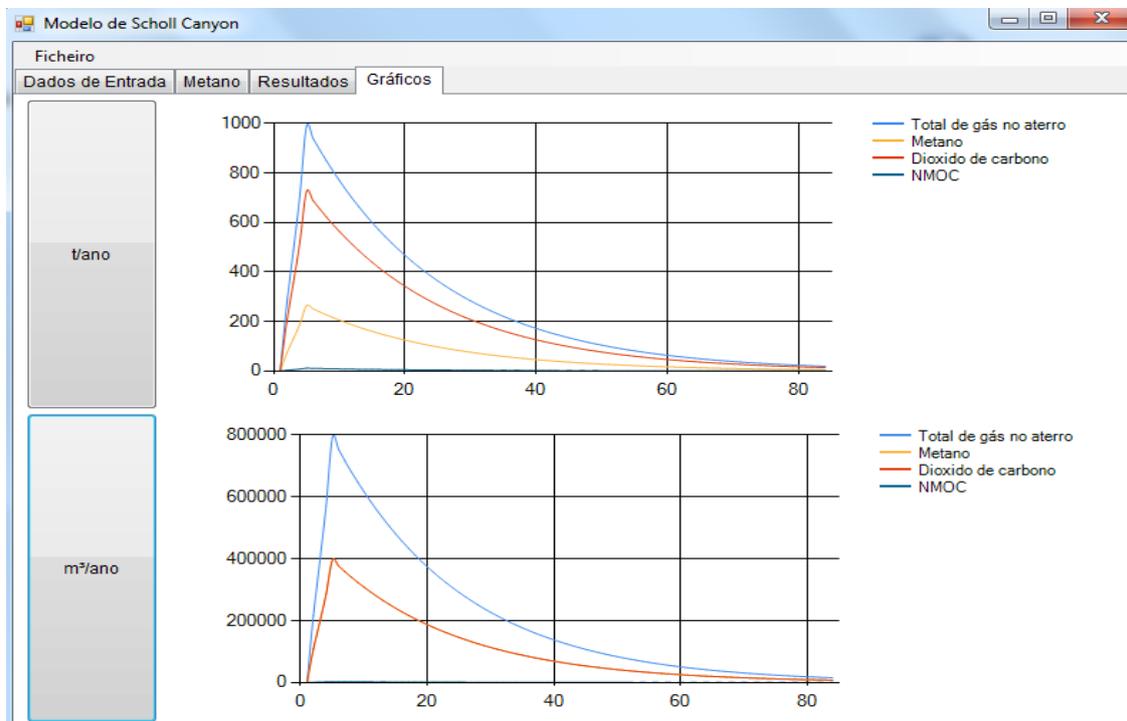


Figura 4.13 Modelo de Scholl e Canyon: Representação gráfica.

CAPÍTULO 5

Casos de estudo

Para uma posterior validação do programa, apresentam-se neste capítulo alguns casos de estudo. São utilizados valores de três aterros diferentes: o aterro de Vila Real, o aterro da BRAVAL e o aterro de TRAJOUCE. O aterro da BRAVAL recolhe resíduos urbanos de Braga, de P. Lanhoso, de V. Minho, de V. Verde, de Amares, de T. Bouro e alguns particulares. Enquanto o aterro de TRAJOUCE recolhe em Oeiras, Sintra, Cascais, Mafra e alguns particulares. O aterro de Vila Real apenas recolhe na zona abrangida pela associação de municípios do Vale do Douro norte, que é de prever que vai apresentar quantidades de resíduos acentuadamente mais baixas, quando comparado com os anteriores.

Os resultados são obtidos para cada aterro duas vezes, uma, utilizando o Modelo Triangular e outra, para o Modelo de Scholl e Canyon. Posteriormente, para termo de comparação entre os modelos, vai simular-se, com os dados dos aterros, às mesmas circunstâncias de potencial de geração de metano (L_0). Por último, serão apresentados os resultados obtidos pelos modelos e comparados à produção de metano real.

5.1 Dados

Antes de proceder à obtenção dos resultados, apresentam-se neste subcapítulo os dados dos respectivos aterros e a quantidade de resíduos depositados em toneladas. De referir, desde já, que para o modelo triangular os dados requeridos, segundo a metodologia apresentada pelo Capítulo 4, são a quantidade de resíduos depositados durante os anos de funcionamento e a composição elementar em percentagem de massa seca, o teor de humidade e o peso seco dos resíduos. Em nenhum dos aterros foram disponibilizados os últimos três dados, dado à inexistência desses mesmos. Assim

adoptou-se a composição proposta por Tchobanoglous et al. (1993) em todos os casos. Na tabela 5.1 apresentam-se os valores utilizados:

Tabela 5.1 Composição elementar em percentagem de massa seca por Tchobanoglous et al. (1993).

Componentes	C	H	O	N	S	Cinzas	Teor de Humidade	Peso Húmido
Material Fermentável	47,9	6,2	37,8	3	0,35	4,75	65	55
Papel e Cartão	43,75	5,95	44,3	0,3	0,2	5,5	5,5	12
Têxteis	55	6,6	31,2	4,6	0,15	2,5	10	5
Outros	62,5	8	27,15	4,07	0,25	7,17	10,7	2
Finos	26,3	3	2	0,5	0,2	68	8	8

A quantidade de resíduos depositados no aterro de Vila Real são descritos na Tabela 5.2. Em Vila Real começaram a depositar-se resíduos em 2003 até à actualidade. No entanto os valores para 2011 e para 2012 são desconhecidos, pelo que foram estimados. Neta mesma tabela pode observar-se os resíduos depositados para o aterro de TRAJOUCE e para o aterro da BRAVAL. Na BRAVAL depositam-se resíduos à mais tempo, desde de 1998.

Tabela 5.2 Quantidade de resíduos depositados em t para três aterros.

Anos	BRAVAL (ton)	TRAJOUCE (ton)	Vila Real (ton)
1998	32858	-	
1999	80330	-	
2000	105148	-	
2001	114722	-	
2002	112047	-	
2003	115912	426260	20520
2004	119825	439883	20463
2005	117416	440151	20486
2006	123843	452281	22006

2007	123318	474257	22316
2008	122881	484690	22160
2009	129017	482053	20954
2010	126175	477826	21069
2011	104172	458646	21000
2012	100000	460000	21000

Tal como em Vila Real, em TRAJOUCE e na BRAVAL os valores para 2012 são estimados, pois como o ano ainda não terminou, estimou-se um valor para obtenção de resultados.

Para a modelação de Scholl e Canyon os dados requeridos, como referido anteriormente, são os resíduos depositados, a capacidade de geração de metano, o potencial de geração de metano, os NMOC e a percentagem estimada de metano. Assim sendo, os resíduos depositados são apresentados na Tabela .2, os outros 4 parâmetros são apresentados nas Tabelas 5.3, 5.4 e 5.5.

Tabela 5.3 Dados de Entrada referentes a Vila Real.

Dado de Entrada	Valor
k	CAA Convencional – 0,05
L ₀	CAA Convencional - 170
NMOC	CAA - 4000
% de metano (volume)	CAA - 50% por volume

Tabela 5.4 Dados de Entrada referentes a TRAJOUCE.

Dado de Entrada	Valor
k	CAA Convencional – 0,05
L ₀	CAA Convencional - 170
NMOC	CAA - 4000
% de metano (volume)	CAA - 50% por volume

Tabela 5.5 Dados de Entrada referentes a BRAVAL.

Dado de Entrada	Valor
k	3,678
L_0	CAA Convencional - 170
NMOC	CAA - 4000
% de metano (volume)	49%

Como se pode observar, os valores das Tabelas 5.3 e 5.4 são idênticos, não havendo possibilidade de conhecimento dos respectivos valores utilizou-se o CAA convencional. No entanto, para a BRAVAL foram fornecidos dados para a determinação de k. Para a determinação deste parâmetro de entrada foram necessários os dados referidos no capítulo anterior deste trabalho. Esses dados estão patentes na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 Dados para a determinação de k para a BRAVAL.

Dado	Valor
Quantas secções tem o aterro?	1
Fracção	1
Idade do Refugo	10
L_0	160
f	0,5
Q_f	8
M_r	863493

Com estes dados fornecidos pela BRAVAL resolveram-se as Equações (4.5), (4.6) e (4.7) obtendo-se os valores de $A_{avg} = 10$, $L'_0 = 80$ e $k = 3,678 \text{ano}^{-1}$. Como futuramente iremos constatar, o valor de k vai influenciar o comportamento da curva na geração de metano.

O valor de 49% de volume em metano foi igualmente fornecido pela BRAVAL.

5.2 Resultados obtidos pelo modelo triangular

Do modelo Triangular, existem dois principais resultados que convém reter, que é a capacidade de geração de metano em m^3/ton e a quantidade de metano produzida em m^3/ano . O primeiro resultado é igual nos três aterros dado que a composição elementar foi considerada igual para os três casos.

Tabela 5.7 Resultados obtidos no modelo triangular

Aterro	RB	LB
Vila Real		
TRAJOUCE	133,01 m^3/ton	88 m^3/ton
BRAVAL		

O outro resultado é a produção de metano em m^3/ano . Este resultado está ilustrado na Figura 5.1. Para uma análise mais detalhada dos resultados consultar a Tabela B1 do Anexo B.

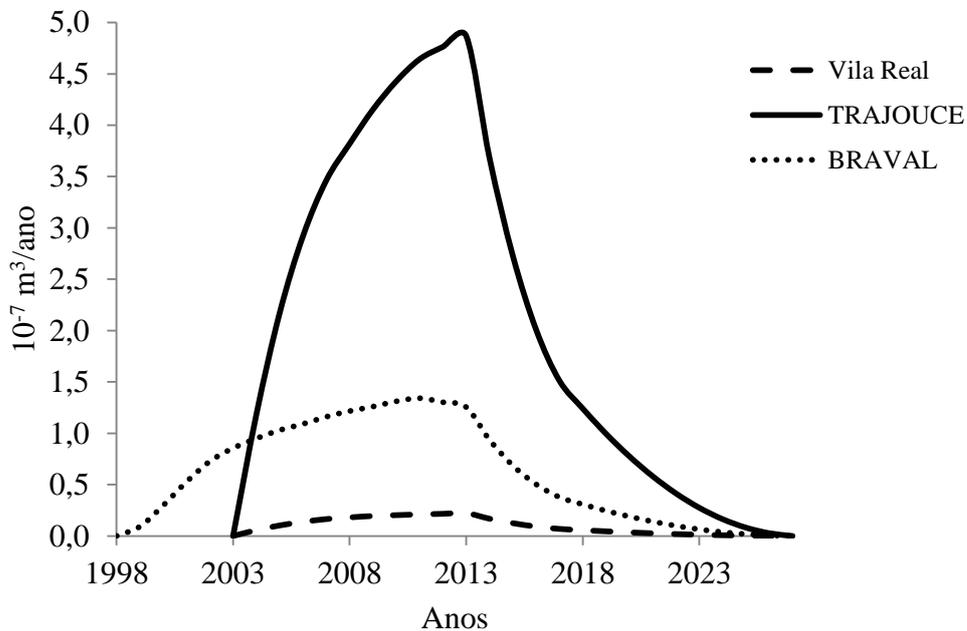


Figura 5.1 Resultados obtidos através do modelo triangular em m^3/ano .

Como é perceptível pela Figura 5.1, o aterro que produz mais metano é o de TRAJOUCE, dado que a quantidade de resíduos depositados é também superior. Para Vila Real temos um pico de produção para meados de 2013, ao passo que para o aterro da BRAVAL este pico é em 2011 e por último, para TRAJOUCE, o pico de produção é em 2013.

Quando analisamos o caso de TRAJOUCE, por exemplo, podemos constatar que os valores rondam os 5×10^7 m³/ano. Como posteriormente iremos analisar, este valor apresenta-se bastante elevado. Mesmo nos outros casos, todos os resultados apresentados pelo modelo triangular apresentam-se muito elevados. Isto deve-se ao facto de este modelo se apresentar bastante incompleto ao nível de parâmetros que influenciam o processo de decomposição dos resíduos.

5.3 Resultados obtidos pelo modelo de Scholl e Canyon

Como referido anteriormente, através do modelo de Scholl e Canyon podem retirar-se quatro resultados diferentes. No entanto vai analisar-se somente a produção de metano em m³/ano. De igual modo, aquando da utilização do modelo triangular, os dados de entrada foram introduzidos, tendo-se obtido os resultados apresentados na Figura 5.2.

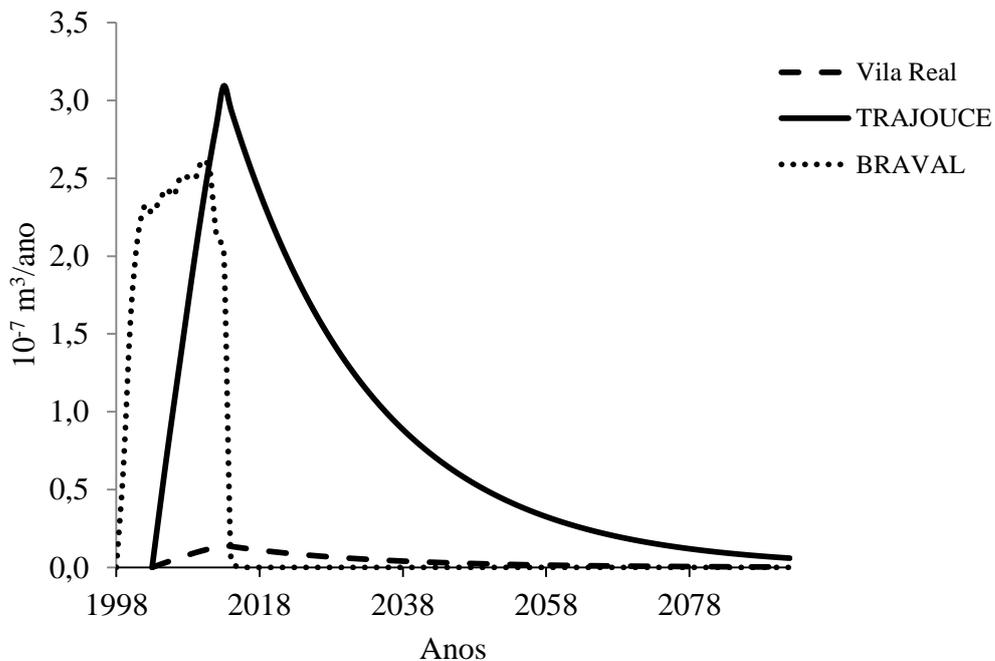


Figura 5.2 Resultados obtidos através do modelo de Scholl e Canyon em m³/ano.

Neste caso os valores apresentam-se relativamente mais baixos devido ao L_0 considerado ser menor. No entanto, quando comparado com o modelo triangular, os valores da BRAVAL aproximam-se mais aos valores da TRAJOUCE. Isto deve-se ao facto de k ser bastante superior aos outros casos, pelo que os resíduos decompõem-se mais rapidamente produzindo uma quantidade idêntica de metano em menos anos, isto porque o refugo está mais maduro. Nesta simulação, os picos de produção são em 2010 para Vila Real e 2013 para os aterros de TRAJOUCE e da BRAVAL.

Em comparação com os valores obtidos pelo Modelo Triangular, os valores nesta simulação são relativamente mais baixos e conseqüentemente mais próximos da realidade como iremos constatar posteriormente neste trabalho. Sendo a quantidade de resíduos igual em ambas as simulações o que varia é o L_0 , factor de elevada importância e que deve ser analisado de forma minuciosa.

5.4 Comparação dos dois modelos

Para perceber as diferenças de valores e comportamentos entre os dois modelos, vamos compará-los. Para tal, igualamos o L_0 no Modelo de Scholl e Canyon a 221, valor correspondente à soma dos resultados apresentados na Tabela 6.7. Assim, foi possível obter os resultados representados nas Figuras 5.3, 5.4 e 5.5.

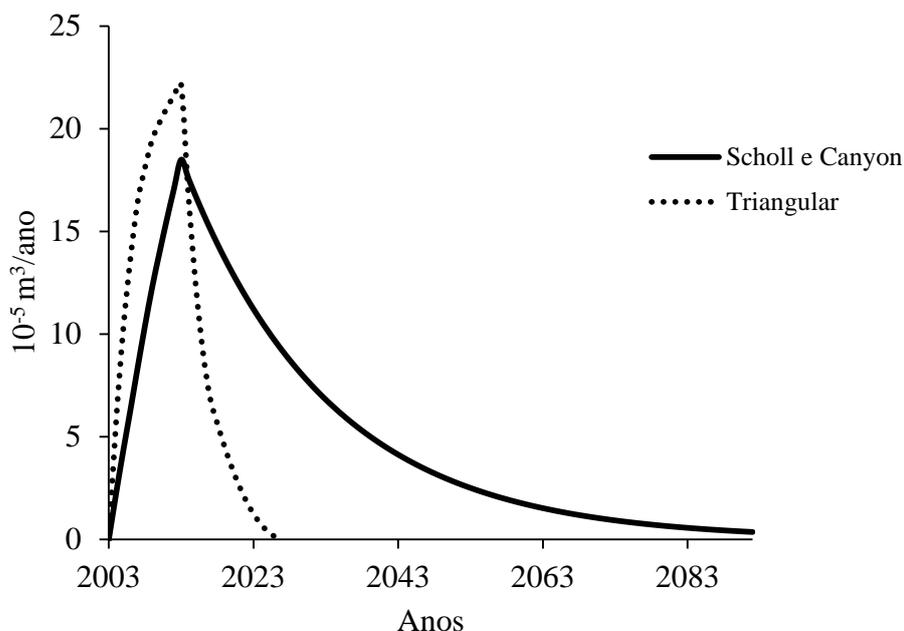


Figura 5.3 Comparação dos valores obtidos pelos modelos Triangular e Scholl e Canyon - Vila Real.

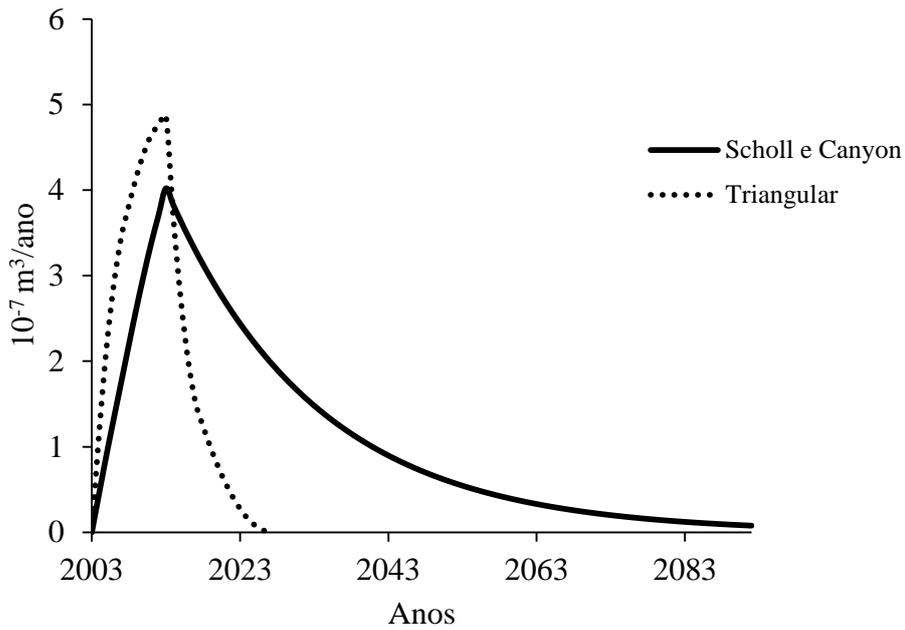


Figura 5.4 Comparação dos valores obtidos pelos modelos Triangular e Scholl e Canyon – TRAJOUCE.

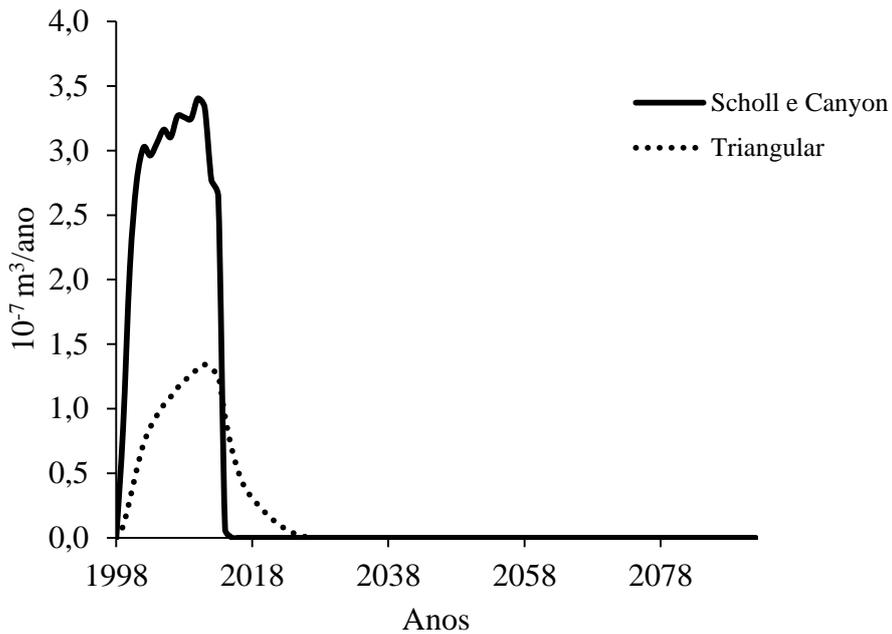


Figura 5.5 Comparação dos valores obtidos pelos modelos Triangular e Scholl e Canyon - BRAVAL.

Como é possível verificar pela análise das Figuras 5.3 e 5.4, o modelo triangular apresenta quase sempre valores superiores. No entanto, nas simulações para a BRAVAL tal não se verifica.

O modelo triangular é uma variação do modelo de decaimento de primeira ordem, tal como o modelo de Scholl e Canyon. No entanto, neste último é possível definir a taxa de produção de metano (k) o que não acontece no triangular que assumo este valor como sendo nulo. Ou seja, como nos dois primeiros casos o k é pequeno, aproximando-se mais de zero, a diferença entre os dois modelos não é substancial. No aterro da BRAVAL como k é igual a 3,7, a diferença é consideravelmente grande, sendo que o modelo triangular apresenta cerca de metade da geração de metano que no modelo Scholl e Canyon.

Com isto podemos também concluir que o modelo de Scholl e Canyon é mais completo podendo ser manipuladas mais variáveis. Este modelo estima a produção de metano para mais anos e tem em conta um factor importante que é a percentagem de metano por volume. Contudo, o modelo Triangular também traz uma vantagem em relação ao modelo de Scholl e Canyon que é a possibilidade de análise do comportamento dos resíduos de forma discriminada como sendo Rapidamente Biodegradáveis ou Lentamente Biodegradáveis, sendo ainda possível observar a relevância que estes têm para a produção de metano.

5.5 Discussão de resultados

Os resultados apresentados na secção anterior são relativamente elevados quando comparados com a realidade. Em nenhum dos aterros a quantidade de metano em m^3 /ano é registada. Contudo existe um dado que é o valor do caudal em m^3/h médio anual. Este dado não foi encontrado para Vila Real. Fazendo uma aproximação de que a produção é contínua ao longo do ano extrapolaram-se os valores do caudal para a produção média anual em m^3 /ano.

Assim, na Tabela 5.8 estão apresentados os valores correspondentes a uma produção média anual de metano em m^3 /ano. Para a BRAVAL apenas temos valores correspondentes ao ano de 2011 ao passo que em TRAJOUCE temos dados para 2011 e 2012. Dado que estes aterros apenas começaram o aproveitamento energético através dos resíduos a partir de 2010, o metano foi contabilizado em 2011.

Tabela 5.8 Produção média anual de metano para BRAVAL e TRAJOUCE.

Produção média	2011		2012	
	m ³ /h	m ³ /ano	m ³ /h	m ³ /ano
BRAVAL	220	1927200	-	-
TRAJOUCE	365	3197400	209	1830840

Com os dados das Tabelas B1 e B2 do Anexo B podemos comparar os valores obtidos pelos dois modelos com os valores reais. Desta forma é possível obter os valores representados na Tabela 5.9, apresentando-se também a diferença relativa obtido pela Expressão (5.1) representada na Equação 6.1.

$$\text{Diferença relativa(\%)} = \frac{\text{valor modelado} - \text{valor real}}{\text{valor modelado}} \times 100 \quad (4.18)$$

Tabela 5.9 Resultados reais e modelados com respectivo erro.

BRAVAL					
Ano	Real (m ³ /ano)	Triangular (m ³ /ano)	Diferença relativa(%)	Scholl e C. (m ³ /ano)	Diferença relativa(%)
2011	1927200	13416296,73	85	25650364,9	92
TRAJOUCE					
2011	3197400	46422340,22	93	25953178,75	87
2012	1830840	47629277,74	96	28499574,78	93

Como se pode verificar pela análise da Tabela 5.9, os valores modelados diferem em muito dos valores reais. Podemos assumir várias explicações para este facto. Como referenciados nos capítulos iniciais do presente trabalho. Demora cerca de 10 anos para que o processo anaeróbio se instale e estabilize num aterro. Nestes aterros a produção de metano apenas se iniciou em 2010, pelo que a preocupação de criar condições anaeróbias ideais para uma maximização da produção de metano apenas é feita recentemente.

Outras razões que podemos assumir é que o valor assumido para L_0 não é

satisfatório, ou seja, a capacidade de geração de metano nos aterros é muito inferior à que se utilizou para a modelação isto porque, no caso do triangular, a composição elementar utilizada é empírica não correspondendo desta forma aos aterros em questão e no caso do modelo de Scholl e Canyon, a utilização de valores padrão pode também não corresponder à realidade.

Outros factores relacionados a uma incoerência tão grande é o facto de que além do processo de geração de metano não ser maduro, os poços em que são depositados os resíduos podem não estar nas condições perfeitas para que os microorganismos se desenvolvam despromovendo a metanogénese. Outra razão pode estar relacionada com o tipo de aterro, pois, na altura em que estes foram construídos provavelmente seriam aeróbios tendo havido a necessidade de adaptação.

Aliados a todos estes factores, nem todos os resíduos depositados no aterro podem estar a produzir metano, ou seja, de toda a quantidade depositada apenas uma fracção se pode considerar biodegradável. Por exemplo, se a capacidade de geração de metano padrão for de $L_0 = 170$, e a fracção biodegradável for apenas de 50%, o valor de L_0 a considerar tem de ser 85. Como este dado não nos foi fornecido, considerou-se que todos os resíduos eram biodegradáveis.

Como o presente trabalho é dedicado à modelação, não se realizou trabalho experimental que permitisse uma exacta abordagem aos modelos. No entanto, facilmente se pode constatar acerca do bom funcionamento dos modelos implementados.

CAPÍTULO 6

Conclusões e trabalho futuro

Para finalizar o presente trabalho são realizadas algumas conclusões referentes ao trabalho apresentado e são feitas propostas para trabalho futuro de forma a desenvolver o tema da modelação numérica para a produção de biogás.

6.1 Conclusões

O processo de decomposição de resíduos em aterros para o aproveitamento energético é necessário e adequado ambientalmente. Como foi visto, este processo é composto por cinco estágios que permitem a produção de metano. No entanto, para que estes estágios ocorram da melhor forma, o aterro necessita de ter condições favoráveis como a maturidade dos resíduos, a temperatura, a pressão e o teor de humidade adequado, entre muitos outros.

Como foi possível verificar, os modelos de decaimento de primeira ordem são os mais importantes para análise dado que têm em conta o factor de idade e a quantidade de resíduos depositados. Estes modelos implementados em visual C# possibilitam ao utilizador uma estimativa da produção de metano em m^3 /ano de um aterro. Analisando três casos de estudo podemos concluir que ambos os modelos apresentam resultados algo semelhantes. No entanto o modelo triangular revelou-se menos flexível que o modelo de Scholl e Canyon.

Podemos então concluir, de uma forma geral, que o modelo de Scholl e Canyon é mais completo que o Modelo Triangular. Este primeiro tem em conta mais factores como a taxa de geração de metano (k) e possibilita a análise de mais gases/poluentes. No entanto, em condições em que k se aproxima de 0 e a capacidade de geração de metano são iguais os modelos produzem resultados semelhantes.

Como foi analisado, os resultados obtidos através dos modelos podem variar

quando comparados com a realidade. Conclui-se, desta maneira, que os valores considerados para a modelação não são apropriados, ou seja, parâmetros que foram seleccionados nos dados de entrada dos modelos apresentam-se pouco adequados o que influencia a obtenção dos resultados. Contudo, os valores apresentados são justificáveis pelas diferentes condições acima referidas tais como temperatura, pressão, mistura, necessidade nutricional, a presença de inibidores, entre outros. De referir que na modelação é considerado que a produção de metano é máxima estando em condições quase ideais.

Por último, e em jeito de conclusão deste trabalho, podemos afirmar que os modelos foram implementados de forma correcta e que o trabalho é relevante, podendo este ser utilizado futuramente para a previsão da produção de gases de interesse económico e ambiental. Para uma rigorosa análise seria necessário realizar um trabalho exaustivo de medições nos aterros como forma de obter adequados dados de entrada. Porém, como se trata de algo relativamente recente ainda não há essa preocupação, sendo que a única análise que os aterros realizam é a percentagem de metano que é extraída e o caudal de gás que está a ser produzido. Não obstante, caso fossem realizadas medições para um melhoramento da produção de metano de forma a maximizar todos os parâmetros tornar-se-ia mais rentável esta produção de biogás através dos resíduos sólidos urbanos.

6.2 Trabalho futuro

De forma a desenvolver este trabalho, pretende-se aplicar estes modelos com dados recolhidos por medições experimentais em aterros de forma a obter resultados mais precisos.

Pretende-se também uma expansão do programa, podendo ser adicionados mais modelos que estimem as emissões de gases em aterros que contemplem outros factores não utilizados pelo modelo triangular e pelo modelo de Scholl e Canyon.

BIBLIOGRAFIA

Augenstein D, Pacey J. Modelling landfill gas generation, Sardinia 91. 3rd International Landfill Gas Symposium, 14–18 October 1991, Sardinia, Italy; 1991.

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

Barlaz, M. A., Ham, R. K. & Schaefer, D. M. (1990). Methane production from municipal refuse - a review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical Reviews in Environmental Control*, 19(6), 557-584.

Bingemer, H.G., Crutzen, P.J., 1987. The production of methane from solid wastes. *J. Geophys. Res.* 92, 2181e2187.

Chaiampo, F., Conti, R. & Cometto, D. (1996). Morphological characterization of MSW landfills, *Resources, Conservation and Recycling*, 17, 37–45.

Chakraborty, M., Sharma, C., Pandey, J., Singh, N., Gupta, P. K. (2011). Methane emission estimation from landfills in Delhi: A comparative assessment of different methodologies. *Atmospheric Environment*.

Christensen, T. H. & Kjeldsen, P. (1989). Basic biochemical process in landfills. *Sanitary landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Eds. Christensen, T.H., Cossu, R. and Stegmann, R., Academic press, London UK, 29-49.

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.

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

Filho, L. F. B. (2005). Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.

Ham, R. K. & M. A. Barlaz, (1989). Measurement and prediction of landfill gas quality and quantity, in sanitary landfilling: process technology and environmental impact, Christensen, T.H., R. Cossu and R. Stegmann, Eds., Academic Press, Orlando, FL: 155.

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

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

Kumar, S., Mondal, A.N., Gaikwad, S.A., Devotta, S., Singh, R.N., 2004b. Qualitative assessment of methane emission inventory from municipal solid waste disposal sites: a case study. Atmos. Environ. 38, 4921e4929.

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

Lombardi, L. (2009). Landfill Gas: Generation Models and Energy Recovery. Università degli Studi di Firenze, Italy.

McBean E. A., Rovers F. A. & Farquhar, G. J. (1995). Solid waste landfill engineering and design. Prentice-Hall, New Jersey.

McCarty, P. L. (1964). Anaerobic waste treatment fundamentals. Parts 1, 2, 3 and 4. Public works, 95 (9), 107-12, (10), 123-6, (11), 91-4, (12), 95-9. Cited in Christensen et al., (1989).

Mor S, De Visscher A, Ravindra K, Dahiya RP, Chandra A, Van Cleemput (2006). O. Induction of enhanced methane oxidation in compost: temperature and moisture response. Waste Manage 2006.

Oonk H, Weenk A, Coops O, Luning L. Validation of landfill gas formation models; EWAB 9427. Utrecht, The Netherlands: NOVEM; 1994.

Popov V, Power H. Landfill emission of gases into the atmosphere. Computational Mechanics Publications, WIT Press, Southampton, UK, 1999.

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

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

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

Warith, M. A. (2003). Solid waste management: New trends in landfill design. Emirates Journal of Engineering Research, 8(1), 61-70.

Waste Management Paper 26. (1986). Landfilling Wastes. HMSO, London.

Anexo A

Tabela A.1 Gases/Poluentes.

	Composto	Concentração (ppmv)	Peso Molecular
Gases	Total de gás no aterro	-	30,03
	Metano	-	16,04
	Dióxido de carbono	-	44,01
	NMOC	4000	86,18
Poluentes	1,1,1 - Tricloretoetano (metil cloroformio) - HAP	0,48	133,41
	1,1,2,2 - Tetracloretoetano - HAP/VOC	1,1	167,85
	1,1 - Dicloretoetano (etilideno diclorídico) - HAP/VOC	2,4	98,97
	1,1 - Dicloretoetano (vinidileno clorídico) - HAP/VOC	0,2	96,94
	1,2 - Dicloretoetano (etileno diclorídico) - HAP/VOC	0,41	98,96
	1,2 - Dicloropropano (propileno diclorídico) - HAP/VOC	0,18	112,99
	2- Propanol (isopropil álcool) - VOC	50	60,11
	Acetona	7,0	58,08
	Acrilonitrila - HAP/VOC	6,3	53,06
	Benzeno - Não ou desconhecida co-desposição - HAP/VOC	1,9	78,11
	Benzeno - Co-desposição - HAP/VOC	11	78,11
	Bromodiclorometano - VOC	3,1	163,83
	Butano - VOC	5,0	58,12
	Dissulfeto de carbono - HAP/VOC	0,58	76,13
	Monóxido de carbono	140	28,01
	Tetraclorídico de carbono - HAP/VOC	4,0E ⁻³	153,84
Sulfeto de carbonila - HAP/VOC	0,49	60,07	

Poluentes	Clorobenzeno - HAP/VOC	0,25	112,56
	Clorodifluormetano	1,3	86,47
	Clorometano (etileno clorídico) - HAP/VOC	1,3	64,52
	Cloroformio - HAP/VOC	0,03	119,39
	Clorometano - VOC	1,2	50,49
	Diclorobenzeno - (HAP para para-iso/VOC)	0,21	147
	Dicloridodifluormetano	16	120,91
	Dicloridodifluormetano - VOC	2,6	102,92
	Diclorometano (metileno clorídico) - HAP	14	84,94
	Sulfureto dimetil (sulfureto metil) - VOC	7,8	62,13
	Etano	890	30,07
	Etanol - VOC	27	46,08
	Etil mercaptano (etanotiol) - VOC	2,3	62,13
	Etilbenzeno - HAP/VOC	4,6	106,16
	Etileno dibrometo - HAP/VOC	1,0E ⁻³	187,88
	Fluortriclorometano - VOC	0,76	137,38
	Hexano - HAP/VOC	6,6	86,16
	Sulfureto de hidrogénio	36	64,08
	Mercúrio (total) - HAP	2,9E ⁻⁴	200,61
	Metilo etilo cetona - HAP/VOC	7,1	72,1
	Metilo isobutilo cetona -HAP/VOC	1,9	100,16
	Metilo mercaptano - VOC	2,5	48,11
	Pentano - VOC	3,3	72,15
	Percloroetileno (tetracloroetileno) - HAP	3,7	165,83
	Propano - VOC	11	44,09
	t-1,2-Dicloroetileno - VOC	2,8	96,94
	Tolueno - Não ou desconhecida co-desposição - HAP/VOC	39	92,13
	Tolueno - Co-desposição - HAP/VOC	170	92,13
	Tricloretoetileno (tricloretoetano) - HAP/VOC	2,8	134,40
	Vinil clorídico - HAP/VOC	7,3	62,50
Xilenos - HAP/VOC	12	106,16	

Anexo B**Tabela B.1 Simulação do Modelo Scholl e Canyon.**

Anos	Vila Real (m³/ano)	TRAJOUCE (m³/ano)	BRAVAL (m³/ano)
1998	-	-	0
1999	-	-	6507580,682
2000	-	-	16073826,54
2001	-	-	21230652,33
2002	-	-	23257026,1
2003	0	0	22778410,8
2004	170556,9582	3542963,402	23531793,71
2005	332321,9861	7026365,309	24325795,25
2006	486388,8105	10342107,25	23868740,1
2007	645575,556	13596959,98	25130075,77
2008	799575,3125	16875730,53	25057951,68
2009	944767,7805	20081309,96	24969581,73
2010	1072855,167	23108633,37	26182594,94
2011	1195651,508	25953178,75	25650364,9
2012	1311885,49	28499574,78	21279194,11
2013	1422450,674	30933035,71	20342535,74
2014	1353076,936	29424413,76	513718,2547
2015	1287086,596	27989368,17	12973,13415
2016	1224314,642	26624310,57	327,6157858
2017	1164604,112	25325827,62	8,273413492
2018	1107805,699	24090672,44	0,208931846
2019	1053777,378	22915756,48	0,00527624
2020	1002384,048	21798141,85	0,000133243
2021	953497,2015	20735033,92	3,36E-06
2022	906994,5943	19723774,39	8,50E-08
2023	862759,946	18761834,56	2,15E-09
2024	820682,6469	17846809,09	5,42E-11
2025	780657,4819	16976409,94	1,37E-12
2026	742584,3672	16148460,66	3,46E-14
2027	706368,1003	15360890,94	8,73E-16
2028	671918,1215	14611731,45	2,20E-17
2029	639148,288	13899108,89	5,57E-19
2030	607976,6582	13221241,35	1,41E-20
2031	578325,2867	12576433,8	3,55E-22
2032	550120,0296	11963073,89	8,96E-24
2033	523290,3592	11379627,89	2,26E-25
2034	497769,1872	10824636,89	5,72E-27
2035	473492,6975	10296713,12	1,44E-28
2036	450400,1861	9794536,496	3,65E-30

2037	428433,9099	9316851,314	9,21E-32
2038	407538,9415	8862463,113	2,32E-33
2039	387663,0328	8430235,687	5,87E-35
2040	368756,4836	8019088,241	1,48E-36
2041	350772,0177	7627992,693	3,74E-38
2042	333664,6645	7255971,099	9,46E-40
2043	317391,6468	6902093,213	2,39E-41
2044	301912,2735	6565474,155	6,03E-43
2045	287187,8382	6245272,202	1,52E-44
2046	273181,522	5940686,682	3,85E-46
2047	259858,302	5650955,974	9,71E-48
2048	247184,8631	5375355,599	2,45E-49
2049	235129,515	5113196,413	6,19E-51
2050	223662,1133	4863822,881	1,56E-52
2051	212753,9833	4626611,44	3,95E-54
2052	202377,8491	4400968,938	9,97E-56
2053	192507,7649	4186331,15	2,52E-57
2054	183119,0504	3982161,37	6,36E-59
2055	174188,229	3787949,069	1,61E-60
2056	165692,9688	3603208,613	4,06E-62
2057	157612,0273	3427478,055	1,02E-63
2058	149925,1981	3260317,978	2,59E-65
2059	142613,2599	3101310,394	6,53E-67
2060	135657,9291	2950057,701	1,65E-68
2061	129041,8138	2806181,689	4,17E-70
2062	122748,3703	2669322,593	1,05E-71
2063	116761,8617	2539138,194	2,66E-73
2064	111067,3185	2415302,963	6,71E-75
2065	105650,5014	2297507,247	1,69E-76
2066	100497,8657	2185456,497	4,28E-78
2067	95596,52692	2078870,526	1,08E-79
2068	90934,22929	1977482,814	2,73E-81
2069	86499,31459	1881039,839	6,89E-83
2070	82280,69324	1789300,443	1,74E-84
2071	78267,81648	1702035,231	4,40E-86
2072	74450,65002	1619025,993	1,11E-87
2073	70819,64898	1540065,164	2,80E-89
2074	67365,73394	1464955,3	7,08E-91
2075	64080,26833	1393508,587	1,79E-92
2076	60955,03676	1325546,371	4,51E-94
2077	57982,22454	1260898,711	1,14E-95
2078	55154,39808	1199403,956	2,88E-97
2079	52464,48634	1140908,334	7,27E-99

2080	49905,76315	1085265,578	1,84E-100
2081	47471,83036	1032336,552	4,64E-102
2082	45156,60188	981988,9038	1,17E-103
2083	42954,28841	934096,7399	2,96E-105
2084	40859,38305	888540,3043	7,47E-107
2085	38866,64742	845205,6823	1,89E-108
2086	36971,09866	803984,5148	4,76E-110
2087	35167,9969	764773,7273	1,20E-111
2088	33452,83345	727475,2725	3,04E-113
2089	31821,31951	691995,8848	7,67E-115
2090	30269,37545	658246,8472	1,94E-116
2091	28793,12059	626143,7697	4,89E-118
2092	27388,86353	595606,3777	1,24E-119

Tabela B.2 Simulação do Modelo Triangular.

Anos	Vila Real (m³/ano)	TRAJOUCE (m³/ano)	BRAVAL (m³/ano)
1998	-	-	0
1999	-	-	912845,6223
2000	-	-	2964771,994
2001	-	-	5266699,715
2002	-	-	7259349,263
2003	0	0	8550045,838
2004	570077,064	11842156,4	9495500,759
2005	1026306,858	21730737,03	10307621,01
2006	1371223,747	29220188,88	10910504,71
2007	1646290,856	34638590,29	11609541,24
2008	1809576,699	38193115,7	12163374,53
2009	1946600,593	41523498,86	12596187,31
2010	2028767,171	44276052,9	13112078,39
2011	2099486,059	46422340,22	13416296,73
2012	2160435,669	47629277,74	13023440,06
2013	2215423,581	48679532,62	12546695,39
2014	1680276,135	36799500,85	9363884,548
2015	1247408,621	27272449,32	6858203,727
2016	917382,3716	20077745,34	5030417,737
2017	689860,5874	15121768,16	3778772,825
2018	564843,2683	12411126,88	3081327,12
2019	451928,1664	9951883,806	2452243,608
2020	351081,6644	7752073,458	1893830,085
2021	262317,3271	5811853,9	1404665,779
2022	186531,6153	4138379,122	988541,1847
2023	123907,3595	2744610,056	645146,6695
2024	74352,55459	1636699,844	374224,5008
2025	37155,93	813093,2424	179393,5483
2026	12385,31	271297,2667	58977,66667
2027	0	0	0

Tabela B.3 Simulação Scholl e Canyon para comparação.

Scholl e Canyon			
Anos	Vila Real (m³/ano)	TRAJOUCE (m³/ano)	BRAVAL (m³/ano)
1998	-	-	0
1999	-	-	8459855
2000	-	-	20895975
2001	-	-	27599848
2002	-	-	30234134
2003	0	0	29611934
2004	221724	4605852	30591332
2005	432018,6	9134275	31623534
2006	632305,5	13444739	31029362
2007	839248,2	17676048	32669099
2008	1039448	21938450	32575337
2009	1228198	26105703	32460456
2010	1394712	30041223	34037373
2011	1554347	33739132	33345474
2012	1705451	37049447	27662952
2013	1849186	40212946	26445296
2014	1759000	38251738	667833,7
2015	1673213	36386179	16865,07
2016	1591609	34611604	425,9005
2017	1513985	32923576	10,75544
2018	1440147	31317874	0,271611
2019	1369911	29790483	0,006859
2020	1303099	28337584	0,000173
2021	1239546	26955544	4,37E-06
2022	1179093	25640907	1,10E-07
2023	1121588	24390385	2,79E-09
2024	1066887	23200852	7,04E-11
2025	1014855	22069333	1,78E-12
2026	965359,7	20992999	4,49E-14
2027	918278,5	19969158	1,13E-15
2028	873493,6	18995251	2,87E-17
2029	830892,8	18068842	7,24E-19
2030	790369,7	17187614	1,83E-20
2031	751822,9	16349364	4,61E-22
2032	715156	15551996	1,17E-23
2033	680277,5	14793516	2,94E-25
2034	647099,9	14072028	7,43E-27
2035	615540,5	13385727	1,88E-28
2036	585520,2	12732897	4,74E-30
2037	556964,1	12111907	1,20E-31
2038	529800,6	11521202	3,02E-33

2039	503961,9	10959306	7,63E-35
2040	479383,4	10424815	1,93E-36
2041	456003,6	9916391	4,87E-38
2042	433764,1	9432762	1,23E-39
2043	412609,1	8972721	3,10E-41
2044	392486	8535116	7,84E-43
2045	373344,2	8118854	1,98E-44
2046	355136	7722893	5,00E-46
2047	337815,8	7346243	1,26E-47
2048	321340,3	6987962	3,19E-49
2049	305668,4	6647155	8,05E-51
2050	290760,7	6322970	2,03E-52
2051	276580,2	6014595	5,13E-54
2052	263091,2	5721260	1,30E-55
2053	250260,1	5442230	3,27E-57
2054	238054,8	5176810	8,27E-59
2055	226444,7	4924334	2,09E-60
2056	215400,9	4684171	5,27E-62
2057	204895,6	4455721	1,33E-63
2058	194902,8	4238413	3,36E-65
2059	185397,2	4031704	8,49E-67
2060	176355,3	3835075	2,14E-68
2061	167754,4	3648036	5,42E-70
2062	159572,9	3470119	1,37E-71
2063	151790,4	3300880	3,45E-73
2064	144387,5	3139894	8,72E-75
2065	137345,7	2986759	2,20E-76
2066	130647,2	2841093	5,56E-78
2067	124275,5	2702532	1,40E-79
2068	118214,5	2570728	3,55E-81
2069	112449,1	2445352	8,96E-83
2070	106964,9	2326091	2,26E-84
2071	101748,2	2212646	5,71E-86
2072	96785,85	2104734	1,44E-87
2073	92065,54	2002085	3,64E-89
2074	87575,45	1904442	9,20E-91
2075	83304,35	1811561	2,32E-92
2076	79241,55	1723210	5,87E-94
2077	75376,89	1639168	1,48E-95
2078	71700,72	1559225	3,74E-97
2079	68203,83	1483181	9,45E-99
2080	64877,49	1410845	2,39E-100
2081	61713,38	1342038	6,03E-102
2082	58703,58	1276586	1,52E-103
2083	55840,57	1214326	3,84E-105

2084	53117,2	1155102	9,71E-107
2085	50526,64	1098767	2,45E-108
2086	48062,43	1045180	6,19E-110
2087	45718,4	994205,8	1,56E-111
2088	43488,68	945717,9	3,95E-113
2089	41367,72	899594,7	9,97E-115
2090	39350,19	855720,9	2,52E-116
2091	37431,06	813986,9	6,36E-118
2092	35605,52	774288,3	1,61E-119

Tabela B.4 Simulação Triangular para comparação.

Triangular			
Anos	Vila Real (m³/ano)	TRAJOUCE (m³/ano)	BRAVAL (m³/ano)
1998	-	-	0
1999	-	-	912845,6
2000	-	-	2964772
2001	-	-	5266700
2002	-	-	7259349
2003	0	0	8550046
2004	570077,1	11842156	9495501
2005	1026307	21730737	10307621
2006	1371224	29220189	10910505
2007	1646291	34638590	11609541
2008	1809577	38193116	12163375
2009	1946601	41523499	12596187
2010	2028767	44276053	13112078
2011	2099486	46422340	13416297
2012	2160436	47629278	13023440
2013	2215424	48679533	12546695
2014	1680276	36799501	9363885
2015	1247409	27272449	6858204
2016	917382,4	20077745	5030418
2017	689860,6	15121768	3778773
2018	564843,3	12411127	3081327
2019	451928,2	9951884	2452244
2020	351081,7	7752073	1893830
2021	262317,3	5811854	1404666
2022	186531,6	4138379	988541,2
2023	123907,4	2744610	645146,7
2024	74352,55	1636700	374224,5
2025	37155,93	813093,2	179393,5
2026	12385,31	271297,3	58977,67
2027	0	0	0